

PESSOA, M. S, Dinâmica populacional da raia ticonha (*Rhinoptera bonasus*) no
Nordeste do Brasil



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA

**DINÂMICA POPULACIONAL DA RAIÁ TICONHA (*Rhinoptera bonasus*) NO
NORDESTE DO BRASIL**

Mikaela da Silva Pessoa

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco como exigência para obtenção do título de Mestre.

**Prof.^a Dra. Rosângela Paula
Texeira Lessa**

Orientadora

Recife, maio/2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Lorena Teles – CRB-4 1774

P475d Pessoa, Mikaela da Silva.
Dinâmica populacional da raia ticonha
(*Rhinoptera bonasus*) no Nordeste do Brasil /
Mikaela da Silva Pessoa. - Recife, 2025.
132 f.; il.

Orientador(a): Rosângela Paula Texeira Lessa.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal
Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação
em Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Recife, BR-
PE, 2025.

Inclui referências.

1. Arraia (Peixe) - Crescimento. 2. Arraia (Peixe) -
Alimentação e rações. 3. Arraia (Peixe) - Criação . I.
Lessa, Rosângela Paula Texeira, orient. II. Título

CDD 639.3

PESSOA, M. S, Dinâmica populacional da raia ticonha (*Rhinoptera bonasus*) no
Nordeste do Brasil

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E AQUICULTURA

**DINÂMICA POPULACIONAL DA RAIÁ TICONHA (*Rhinoptera bonasus*) NO
NORDESTE DO BRASIL**

Mikaela da Silva Pessoa

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco como exigência para obtenção do título de Mestre.

Profa. Dra. Rosângela Paula Texeira Lessa

Orientadora

Departamento de Pesca e Aquicultura/Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Francisco Marcante Santana da Silva

Membro externo

Departamento de Pesca e Aquicultura/Universidade Federal Rural de Pernambuco

Profa. Dra. Suzianny Maria Bezerra Cabral da Silva

Membro interno

Departamento de Pesca e Aquicultura/Universidade Federal Rural de Pernambuco

PESSOA, M. S, Dinâmica populacional da raia ticonha (*Rhinoptera bonasus*) no
Nordeste do Brasil

Dedico este trabalho a minha
família por todo amor e apoio
durante esta jornada tão
importante da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Nenhuma jornada acadêmica é solitária, e esta dissertação reflete não apenas meu esforço, mas também o suporte de muitas pessoas que, de diferentes formas, contribuíram para sua realização, escrever esta dissertação foi um desafio que não teria sido superado sem o apoio de pessoas especiais, a quem dedico estas palavras de agradecimento.

Primeiramente, agradeço ao meu Deus Pai, que fortaleceu a minha fé e não me permitiu desistir em meio as lutas e a minha mãezinha do céu, que me deu colo e abrigo intercedendo sempre por mim em meio as minhas lágrimas.

A minha família e aos meus familiares, sempre preocupados comigo, mesmo assim, me davam todo apoio e força, por não me deixarem desistir e me mostrar que eu sou capaz de realizar esse sonho apesar das dificuldades.

Ao meu terapeuta André, que foi fundamental na minha saúde mental, me acolheu no meio desse caminho e me ajudou através da sua vocação, a vencer os meus medos e anseios, mostrando quão longe eu já fui e posso ir.

Ao meu namorado Marcos Antônio, que chegou em minha vida quando eu menos esperava, mostrando-me que eu tenho um companheiro, um amigo, um amor, que me deu todo apoio do mundo, se fez presente mesmo distante e me esperou torcendo pelo meu sucesso.

As minhas amigas Eduarda, Myllena, Tathy e Ruth, que sempre me ouviam falar como era trabalhar com raias, morar e estudar em Recife, que sempre estavam a orar por mim, para que eu pudesse voltar o quanto antes para nos encontrarmos.

Aos meus demais colegas e aos novos que fiz quando cheguei em Recife, como os da faculdade que me ajudaram nas minhas dificuldades acadêmicas, e não poderia esquecer das minhas duas colegas de apartamento, Beatriz e Indira que conheci e me ensinaram tantas coisas e partilharam tantos momentos comigo, bons e ruins, aos quais não vou esquecer.

A minha amiga Raiane, que foi um presente de Deus em minha vida, me ajudou tanto, mesmo antes de me conhecer, que se tornou uma amiga pra mim, quando eu menos esperava, lá estava ela a me convidar pra sua casa, a me presentear no meu aniversário, a partilhar momentos de sua vida comigo, uma amiga que não irei esquecer

Ao Heitor que foi um anjo de Deus na minha vida, que esteve comigo em todas as minhas coletas, desbravando muitas aventuras no Rio Grande do Norte ao meu lado para conseguirmos as minhas raias, serei eternamente grata por tudo o que fez por mim, sem sua ajuda, as coletas não teriam sido as mesmas.

Aos pescadores do Rio Grande do Norte (seu João Maria, seu Nascimento, seu Chicó e Kaio) e aos de Pernambuco (Daniel e seu Edígio), serei eternamente grata por todo empenho, ajuda para que meu trabalho acontecesse e a hospitalidade com que me receberam, sem eles, não teria conseguido tantas raias para este estudo.

Ao Dr. Phillipe Queiroz que compartilhou dos seus ensinamentos a respeito da Ecologia Trófica em raias, me ajudando em todas as etapas da pesquisa para construção deste capítulo, sendo para mim como um coorientador.

PESSOA, M. S, Dinâmica populacional da raia ticonha (*Rhinoptera bonasus*) no
Nordeste do Brasil

A todos que compõem o Laboratório de Dinâmicas Marinhas – DIMAR, pessoas incríveis que pude conhecer e conviver ao longo desses dois anos e que me ajudaram.

A minha orientadora Rosângela Lessa, uma grande mulher na ciência, a qual tive a honra de tê-la me orientando durante este processo, compartilhando dos seus ensinamentos e histórias de vida como meio de inspiração.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da Universidade Federal Rural da Pernambuco, como a Capes pela bolsa concedida a esses dois anos de pesquisa.

RESUMO

Aspectos da dinâmica populacional da raia *Rhinoptera bonasus* foram estudados através de espécimes capturadas no litoral do Rio Grande do Norte de 2023 a 2024 por meio da pesca artesanal de emalhe, com redes para a pesca da “tainha” (*Mugil* sp.) que ocorrem dentro e próximo aos estuários. A amostra analisada foi composta por 66 indivíduos, dos quais 53 vértebras foram utilizadas na estimativa de idade, variando de 0 a 11 anos. Observou-se relação significativa entre largura do disco (LD) e raio vertebral, independentemente do sexo. Parâmetros de crescimento do modelo de von Bertalanffy foram ajustados separadamente para machos e fêmeas indicaram crescimento mais rápido em machos, que atingem tamanhos menores em comparação às fêmeas. As curvas de crescimento diferiram significativamente entre os sexos ($p = 0,018$). A maturidade sexual foi atingida a 69,2 cm LD para machos e 73,9 cm LD para fêmeas. Características morfológicas reprodutivas confirmaram esses limites. Para informações sobre a ecologia alimentar, foram analisados 43 conteúdos estomacais, com 81,4% contendo alimento. A dieta foi composta por moluscos, predominantemente por bivalves, especialmente *Anomalocardia brasiliiana*, que representou 84,57% do Índice de Importância Relativa (IRI), caracterizando a espécie como um consumidor especialista oportunisto ($BA = 0,0325$). Diferenças dietéticas significativas foram obtidas entre estuários, mas não entre sexos ou estágios de maturidade. Análises isotópicas revelaram níveis tróficos superiores a 5, com fêmeas e indivíduos maduros apresentando maiores valores médios de $\delta^{15}\text{N}$. Houve variação significativa de $\delta^{15}\text{N}$ entre os períodos seco e chuvoso ($p = 0,001$), sugerindo mudanças na composição trófica ao longo do tempo, enquanto os valores de $\delta^{13}\text{C}$ indicaram similaridade na origem dos recursos alimentares utilizados por machos e fêmeas. Em virtude de não apresentar valor de mercado e não existir captura dirigida a espécie, sugere-se a obrigatoriedade da devolução ao mar de indivíduos ainda vivos para assegurar a conservação da espécie.

Palavras-chave: crescimento, idade, maturidade, dieta.

ABSTRACT

Aspects of the population dynamics of the cownose ray *Rhinoptera bonasus* were studied based on specimens captured along the coast of Rio Grande do Norte, Brazil, from 2023 to 2024 using artisanal gillnet fishing targeting mullet (*Mugil* sp.) in and near estuarine areas. The analyzed sample included 66 individuals, of which 53 vertebrae were used for age estimation, ranging from 0 to 11 years. A significant relationship was observed between disk width (DW) and vertebral radius, regardless of sex. Growth parameters from the von Bertalanffy growth model were fitted separately for males and females, indicating faster growth in males, which reach smaller sizes compared to females. Growth curves differed significantly between sexes ($p = 0.018$). Sexual maturity was reached at 69.2 cm DW for males and 73.9 cm DW for females. Reproductive morphological characteristics confirmed these thresholds. To investigate feeding ecology, 43 stomach contents were analyzed, 81.4% of which contained food. The diet consisted primarily of mollusks, especially bivalves, with *Anomalocardia brasiliiana* accounting for 84.57% of the Index of Relative Importance (IRI), characterizing the species as a specialized opportunistic feeder ($BA = 0.0325$). Significant dietary differences were found among estuaries, but not between sexes or maturity stages. Stable isotope analyses revealed trophic levels above 5, with females and mature individuals showing higher average $\delta^{15}\text{N}$ values. $\delta^{15}\text{N}$ varied significantly between dry and rainy seasons ($p = 0.001$), suggesting changes in trophic composition over time, while $\delta^{13}\text{C}$ values indicated similar sources of food resources for both males and females. Since the species has no commercial value and is not a targeted catch, we recommend mandatory release of live individuals back into the sea to support its conservation.

Key words: growth, age, maturity, diet.

PESSOA, M. S, Dinâmica populacional da raia ticonha (*Rhinoptera bonasus*) no
Nordeste do Brasil

“Deixa Deus sonhar em ti,
deixa... Não tenhas medo, é
Deus quem te segura... Segue
além...”

Frei Gilson

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Padrões corpóreos dos Myliobatiformes.....	15
Figura 2 - Diferenças na dentição entre <i>Rhinoptera bonasus</i> e <i>Rhinoptera brasiliensis</i>	18
Figura 3 – Vista dorsal de macho juvenil de <i>Rhinoptera bonasus</i> capturado em Ponta de Pedras - Goiana, Pernambuco, Brasil, no mês de outubro/2023.	19
Figura 4 – Distribuição de <i>Rhinoptera bonasus</i>	20
Figura 5 - Localização geográfica do Estado do Rio Grande do Norte com pontos de coleta.....	48
Figura 6 - Esquema representativo de medidas para <i>Rhinoptera bonasus</i>	49
Figura 7 - Representação gráfica de uma vértebra com plano de corte sagital.	51
Figura 8 - Vértebras seccionadas sagitalmente de <i>Rhinoptera bonasus</i>	52
Figura 9 – Largura do disco e número de <i>Rhinoptera bonasus</i> coletadas no Rio Grande do Norte para o estudo de idade e crescimento.	56
Figura 10 – Relação entre a Largura do Disco e o Raio da Vértebra para machos e fêmeas, divididos em diferentes categorias de largura.	57
Figura 11 – Distribuição de idades de <i>Rhinoptera bonasus</i> coletadas no Rio Grande do Norte.	58
Figura 12 – Curvas de crescimento com o modelo de Von Bertalanffy utilizando os parâmetros de crescimento estimados para <i>Rhinoptera bonasus</i> , de acordo com os autores Fisher (2010) e Fisher et al., (2013).....	61
Figura 13 – Distribuição de frequência dos comprimentos entre fêmeas e machos de <i>Rhinoptera bonasus</i> do Rio Grande do Norte.....	62
Figura 14 – Curvas de maturação sexual de <i>Rhinoptera bonasus</i> coletadas no Rio Grande do Norte.	63
Figura 15 - Proporção da largura do disco das fêmeas de <i>Rhinoptera bonasus</i> com a largura do útero coletadas no Rio Grande do Norte.	64
Figura 16 – Evidências visuais do desenvolvimento uterino esquerdo em fêmeas de <i>Rhinoptera bonasus</i> coletadas no Rio Grande do Norte.....	65
Figura 17 – Embriões coletados no útero esquerdo de raias <i>Rhinoptera bonasus</i>	66
Figura 18 - Relação entre largura do disco e comprimento dos cláspes de <i>Rhinoptera bonasus</i> coletadas no Rio Grande do Norte.....	68

Figura 19 – Testículos de <i>Rhinoptera bonasus</i> em diferentes estados de maturação.	69
Figura 20 – Distribuição do comprimento do cláster por grupo em <i>Rhinoptera bonasus</i> coletadas no Rio Grande do Norte.....	70
Figura 21 – Localização geográfica do Estado do Rio Grande do Norte com respectivos pontos de coleta.	89
Figura 22 - Média cumulativa e desvio padrão do índice de diversidade de Shannon-Wiener dos itens alimentares nos estômagos de <i>Rhinoptera bonasus</i> no Rio Grande do Norte.	97
Figura 23 – Relação entre o Peso Total (PT) e a Largura do Disco (LD).	98
Figura 24 – Relação entre o Largura da Boca (LB) e a Largura do Disco (LD).	99
Figura 25 – Consumo de presas por <i>Rhinoptera bonasus</i> entre indivíduos Imaturos e Maduros.	100
Figura 26 – Consumo de presas por <i>Rhinoptera bonasus</i> entre indivíduos do sexo masculino e feminino.	100
Figura 27 – Relação entre largura da boca de machos e fêmeas de <i>Rhinoptera bonasus</i> coletadas no Rio Grande do Norte.....	101
Figura 28 – Exemplares de <i>Anomalocardia brasiliana</i> coletados no estuário do Rio Grande do Norte.	102
Figura 29 - Índice médio de repleção estomacal dos exemplares de <i>Rhinoptera bonasus</i> entre os períodos de coleta.	104
Figura 30 - Percentual dos estados de repleção estomacal no período de coleta para a população de <i>Rhinoptera bonasus</i>	105
Figura 31 – Nível trófico entre indivíduos maduros e imaturos, de acordo com os pontos de coleta.....	106
Figura 32 – Valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre os períodos (chuvoso e seco) de <i>Rhinoptera bonasus</i> no estado do Rio Grande do Norte.	107
Figura 33 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre os sexos (machos e fêmeas) de <i>Rhinoptera bonasus</i> no estado do Rio Grande do Norte.	107
Figura 34 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de linha de base/presa aplicado no modelo de mistura isotópico Bayesiano (SIMMR).	109
Figura 35 – Marcas de escavações no substrato arenoso durante o forrageamento de <i>Rhinoptera bonasus</i> em Pontal dos Anjos (RN).	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Índice de Ajuste de Predições Empíricas (IAPE).....	58
Tabela 2 – Parâmetros de crescimento para <i>Rhinoptera bonasus</i> de acordo com os modelos de Gompertz e Von Bertalanffy publicados.	59
Tabela 3 - Espectro alimentar de <i>Rhinoptera bonasus</i> capturada na costa do Rio Grande do Norte, expresso em valores absolutos e percentuais dos métodos numéricos (N), volumétricos (V), frequência de ocorrência (F.O.) e Índice de Importância Relativa (IRI).	102
Tabela 4 – Valores de $\delta^{15}\text{N}$ para predador e presa.	106
Tabela 5 – Espécies utilizadas como baseline para obtenção de valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ em relação a espécie <i>Rhinoptera bonasus</i>	108

SUMÁRIO

Agradecimentos	5
Resumo	7
Abstract	8
Lista de figuras	10
Lista de tabelas	12
INTRODUÇÃO	10
REFERENCIAL TEÓRICO	14
OBJETIVOS	28
REFERÊNCIAS	29
CAPÍTULO I - IDADE, CRESCIMENTO E ASPECTOS DA BIOLOGIA REPRODUTIVA DE RHINOPTERA BONASUS NA REGIÃO DO RIO GRANDE DO NORTE	44
INTRODUÇÃO	44
METODOLOGIA	47
AREA DE ESTUDO E COMPOSIÇÃO AMOSTRAL	47
ANÁLISES ESTATÍSTICAS	49
RESULTADOS	56
DISCUSSÃO	70
REFERÊNCIAS	78
CAPÍTULO II - HÁBITO ALIMENTAR E ECOLOGIA TRÓFICA DE RHINOPTERA BONASUS NO NORDESTE DO BRASIL	86
INTRODUÇÃO	86
METODOLOGIA	88
AREA DE ESTUDO E COMPOSIÇÃO AMOSTRAL	88
ANÁLISES ESTATÍSTICAS	92
RESULTADOS	97

PESSOA, M. S, Dinâmica populacional da raia ticonha (*Rhinoptera bonasus*) no
Nordeste do Brasil

DISCUSSÃO	110
REFERÊNCIAS	118
CONSIDERAÇÕES FINAIS	126

INTRODUÇÃO

Os elasmobrânquios constituem o grupo de vertebrados com maior número de espécies ameaçadas (25 a 30%; DULVY *et al.*, 2014), pois, sofrem com a pressão pesqueira por serem frequentemente capturados como fauna acompanhante (espécie que não é alvo da pescaria, mas ainda assim é capturada e pode ser aproveitada comercialmente) ou “bycatch”, captura incidental (quando as espécies capturadas sem intenção, são proibidas de ser comercializadas e deveriam ser descartadas, conforme as legislações em vigor no Brasil, como a Instrução Normativa IBAMA nº 5, de 21 de maio de 2004) que ocorre em pescarias que se concentram nas espécies de peixes teleósteos mais produtivas, como atuns e outros peixes ósseos de alto valor comercial (STEVENS *et al.*, 2005; KOTAS *et al.*, 2023). Além disso, as espécies capturadas como fauna acompanhante de pescarias comerciais geralmente não são avaliadas, o que pode acarretar o declínio populacional das mesmas (SANTANDER NETO *et al.*, 2023).

Consequentemente, ações antrópicas, como a pesca excessiva, sem o manejo adequado, e a destruição dos habitats dos ecossistemas marinho-costeiros ocasionada por diferentes meios, têm contribuído com a diminuição global destes animais por décadas, inclusive em águas costeiras e interiores (DULVY *et al.*, 2008; FERRETTI *et al.*, 2010; POLIDORO *et al.*, 2012, KOTAS *et al.*, 2023), apresentando em algumas regiões declínios nas populações de até 90% para algumas espécies, dentre essas *Pseudobatos horkelii* e *Pseudobatos percellens* (VOOREN *et al.*, 2005a; LESSA & VOOREN, 2007; DULVY *et al.*, 2008; WORM *et al.*, 2013; DENT, 2015; CLARKE, 2015; CRUZ *et al.*, 2021; KOTAS *et al.*, 2023).

Isso se deve ao fato de que os elasmobrânquios exibem uma ampla diversidade em suas estratégias de história de vida, variando desde espécies com características biológicas que limitam uma alta taxa de reposição populacional, até aquelas com crescimento acelerado, curta expectativa de vida e maturação sexual precoce (CORTÉS, 2000; FRISK *et al.*, 2010). Nesse cenário, os elasmobrânquios tornam-se especialmente suscetíveis à pesca intensiva e à degradação de habitats nas regiões costeiras (CAMHI *et al.*, 1998; DULVY *et al.*, 2014).

Contudo, mesmo que os dados pesqueiros sejam escassos e subestimados, o Brasil é um dos países que mais capturam, consomem e exportam elasmobrânquios (KOTAS *et al.*, 2023). A pesca excessiva é a principal ameaça para os elasmobrânquios marinhos que ocorrem em águas brasileiras, atuando sobre 90% das espécies da Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção – Peixes e Invertebrados Aquáticos (DIAS-NETO, 2011; MMA, 2002a, 2002b, 2014; MMA, 2014; KOTAS *et al.*, 2023).

O mesmo ocorre para as raias (batóides) do gênero *Rhinoptera*, a espécie foi avaliada pelo ICMBio e IUCN, sendo classificada como “Deficiente de Dados” (DD; ICMBIO, 2018) e “Vulnerável” (VU; IUCN, 2023). Em outras partes do mundo foram levadas a status de ameaçado por pescarias relativamente pequenas (VOOREN & LAMÓNACA, 2004), os dados que podem ser usados para informar futuras avaliações de stocks de raias ticonha são críticos (FISHER *et al.*, 2013). As informações sobre o desembarque pesqueiro são insuficientes (NASCIMENTO, 2018).

Contudo, as raias desse gênero são comumente encontradas na costa brasileira com ocorrências de duas espécies: *Rhinoptera bonasus* e *Rhinoptera brasiliensis* (GADIG, 2010). Elas são popularmente conhecidas como: ticonha (GOMES *et al.*, 2010), arraia-boca-de-gaveta, arraia-gaveta, raia sapo (FROESE & PAULY, 2000), narin ou raia-morcego de acordo com a região que se encontram. Destaca-se que a espécie realiza migrações sazonais em cardumes numerosos (GRUSHA, 2005). No entanto, não se sabe sobre a rota migratória ou aspectos reprodutivos destas raias na costa do Brasil (RANGEL, 2018), como também estudos sobre idade, crescimento e ecologia trófica. As espécies desse gênero, têm sido majoritariamente estudadas no Sudeste-Sul do país (KOTAS, 2017), mas, as informações são pontuais ou restritas na região Nordeste, especialmente informações publicadas.

Segundo o relatório de Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade das Zonas Costeira e Marinha do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 1998), o limitado conhecimento em relação à biodiversidade de elasmobrânquios indica a baixa prioridade dada às pesquisas por parte dos órgãos financiadores, principalmente em razão do grupo não ser alvo das pescarias. Esse quadro reflete o baixo número de publicações sobre a dinâmica populacional e avaliação de estoques de elasmobrânquios

na costa brasileira (BARRETO, 2009). Sendo assim, há uma necessidade de pesquisas que visem o conhecimento dos parâmetros básicos da dinâmica populacional das espécies (LESSA *et al.*, 1999).

Deste modo, o estudo da idade e do crescimento da espécie é uma etapa essencial para o conhecimento da dinâmica populacional, pois permite a estimativa da longevidade e das taxas de crescimento da espécie (HOFF & MUSICK, 1990; GOLDMAN, 2005). Estes estudos têm possibilitado a comparação das condições gerais dos peixes de diferentes localidades e de peixes do mesmo estoque, em distintas épocas do ano (BOND, 1996). Informações sobre a estrutura etária podem ser usadas para avaliar as variações no crescimento e na sobrevivência no ambiente, ajudando a compreender fatores que afetam o sucesso no recrutamento (FONTELES-FILHO, 1989). Além disso, a estimativa da taxa de crescimento permite avaliar a renovação de um determinado estoque, sendo considerados cruciais para o gerenciamento e conservação das populações (NMFS, 1993; BONFIL, 1997; CAMHI *et al.*, 1998; LESSA *et al.*, 1999).

Outro fator relevante é que, *R. bonasus* possui baixa produtividade biológica, isso a torna suscetível à sobre-exploração (BARKER, 2006). A periodicidade com que as fêmeas produzem descendentes é um dos principais requisitos para a compreensão da dinâmica populacional dos elasmobrânquios através de análises demográficas (CORTÉS, 1998) e para avaliações de risco ecológico (CORTÉS, *et al.*, 2010). Determinar a idade em que as raias *R. bonasus* atingem a maturidade sexual é importante (FISHER, 2010). Estimativas atualizadas dos parâmetros da história de vida, como idade e tamanho na maturidade, idade máxima, fecundidade e periodicidade reprodutiva, são essenciais para determinar a suscetibilidade da população à sobre-exploração e para informar futuros planos de gestão (FISHER & GRUBBS, 2013).

Nesse contexto, os estudos sobre a alimentação dos batóides apresentam elevada importância para compreender diversos aspectos da vida desses organismos, como variações na idade, maturidade sexual e disponibilidade de alimentos no ambiente, além de diferenças na dieta de espécies que possuem ampla distribuição geográfica (CARMO *et al.*, 2015; GRUBBS *et al.*, 2016; ROCCHI *et al.*, 2017). Como as raias apresentam estratégias de alimentação variadas (CARMO *et al.*, 2015) devido ao hábito carnívoro,

são essenciais no controle populacional de diversas espécies que são suas presas, além de serem presas para outros carnívoros, topo de cadeia, assim, dependendo da sua localização na teia trófica, podem ocupar distintos elos (COSTA *et al.*, 2017).

Entretanto, o número de estudos sobre alimentação e forrageamento de peixes cartilagosos é muito inferior quando comparada a teleósteos; o conhecimento disponível sobre o papel trófico destes animais é limitado (CORTÉS 1999, WETHERBEE & CORTÉS 2004). A escassez de conhecimento sobre o grupo deve-se principalmente à complexidade envolvida nos estudos desses organismos, tais como: coleta, preservação, manutenção dos exemplares em coleções científicas, observações diretas em ambiente natural e em cativeiro (NELSON 1977; GRUBER & MYRBERG 1977).

Pensando nessa questão, para complementar o estudo de ecologia alimentar, os isótopos estáveis de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) são utilizados para elucidar vias fotossintéticas e processos fisiológicos nos vegetais ou na determinação das fontes de alimento para consumidores em teias alimentares aquáticas ou terrestres, pois permitem inferir relações tróficas entre organismos e estimar a posição trófica dos consumidores na cadeia alimentar. Além disso, os isótopos estáveis estão presentes nos ecossistemas e sua distribuição natural reflete, de forma integrada, a história dos processos físicos e metabólicos do ambiente (PEREIRA & BENEDITO, 2007; GÁRCIA, 2024). Dessa forma, é possível realizar a assimilação de nutrientes através de isótopos estáveis, o que possibilita alcançar uma indicação mais precisa da importância dos alimentos pelos consumidores (HUSSEY *et al.*, 2012).

Assim, ao combinar essas duas técnicas (observação do conteúdo estomacal dos organismos e análise de isótopos estáveis) é possível ter informações mais precisas e completas, resultando em uma visão mais ampla do fluxo de energia nas teias alimentares (MANETTA & BENEDITO-CECILIO, 2003) possibilitando melhor compreensão sobre o papel dos elasmobrânquios mesopredadores no ecossistema marinho (QUEIROZ, 2017).

Por fim, tendo em vista que estudos sobre a dinâmica populacional de *R. bonasus* são escassos; para uma melhor compreensão do papel ecológico desta espécie como mesopredador na zona costeira Rio Grande do Norte, foi proposto este estudo. Tem-se

a pretensão de subsidiar com as informações o Plano de Ação do grupo e as avaliações de risco de extinção para a espécie considerada Deficiente de Dados (DD; ICMBio, 2016), além de oferecer propostas de manejo nas pescarias em áreas estudadas, através das informações relativas aos aspectos alimentares, da idade, do crescimento e reprodução, realizando uma avaliação do status populacional da espécie que contribua para a sua conservação.

REFERENCIAL TEÓRICO

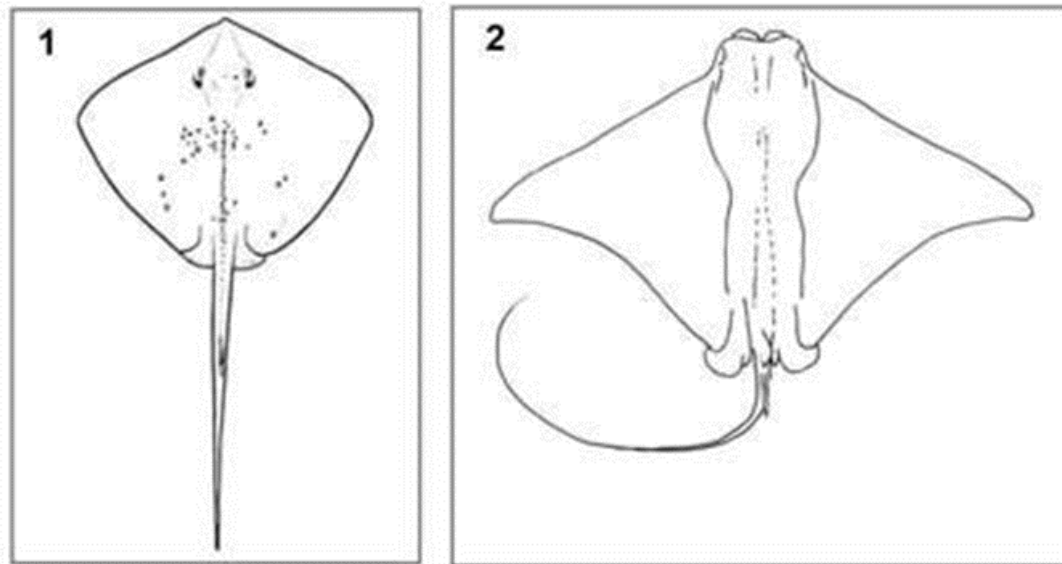
MYLIOBATIFORMES

A ordem Myliobatiformes abriga uma grande diversidade de raias, com 10 famílias, 29 gêneros e 221 espécies (WEIGMANN, 2016; NELSON *et al.*, 2016). Esses animais representam mais de 22% de todas as espécies conhecidas de Chondrichthyes e cerca de 43% de todos os batóides (EBERT & COMPAGNO, 2007). No Brasil, são conhecidas seis famílias, 10 gêneros e 26 espécies de Myliobatiformes em águas marinhas (ROSA & GADIG, 2014). Entre elas, se encontram as espécies da família Rhinopteridae, que são de porte médio e habitam áreas costeiras e estuarinas (BIGELOW & SCHROEDER, 1953; McEACHRAN & CARVALHO, 2002).

Ressalta-se que Compagno (1973) propôs este grupo, caracterizando-o por apresentar plano corpóreo com disco largo e nadadeiras peitorais alargadas. Existem dois padrões corporais distintos: 1) Olhos e espiráculos situados no topo da cabeça; as extremidades das nadadeiras peitorais não são angulares e estão fundidas à cabeça, formando uma única estrutura contínua; a região anterior à cabeça (focinho) geralmente termina em ponta; a maioria dos membros desse grupo possui hábitos bentônicos; 2) Olhos e espiráculos localizados nas laterais da cabeça; as nadadeiras peitorais têm extremidades angulares e não estão fundidas à cabeça, não formando uma peça única; a região anterior à cabeça (focinho) pode apresentar diferentes formas, como ponta, entalhe mediano frontal (chamado de nadadeiras rostrais por Compagno (1999) e nadadeiras bilobadas por Nishida (1990), ou em forma de chifres; os representantes desse morfotipo possuem hábitos pelágicos-dermesais; enquanto que a parte posterior

do corpo, pouco desenvolvida (Figura 1). A maioria das espécies possui um ferrão serrilhado na base ou na parte mediana da nadadeira caudal, que é filamentosa (GOMES *et al.*, 2010).

Figura 1– Padrões corpóreos dos Myliobatiformes.



Legenda: Padrões corpóreos em Myliobatiformes. 1 – Representa o primeiro padrão; 2 – Representa o segundo padrão.

Fonte: Adaptado de NELSON *et al.*, 2016.

Ressalta-se que esta ordem é popularmente conhecida por possuir as raias de maior porte, podendo variar entre 1 e 7 m (GOMES *et al.*, 2010). Os representantes do grupo apresentam um modo altamente derivado de natação, no qual as nadadeiras peitorais oscilam para cima e para baixo, semelhante ao voo aquático (WEBB 1984; COMPAGNO, 2005). Algumas são famosas por sua capacidade de saltar alto na água (NELSON, 2016).

Embora sejam encontradas em águas costeiras de regiões tropicais até águas temperadas, possuem também formas dulciaquícolas, como as espécies do gênero *Potamotrygonidae* (GARMAN, 1877). Esta ordem possui mais de 200 espécies, distribuídas nas famílias: Dasyatidae, Gymnuridae, Hexatrygonidae, Mobulidae, Myliobatidae, Plesiobatidae, Potamotrygonidae, Platyrhinidae, Zanobatidae, Urotrygonidae, Rhinopteridae e Urolophidae, que são consideradas o grupo mais

derivado entre os Batoidea que possui sua diferenciação mais recente (NELSON *et al.*, 1994; NELSON, 2016).

RHINOPTERIDAE

A família Rhinopteridae consiste em apenas um gênero (*Rhinoptera*) e possui de 7 a 11 espécies, os representantes deste grupo podem ser encontrados em águas tropicais, subtropicais e temperadas no Oceano Atlântico, Índico e Pacífico (LAST; STEVENS 1994; COMPAGNO, 1999, 2005; NELSON *et al.*, 2016). Da Costa Atlântica do sul da Espanha e Mediterrâneo para a África equatorial no Atlântico do leste; Golfo da Califórnia a Ilhas Galápagos; Sul da Nova Inglaterra para o sul do Brasil no Atlântico Ocidental; Austrália (Queensland); Índias Orientais; Filipinas, China; Golfo da Tailândia; Península da Malásia; Sri Lanka; Mar da Arábia do Norte e Golfo de Omã (BIGELOW; SHROEDER, 1953; EBERT; STEHMANN, 2013). São comuns em litorais e regiões estuarinas (LAST; STEVENS, 1994).

São caracterizadas pelas nadadeiras rostrais, que se alongam para frente na superfície inferior da cabeça, formando assim dois lóbulos distintos, a cabeça é distintamente bem demarcada do restante do corpo, onde é possível notar a característica do grupo, o entalhe profundo na região mediana da cabeça e parte mediana anterior do crânio é moderadamente côncava, possuem tamanho moderado a grande (60-100 cm), onde o formato do disco pode ser em losango, sendo mais largo que longo (BIGELOW; SCHROEDER, 1953; COMPAGNO, 1999); As nadadeiras peitorais são grandes e possuem extremidade angular. A cintura pélvica é relativamente longa. A pequena nadadeira dorsal está presente na base da nadadeira caudal, que é filamentosa, onde também se localiza o ferrão retrosserrilhado (BIGELOW; SHROEDER, 1953). O corpo é recoberto por pequenos denticulos dérmicos.

Possuem cinco pares de pequenas aberturas branquiais (NISHIDA, 1990); os olhos e os espiráculos situam-se lateralmente, onde os espiráculos localizam-se posterior aos olhos. As abas nasais se estendem, caindo sobre a boca com margem em forma de franjas, a boca é pequena, os dentes são largos e possuem forma de placas, com função de trituração. As espécies são diferenciadas apenas pela dentição, a qual é

dada a partir do número de dentes e a forma (Figura 2). Alimentam-se de moluscos bivalves e crustáceos, que são esmagados pela dentição em forma de placa (BIGELOW & SHROEDER, 1953; SMITH, 1980; SCHWARTZ 1989; COLLINS, 2005).

Por fim, podem ser vistas em grandes migrações na superfície, podendo saltar para fora d'água, mas também grupos de tamanho limitado em zonas bentônicas. A refrigeração ou aquecimento da temperatura das águas juntamente com a orientação do sol são propostas como causas que controlam ou desencadeiam a congregação em massa ou a migração (SCHWARTZ, 1990).

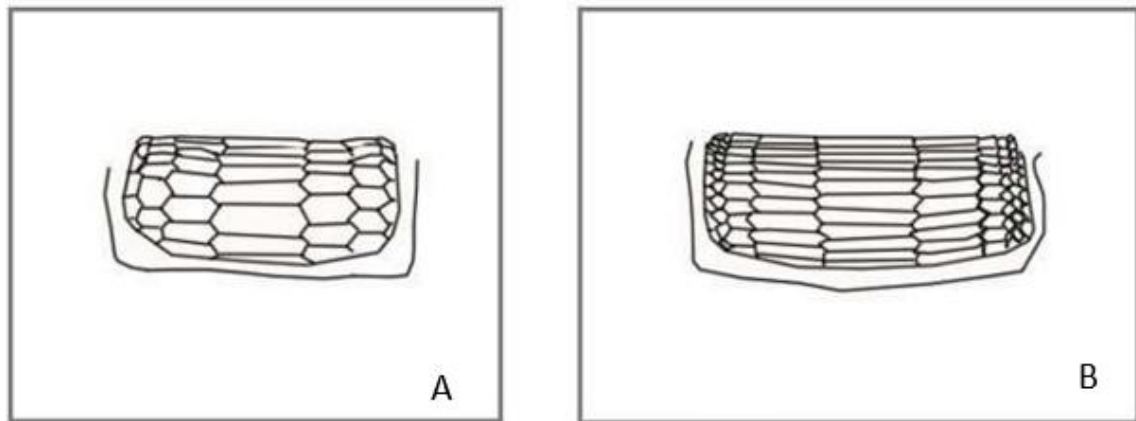
RHINOPTERA

O nome genérico *Rhinoptera* (FROESE, R. & D. PAULY, 2023), resulta da aglutinação dos étimos gregos *ῥίνοϛ* (rhinos) que significa «nariz» e *πτερόν* (pteron) que significa asa ou barbatana (WORDSENSE, 2024). A descrição da família é suficiente para identificação do único gênero conhecido. Atualmente, existem cinco espécies reconhecidas ocupando um único gênero (SCHWARTZ, 1990), no entanto, oito espécies já foram descritas (COMPAGNO, 1999, 2005; GOMES *et al.*, 2020), sendo elas: *Rhinoptera marginata* (GEOFFROY SAINT-HILAIRE, 1817), *Rhinoptera neglecta* (OGILBY, 1912), *Rhinoptera brasiliensis* (MÜLLER & HENLE, 1841), *Rhinoptera javanica* (MÜLLER & HENLE, 1841), *Rhinoptera steindachneri* (EVERMANN & JENKINS, 1891), *Rhinoptera jayakari* (BOULENGER, 1895) e *Rhinoptera bonasus* (MITCHILL, 1815). Além disso, *Rhinoptera* aparece no registro fóssil no Paleoceno tardio; há quatro espécies extintas segundo Cappetta (2012).

No Brasil, existem apenas duas espécies (CAVALCANTI *et al.*, 1997): *Rhinoptera bonasus* (MITCHILL, 1815) e *Rhinoptera brasilienses* (Müller, 1836), ambas possuem hábitos particularmente costeiros. O fato de ambas possuírem morfologia externa muito similar dificulta a identificação, a diferenciação das duas espécies se dá, normalmente por *R. bonasus*, possuir usualmente sete fileiras dentes superiores e inferiores, eventualmente encontra-se seis ou oito, e outra diferença é a largura da fileira central, onde é duas vezes mais largo que as outras duas laterais (BIGELOW; SHROEDER, 1953; Figura 2- A). Na espécie *R. Brasiliensis* normalmente,

possui nove fileiras de dentes superiores e inferiores (ocasionalmente 8 ou 10), a fileira central é de largura similar ou um pouco maior que as duas fileiras paralelas adjacentes (BIGELOW & SCHOEDER, 1953; Figura 2-B).

Figura 2 - Diferenças na dentição entre *Rhinoptera bonasus* e *Rhinoptera brasiliensis*.



Legenda: Placas dentárias: A –*Rhinoptera bonasus*; B– *Rhinoptera brasiliensis*
Fonte: GOMES *et al.*, 2010; NASCIMENTO, 2018.

Segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (VOOREN & LAMÓNACA, 2004) a espécie *Rhinoptera brasiliensis* é endêmica e ocorre em uma área restrita do Atlântico Sul Ocidental, na plataforma continental do Brasil entre os Estados do Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (2016), assim como Lessa *et al.*, (1999) corroboraram o endemismo desta espécie. Muito embora existam registros na Carolina do Norte, sudoeste do Golfo do México, costa caribenha da Colômbia, (JONES *et al.*, 2017).

Rhinoptera bonasus

A espécie *Rhinoptera bonasus* (Figura 3) é restrita à costa oeste do Oceano Atlântico (CARLSON *et al.*, 2020), se distribui pelo Atlântico ocidental, do Sul da Nova Inglaterra ao sul do Brasil dentro do Atlântico Ocidental, bem como ao longo do Golfo do México e Cuba (BIGELOW & SCHOEDER, 1953; GOMES *et al.*, 2010, MCEACHRAN & FECHHELM, 1998; Figura 4). São mais frequentemente encontrados nas plataformas continentais e insulares (SMITH & MERRINER, 1985;

MCEACHRAN & FECHHELM, 1998) são costeiras, de hábitos bentônicos e pelágicos em plataformas continentais e perto de ilhas offshore, bem como em baías, estuários e ambientes costeiros (YOKOTA & LESSA, 2004; LAST *et al.*, 2016) de regiões temperadas e tropicais, geralmente habitando em profundidades entre 1 e 22m (MCEACHRAN & CARVALHO, 2002). Lessa *et al.*, (1999) complementam que esta espécie pode estar presente por toda a costa brasileira, com indivíduos neonatos e jovens presentes principalmente em áreas rasas (LESSA & FEITOSA, 2021).

Figura 3– Vista dorsal de macho juvenil de *Rhinoptera bonasus* capturado em Ponta de Pedras - Goiana, Pernambuco, Brasil, no mês de outubro/2023.



Fonte: PESSOA, 2024.

Figura 4 – Distribuição de *Rhinoptera bonasus*.



Fonte: INTERNATIONAL UNION CONSERVATION OF NATURE, 2017.

É considerada por ter hábitos alimentares generalista e oportunista, são capazes de usar a sucção para ingerir pequenas presas ou esmagar moluscos e crustáceos de corpo duro (alimentação durófagica, ou seja, consumir presas de concha dura) usando suas fortes placas dentárias (FISHER, *et al.*, 2013). Estudos dietéticos indicaram que essa espécie consome uma grande variedade de presas, incluindo pequenos moluscos bivalves, crustáceos (anfípodas e cumáceos), poliquetas e até mesmo equinodermos (bolacha-do-mar; SMITH e MERRINER 1985; COLLINS *et al.*, 2007] (FISHER, 2010).

Certamente, o tempo de vida desses animais varia de 16 a 18 anos, sendo que a fase da vida em que pode se reproduzir é alcançada quando tem entre 4 e 5 anos, com tempo de gestação de 11 a 12 meses. Sua reprodução é vivípara aplacentária (também conhecida como ovovivípara) e os embriões dependem inicialmente de um saco

vitelínico para nutrição (FISHER, 2010). O desenvolvimento posterior é apoiado por suprimentos de histotrofo (leite uterino, rico em lipídeos e proteínas) fornecido ao embrião por meio de trofonemas, vilosidades altamente especializadas que se estendem da parede uterina (HAMLETT *et al.*, 1985), com bolsa de vitelo e acréscimo de nutrientes gordurosos produzidos pela parede do útero materno, mas sem conexão placentária entre a mãe e os filhotes, resultando no nascimento de apenas um filhote a cada gestação (WOURMS, 1977; HAMLETT *et al.*, 2005; GADIG & ROSA 2023; GOMES *et al.*, 2020).

ALIMENTAÇÃO EM RAIAS

A biologia alimentar de tubarões e raias vem sendo investigada por várias razões, dentre elas estão a compreensão da história natural de uma espécie em particular, do papel ecológico desses organismos nos ecossistemas marinhos e do impacto da predação sobre presas ameaçadas ou de valor econômico (FINA, 2014).

Informações sobre a biologia e ecologia alimentar de elasmobrânquios podem ser acessadas de forma compilada em artigos de revisão e capítulos de livro (ex.: NELSON, 1977; GRUBER & MYRBERG, 1977; CORTÉS, 1997; MOTTA & WILGA, 2001; WETHERBEE & CORTÉS, 2004).

De onde resulta, que somente 26% do total da riqueza de elasmobrânquios registrados no Brasil já tiveram sua biologia alimentar estudada. Resultados que estão de acordo com os padrões descritos mundialmente, sendo a única exceção relacionada às raias da família Potamotrygonidae (AGUIAR & VALENTIN, 2010).

Assim, as pesquisas são baseadas principalmente na dieta das espécies e podem variar desde simples descrições qualitativas dos conteúdos estomacais até um exame detalhado da abundância dos itens alimentares, periodicidade alimentar e frequência (WETHERBEE & CORTÉS, 2004).

Deste modo, a literatura sobre comportamento e consumo alimentar, mecânica de captura e relação dieta e ambiente é praticamente inexistente no Brasil, alinhado com o padrão mundial. Existem, lacunas no conhecimento sobre biologia e ecologia alimentar das espécies na costa brasileira (AGUIAR & VALENTIN, 2010).

ISÓTOPOS ESTÁVEIS NA ECOLOGIA TRÓFICA

Isótopos estáveis são variantes de um elemento químico que possuem o mesmo número de prótons, mas diferentes números de nêutrons em seus núcleos, resultando em diferentes massas atômicas que permanecem inalterados ao longo do tempo. A Análise de Isótopos Estáveis (AIE) oferece algumas vantagens em comparação aos métodos tradicionais de estudo de dieta, como o fato de registrar o alimento realmente assimilado pelo animal, e não apenas o ingerido.

A ideia principal da AIE, baseia-se no conceito de que as proporções isotópicas dos consumidores refletem as proporções isotópicas dos produtores primários (MARTINELLI *et al.*, 1988), que, por sua vez, estão relacionadas às características do ambiente em que esses produtores se encontram (REICH & WORTHY, 2006). Em estudos ecológicos, dois elementos frequentemente utilizados são os isótopos de carbono (^{13}C e ^{12}C) e de nitrogênio (^{15}N e ^{14}N), para investigar as relações tróficas e os fluxos de energia nos ecossistemas (PEREIRA & BENEDITO, 2008).

Desse modo, os valores de ^{13}C são úteis para identificar as fontes de carbono assimiladas pelos organismos e inferir sobre o habitat de alimentação (por exemplo, ambientes bentônicos versus pelágicos; GIOVANINI, 2016). Enquanto que isótopos de ^{15}N , permite estimar a posição trófica dos organismos dentro da cadeia alimentar, sendo uma ferramenta valiosa para compreender as interações predador-presa e a estrutura trófica dos ecossistemas (GIOVANINI, 2016).

ESTUDO DA DIETA POR MEIO DE ISÓTOPOS ESTÁVEIS EM ELASMOBRÂNQUIOS

Dietas e interações tróficas de elasmobrânquios são difíceis de identificar usando métodos tradicionais como análise do conteúdo estomacal e observações diretas (KIM & KOCH, 2012). Por essa razão, isótopos estáveis de carbono e nitrogênio têm sido utilizados para esclarecer diversos aspectos relacionados à ecologia trófica e aos hábitos de forrageamento dos elasmobrânquios, incluindo a amplitude e a segregação de nicho (KINNEY *et al.*, 2011; SPEED *et al.*, 2011; VAUDO & HEITHAUS, 2011; HEITHAUS

et al., 2013), especialização individual no comportamento de forrageamento (MATICH *et al.*, 2011), bem como a variação ontogenética e sexual nas interações tróficas e no uso do habitat (por exemplo, HUSSEY *et al.*, 2011; CARLISLE *et al.*, 2012).

Além disso, os valores de isótopos estáveis obtidos em longo prazo fornecem insights ecológicos valiosos sobre o papel dos elasmobrânquios dentro das cadeias alimentares (McMEANS *et al.*, 2010; VAUDO & HEITHAUS, 2011; OLIN *et al.*, 2013).

Entretanto, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ presentes em um indivíduo isolado, fornecem poucas informações em relação a sua posição trófica, sendo assim, é essencial que as razões sejam comparadas com um *baseline* apropriado (QUEIROZ *et al.*, 2017). Post (2002), assegura que a utilização de consumidores primários é recomendada, quando eles refletem com precisão a assinatura isotópica da base das redes alimentares que representam.

IDADE E CRESCIMENTO EM ELASMOBRÂNQUIOS

Estudos de idade e crescimento são fundamentais para compreender a dinâmica de uma população, pois permite determinar a idade e a demografia, longevidade e taxas de crescimento de uma espécie, que são fatores cruciais para o manejo sustentável dos estoques pesqueiros e sua conservação (HOFF & MUSICK, 1990; LESSA & SANTANA, 1999; CORTÉS, 2000; CAILLIET *et al.*, 2006; SANTANA *et al.*, 2024). De acordo com Fonteles-Filho (1989), dados sobre a estrutura etária são úteis para entender variações no crescimento e na sobrevivência no ambiente, auxiliando na compreensão dos fatores que influenciam o sucesso no recrutamento.

Além disso, a estimativa das taxas de crescimento é essencial para avaliar a renovação de um estoque específico. Portanto, uma compreensão completa de precisão como a exatidão nos procedimentos de estimativa de idade, são cruciais para o desenvolvimento e implementação de ações de manejo adequadas para a conservação das espécies (SANTANA *et al.*, 2024).

Assim, a determinação da idade dos elasmobrânquios é feita comumente através da contagem de anéis de crescimento em estruturas calcificadas, como vértebras, que

funcionam de forma semelhante aos anéis de crescimento em árvores. Cada anel representa um ciclo de crescimento, geralmente relacionado às estações do ano (CAILLIET *et al.*, 2006; NATANSON & GERVELIS, 2013).

É válido ressaltar, que os elasmobrânquios também apresentam diferentes padrões de crescimento, que podem ser descritos por modelos como o modelo de von Bertalanffy, que permite estimar a taxa de crescimento em função da idade. Esses padrões são influenciados por fatores ambientais, disponibilidade de alimento e pressões de predação (FABENS, 1965; SIMPFENDORFER & CORTÉS, 2003).

Para *R. bonasus*, Fisher *et al.*, (2013) realizaram uma análise comparativa de diferentes modelos de crescimento, incluindo a função de von Bertalanffy tradicional e uma versão modificada (VBGFmod), com aplicação de idades fracionárias e não fracionárias, o que influenciou significativamente as estimativas dos parâmetros. Esses autores relataram que *R. bonasus* apresenta crescimento relativamente rápido nos primeiros anos de vida, com posterior desaceleração, padrão comum em muitos elasmobrânquios.

Outros estudos, como o de Neer & Thompson (2005), também identificaram diferenças significativas nas curvas de crescimento entre populações do Golfo do México e do Oceano Atlântico Ocidental. Especificamente, para as raias no Golfo do México, que apresentaram menores estimativas de largura do disco assintótica e taxa de crescimento, além de maior longevidade teórica, quando comparadas às suas congêneres do Atlântico Ocidental.

Desse modo, o conhecimento da idade e crescimento permitem a construção de modelos populacionais baseados na idade e juntamente com outros aspectos da história de vida e taxas de remoção pela pesca, que podem levar a avaliação do status populacional de uma espécie (CORTÉS, 2002).

BIOLOGIA REPRODUTIVA DE ELASMOBRÂNQUIOS

De acordo com Hildebrand (1995), os peixes cartilagosos têm gônadas pares e os sexos são distintos. Os machos, possuem dois órgãos sexuais secundários externamente chamados de cláspes, que são projeções das nadadeiras pélvicas

utilizadas para transferir o esperma para a fêmea durante o acasalamento. Os órgãos internos compreendem: um par de testículos e epidídimos com ductos deferentes e eferentes, e um par de vesículas seminais. Os testículos ligam-se à região anterior do ducto arquinéfrico por meio de alguns túbulos renais, de maneira que grande parte deste desempenha uma função reprodutora (FRAGA, 2010).

Na cópula, os dois cláspes são inseridos na cloaca da fêmea. A fertilização é realizada internamente no corpo da fêmea, onde o sêmen é injetado e estocado nas glândulas nidamentais, onde são fertilizados os ovócitos (CASTRO, 1983).

Quanto as fêmeas, a cloaca, é usada para excreção e reprodução, internamente possuem um par de ovários, de ovidutos, de glândulas nidamentais e de úteros (geralmente, apenas um é funcional; FRAGA, 2010).

Em fêmeas jovens, o estágio imaturo se caracteriza por apresentar ovários comprimidos com maior abundância de ovócitos pequenos (< de 3 mm de diâmetro), mas visíveis; os ovidutos neste estágio encontram-se finos e extensos. Nas fêmeas adultas, em maturação, observam-se ovócitos de maior tamanho, de coloração amarela ou alaranjada (> de 3,1 mm) e ovidutos (úteros) dilatados.

Os diferentes métodos reprodutivos, asseguram o sucesso reprodutivo; alguns elasmobrânquios são vivíparos (dão à luz filhotes vivos), ovíparos (botam ovos), os ovos apresentam morfologia característica que varia de acordo com a espécie (MELLINGER, 1983). Em outros que são ovovivíparos (são organismos cuja forma de reprodução combina características de espécies ovíparas e vivíparas), acontece a viviparidade aplacentária, processo em que os ovos se desenvolvem dentro do corpo da mãe, mas, não são colocados no ambiente externo, os filhotes nascem já desenvolvidos, diretamente do corpo da fêmea.

Nesse modo reprodutivo acontece o desenvolvimento embrionário baseado em histotrofia, também chamado de histotrofia uterina ou "leite uterino", que faz parte da viviparidade aplacentária em que o embrião se alimenta de secreções nutritivas produzidas pelo epitélio uterino da mãe, como acontece com as espécies do gênero *Rhinoptera* (JAMIESON, 2005; HAMLETT, 2005). Essas secreções são conhecidas como histótrofos e contêm proteínas, lipídios e outros nutrientes essenciais ao desenvolvimento.

Por fim, a área de estudo no Rio Grande do Norte é rica na abundância de elasmobrânquios, dentre eles estão: *Rhizoprionodon porosus* (POEY, 1861), *Carcharhinus acronotus* (POEY, 1860), *Carcharhinus limbatus* (VALENCIENNES, 1839), *Carcharhinus falciformis* (MÜLLER & HENLE, 1839), *Pseudobatos percelens* (WALBAUM, 1792), *Narcine brasiliensis* (OLFERS, 1831), *Aetobatus narinari* (EUPHRASEN, 1890), *Rhinoptera bonasus* (MITCHILL, 1815), *Hypanus marianae* (GOMES *et al.*, 2000) e *Hypanus americanus* (HILDEBRAND & SCHROEDER, 1928) e *H. guttatus* (BLOCH & SCHNEIDER, 1801) que utilizam a área para o parto e como berçário para o desenvolvimento de filhotes (GIANETI *et al.*, 2019).

PESCARIA ENVOLVENDO ELASMOBRÂNQUIOS

Existe uma ampla evidência de declínio das populações de peixes cartilaginosos ao redor do mundo, incluindo o Brasil (STEVENS *et al.*, 2000) relacionados à pesca (VOOREN & KLIPPEL, 2005). Os autores comentam que desde 1980 a pesca dirigida a este grupo vem se intensificando mundialmente devido à redução na abundância de outros recursos pesqueiros tradicionais e ao alto valor comercial das nadadeiras dos tubarões.

Ressalta-se que mais de 11.000 toneladas/ano de tubarões e raias, o que corresponde a 3% do total capturado pela pesca extrativa marítima do País, foram desembarcadas no ano de 2005, segundo estimativas do Ministério do Meio Ambiente (IBAMA, 2007). Enquanto que em 2011, a produção teve um aumento significativo, tendo um total de 18.882,9 toneladas (MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - MPA, 2011). No entanto, mesmo que elasmobrânquios não sejam desembarcadas todos os dias, é possível que algumas espécies sejam ocasionalmente capturadas em grande número (COSTA & CHAVES, 2006), tendo em vista que vários tipos de artes de pesca capturam elasmobrânquios como captura acessória (LESSA *et al.*, 2015).

Isso reflete a predominância de indivíduos de pequeno porte sendo capturados no Sul do Brasil, possivelmente, seja devido às características da região estudada (plataforma continental rasa), bem como aos aparelhos de pesca e embarcações utilizadas, os quais não são adequados para a captura de exemplares de grande porte

(COSTA & CHAVES, 2006). Em contrapartida, Russ (1991) relata que a diminuição em abundância, especialmente das maiores classes de tamanho, é característica de populações exploradas de peixes.

De tal maneira que, a captura de indivíduos neonatos, jovens e fêmeas grávidas pode vir a se tornar um fator preocupante da pesca artesanal futuramente. Pescadores no Rio Grande do Norte relatam o alto número de fêmeas de *R. bonasus* grávidas presentes nos cardumes, em especial no verão, nos meses de novembro a fevereiro, conhecido como período seco; tendo o maior número de indivíduos neonatos e fêmeas em gestação nessa temporada, que ao serem capturadas abortam seu filhote espontaneamente na embarcação. Caso o aborto aconteça ainda na água, indivíduos de *R. bonasus* nadam livremente ao nascer (FISHER, 2010).

O momento do parto para espécie *R. bonasus* é consideração importante para o gerenciamento da pesca; Fisher (2010) afirma que se as raias forem capturadas quando estão mais acessíveis à pesca em maio e até meados de junho (os juvenis não estão presentes em grandes quantidades), para cada fêmea madura capturada, duas raias serão removidas da população, ou seja, mãe e embrião próximo ao termo, mas se capturadas após o parto ser concluído (meados de julho), a prole pode ser autorizada a entrar no esforço de recrutamento.

Além disso, a pesca de arrasto de camarão tem contribuído para a diminuição da população de neonatos. Em Caiçara do Norte - RN, essa prática acontece depois do período de defeso da lagosta, na costa (à 20m de distância da praia), local de berçário para várias espécies de baitodeos neonatos que são capturados, como: *Aetobatus narinari*, *Hypanus guttatus* e *Gymnura* sp.. A maior parte deles é devolvida ao mar sem vida, sendo denominados de rejeito ou descarte (D'INCAO *et al.*, 2002). De acordo com Brander (1981), a sobrevivência dos jovens é muito importante para a manutenção das populações de elasmobrânquios, que sofrem pressão de pesca.

Vale ressaltar, que entre os batóides, estão *Rhinoptera bonasus*, e *Hypanus* spp. em águas costeiras, sendo essas espécies vulneráveis à sobrepesca devido à alta mortalidade em pescarias artesanais (LESSA *et al* 2015; FEITOSA *et al.*, 2017). Deste modo, é possível que a atividade pesqueira artesanal, pensando a nível global, possa contribuir no momento atual com a retirada de uma pequena parcela desses indivíduos,

porém, futuramente, pode vir a se tornar uma parcela significativa no recrutamento das espécies.

Embora 95% dos pescadores em nível global sejam artesanais (PAULY, 2006), há pouca informação detalhada sobre a composição das capturas pesqueiras, devido à falta de monitoramento e relatórios adequados, causados por limitações financeiras e logísticas. Nos países em desenvolvimento, a pesca artesanal é a prática predominante, desempenhando um papel social e econômico crucial para as populações locais.

No entanto, a exploração contínua e sem regulamentação pode causar o declínio de espécies vulneráveis (como os elasmobrânquios) e afetando também espécies comerciais essenciais, além de impactar negativamente toda a cadeia alimentar, abundância e diversidade (PINNEGAR & ENGELHARD, 2008; KISZKA *et al.*, 2014).

Logo, a estatística pesqueira a nível de espécies é imprescindível para a avaliação e o manejo sustentável das pescarias (SILVA, 1996) e é indispensável para a gestão do recurso pesqueiro, em especial para os elasmobrânquios, uma vez que cada espécie possui características biológicas distintas (VOOREN *et al.*, 2003).

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Pretende-se, descrever os aspectos relevantes da dinâmica populacional de *R. bonasus* capturada no Rio Grande do Norte do Brasil em relação a idade, crescimento, biologia reprodutiva e ecologia alimentar, que contribuíam para gestão pesqueira.

Objetivos Específicos

- Estimar a idade e testar parâmetros de crescimento já estabelecidos para espécie que melhor se apresente para *Rhinoptera bonasus* capturadas no Rio Grande do Norte.
- Determinar aspectos essenciais da biologia reprodutiva de *R. bonasus*.
- Analisar a dieta da espécie baseado na análise macroscópica dos conteúdos estomacais e estimar o nível trófico utilizando os isótopos estáveis de N 15 e C13.

REFERÊNCIAS

ALBO-PUIGSERVER, M., Navarro, J., Coll, M., Aguzzi, J., Cardona, L. & Sáez-Liante, R. 2015. Feeding ecology and trophic position of three sympatric demersal chondrichthyans in the northwestern Mediterranean. **Marine Ecology Progress Series**, 524: 255-268.

BARRETO, Rodrigo; Risi Pereira. **Idade, crescimento e análise demográfica do cação- flamengo *Carcharhinus acronotus* na plataforma continental de Pernambuco, Brasil.** 2009. 94 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

BARKER, A. S. 2006. *Rhinoptera bonasus*. In: IUCN 2008. 2008 **IUCN Red List of Threatened Species**. Fecha de consulta: 4 de mayo de 2009.

BASILIO, Thiago Holanda; GARCEZ, Danielle Sequeira. A pesca artesanal no estuário do rio Curu, Ceará - Brasil: saber local e implicações para o manejo. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources, Sergipe**, v. 2, n.1. p.42-58, 2014.

BIGELOW, H. B. & SCHROEDER, W. C.; Fishes of the Western North Atlantic. Sawfishes, guitarfishes, skates and rays. **Memoirs Sears Foundation Marine Research**, v. 1, pp. 1-558. 1953.

BRANDER, K. 1981. Disappearance of common skate *Raia batis* from Irish Sea. **Nature**, 290: 4849.

BRANSTETTER, S. e STILES. R. 1987. Age and growth estimates of the bull shark, *Carcharhinus leucas*, from northern Gulf of Mexico. **Environmental Biology of Fish**, 20: 169 – 181.

BONFIL, R. Status of sharks resources in the Southern Gulf of Mexico and Caribbean: implications for management. **Fisheries Research**. 1997. 29: 101-117.

CAILLIET, G. M., GOLDMAN, K. J., & SIMPFENDORFER, C. A. (2006). Age determination and validation in chondrichthyan fishes. **Hydrobiologia**, 580(1), 245-256.

CAMPANA, S.E. **Age determination of elasmobranchs, with special reference to Mediterranean species:** a technical manual. Studies and Reviews. Rome: General Fisheries Commission for the Mediterranean, FAO, 2014. 38p.

CAPPETTA, H. 2012. Chondrichthyes. Mesozoic and Cenozoic Elasmobranchii. Teeth. Vol. 3E in H.-P. Schultze (ed.), **Handbook of Paleichthyology**. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, Munich.

CARLISLE, A. B., Kim SL, Semmens BX, Madigan DJ e outros (2012) Usando análise de isótopos estáveis para compreender a migração e a ecologia trófica dos tubarões brancos do nordeste do Pacífico (*Carcharodon carcharias*). PLoS UM 7: e30492.

CARLSON, J., Charvet, P., Blanco-Parra, MP, Briones Bell-lloch, A., Cardenosa, D., Derrick, D., Espinoza, E., Herman, K., Morales-Saldaña, J.M., Naranjo-Elizondo, B., Pérez Jiménez, J.C., Schneider, E.V.C., Simpson, N.J., Talwar, B.S., Pollom, R., Pacoureau, N. & Dulvy, N.K. 2021. *Ginglymostoma cirratum*. **The IUCN Red List of Threatened Species** 2021: e.T144141186A3095153.<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20211.RLTS.T144141186A3095153.en>. Downloaded on 12 July 2023.

CARMO, W.P.; BORNATOWSKI, H.; OLIVEIRA, E. C.; FÁVARO, L.L. Diet of the chola guitarfish, *Rhinobatos percellens* (Rhinobatidae), in the Paranaguá Estuarine complex. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 87: 721-731, 2015.

CARVALHO, M.R.DE. Higher-level elasmobranch phylogeny, basal squalians and paraphyly. In: STIASSNY M.L.J.; PARENTI L.R.; JOHNSON G.D. (Ed.), **Interrelationships of Fishes**. San Diego: Academic Press, 1996. P. 35-62.

CASSELMAN, J. M. 1983. **Age and growth assessment of fish from their calcified structure techniques and tools**. Pp. 01-17. In: Prince.

CASTRO, J. I., Sato, K., Bodine, A. B. 2016. A novel mode of embryonic nutrition in the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*. **Marine Biology Research**, 12(2): 200-205.

CAVALCANTI, M.J.; GALLO-DA-SILVA, V.; AFONSO, A.F. Identificação de *Rhinoptera bonasus* (Mitchill, 1815) e *R. brasiliensis* Müller e Henle, 1841 (Chondrichthyes, Myliobatiformes, Rhinopteridae) pela análise de funções discriminantes. **Acta Biol. Leopold.**, v. 19, n. 2, p. 205-215, 1997.

COLLINS, A. B. **An examination of the diet and movement patterns of the atlantic cownose ray *Rhinoptera bonasus* within a southwest florida estuary**. 98f. 2005. Dissertation (Master in Biology) - Department of Biology, University of South Florida, Florida, 2005.

COLLINS, A. B., M. R. Heupel, R. E. Hueter, and P. J. Motta. 2007. Hard prey specialists or opportunistic generalists? an examination of the diet of the Cownose Ray, *Rhinoptera bonasus*. **Marine and Freshwater Research** 58:135 144.

COMPAGNO, L. J. V. Interrelationships of living elasmobranch fishes. In: GREENWOOD P.H; PATTERSON C.; MILES R. (Ed.). **Interrelationships of Fishes**. London: Academic Press, 1973. v.53 p.15.

COMPAGNO, L. J. V. Systematics and Body Form. In W.C. Hamlett (Ed.). **Sharks, Skates, and Rays: The Biology of Elasmobranch Fishes**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1999. Chapter 1, p. 1-42.

COMPAGNO, L.J.V. Checklist of Living Chondrichthyes. In HAMLETT, W.C. (Ed.). **Reproductive Biology and Phylogeny of Chondrichthyes**. New Hampshire: Science Publishers, Inc., 2005. P. 503-548.

COMPAGNO, LJV; Por último, PR (2007). *Electrolux addisoni* , um novo gênero e espécie de arraia elétrica da costa leste da África do Sul (Rajiformes: Torpedinoidei: Narkidae), com uma revisão da taxonomia dos torpedinóides. **Touro Smithiana**. (7): 15-49.

CORDELL, J. C. 2000. **Remaking the waters: the significance of sea tenure-based protected areas**. Third Conference on Property rights, economics and environment. International Center for research on Environmental issues, Aix-en-Provence, France.

CORTÉS, E. & GRUBER, S.H. 1990. Diet, feeding habits and estimates of daily ration of young lemon sharks, *Negaprion brevirostris* (Poey). **Copeia**, 1: 204-218.

CORTÉS, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 54: 726-738.

CORTÉS, e. 1998. Demographic analysis as an aid in shark stock assessment and management. **Fisheries Research** 39: 199-208.

CORTÉS, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. **ICES Journal of Marine Science**, 56: 707-717.

CORTÉS, E. (2000). Life history patterns and correlations in sharks. **Reviews in Fisheries Science** 8, 299 – 344.

CORTÉS, E. (2002). **Stock assessment of small coastal sharks in the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico**. Sust. Fish. Div. Contrib. SFD-01/02-152. NOAA Fisheries, Panama City, FL.

CORTÉS, E., F. Arocha, L. Beerkircher, F. Carvalho, A. Domingo, M. Heupel, H. Holtzhausen, M. N. Santos, M. Ribera & C. Simpfendorfer. 2010. Eco Logical Risk Assessment of Pelagic Sharks Caught in Atlantic pelagic longline fisheries. **Aquatic Living Resources** 23: 25-34.

COSTA, Luciano & CHAVES, Tarso. (2006). Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na costa sul do Paraná e norte de Santa Catarina, Brasil. **Biota Neotropica**. 6.10.1590/S1676-06032006000300007.

COSTA, T. L.; PENNINO, M. G.; MENDES, L. Identifying ecological barriers in the marine environment: the case study of *Dasyatis marianae*. **Marine environmental research**, v. 125, p. 1-9, 2017.

CLARKE, S. C.; MAGNUSSEN, J. E.; ABERCROMBIE, D. L.; MCALLISTER, M. K.; SHIVJI, M. S. (2006b). Identification of shark species composition and proportion in the Hong Kong shark fin market based on molecular genetics and trade records. **Conservation Biology**, 20(1), 201-211.

CRUZ, Vanessa & Adachi, Aisni & Oliveira, Pablo & Ribeiro, Giovana & Gomes Paim, Fabilene & Souza, Bruno & Rodrigues, Alexandre & Vianna, Marcelo & Delpiani, Matias & Diaz de Astarloa, Juan & Rotundo, Matheus & Mendonça, Fernando & Oliveira, Claudio & LESSA, ROSANGELA & Foresti, Fausto. (2021). Genetic diversity in two threatened species of guitarfish (Elasmobranchii: Rhinobatidae) from the Brazilian and Argentinian coasts: an alert for conservation. **Neotropical Ichthyology**. 19. 10.1590/1982-0224-2021-0012.

DEAN, M.N., Wilga, C.D. & Summers, A.P. 2005. Eating without hands or tongue: specialization, elaboration, and the evolution of prey processing mechanisms in cartilaginous fishes. **Biology Letters**, 357-361.

DENT, F.; CLARKE, S. (2015). State of the global market for shark products. **FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper**, 590.

DE PONTUAL, H., e Geffen, AJ (2002). “**Otolith microchemistry,**” no **Manual of Fish Sclerochronology** , eds J. Panfili, H. Pontual, H. Troadec e PJ Wright (Brest: Ifremer), 245–307. doi: 10.1643/OT-03-266.

DIAS-NETO, J. (org). 2011. **Proposta de Plano de Gestão para o uso sustentável de elasmobrânquios sobreexplotados ou ameaçados de sobre-exploração no Brasil**. Brasília, IBAMA. 154p.

DIEGUES, A.C.S. (2004). **A pesca construindo sociedades: leituras em antropologia marítima e pesqueira**. São Paulo. Editora do Núcleo de Apoio à pesquisa sobre populações humanas e Áreas úmidas Brasileiras.

D’INCAO; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L. F. **Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil (1965-1999)**. Atlântica, Rio Grande, v. 24, n. 2, p. 103-116, 2002.

DULVY, N.K.; BAUM, J.K.; CLARKE, S.; COMPAGNO, L.J.V.; CORTES, E.; DOMINGO, A., *et al.*, (2008). You can swim but you can’t hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. **Aquatic Conservation** 18, 459–482.

DULVY, N. K., Fowler SL, Musick JA, Cavanagh RD and others (2014) **Extinction risk and conservation of the world’s sharks and rays**. eLife 3: e00590.

EBERT, D.; COMPAGNO L.J.V. Biodiversity and systematic of Skates (Chondrichthyes: Rajiformes: Rajoidei). **Environ. Biol. Fish.** v.80, p.111-124, 2007.

EBERT, D. A.; STEHMANN, M. F. W. **Sharks, batoids, and chimaeras of the North Atlantic**. Rome: FAO, 2013. 523p. (FAO Species Catalogue for Fishery Purposes; n.7).

ELSDON, T., Wells, B., Campana, S., Gillanders, B., Jones, C., Limburg, K., *et al.*, (2008). “**Química otolítica para descrever movimentos e parâmetros de história de vida de peixes,**” em **Oceanografia e Biologia Marinha: Uma Revisão Anual**, 46^a Edn, eds RN Gibson, RJA Atkinson e JDM Gordon (Boca Raton, FL: CRC Press), 297– 330. doi: 10.1201/9781420065756.ch7.

FABENS, A.J. Properties and fitting of the von Bertalanffy growth curve. **Growth**, v.29, p.265-289, 1965.

FEITOSA, L. M.; MARTINS, A. P. B.; GIARRIZZO, T.; MACÊDO, W.; MONTEIRO, I. L.; GURGEL, H. C. Elasmobranch fisheries in northeastern Brazil: Uncovering a major fishing ground. **Journal of Fish Biology**, v. 90, n. 4, p. 1533-1547, 2017.

FERRETTI, F.; Worm, B.; Britten, G.L.; Heithaus, M.R.; Lotze, H.K. (2010) Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. **Ecology Letters** **13**,1055–1071.

FINA, Natalia D. **Aspectos da biologia de *Atlantoraja castelnaui*, *Squatina occulta* e *Squatina guggenheim* capturados na pesca de arrasto no Sudeste e Sul do Brasil**. 2014. 55 f. Dissertação (Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca) - Instituto de Pesca – APTA – SAA, Santos, 2014.

FISHER, R. A. 2010. Life history, trophic ecology, and prey handling by Cownose Ray, *Rhinoptera bonasus*, from Chesapeake Bay. **Virginia Institute of Marine Science**, Virginia Sea Grant, Report 2010-20, VSG-10-25, Gloucester Point.

FISHER, Robert A., Call, Garrett C. & Grubbs, R. Dean (2013) Age, Growth, and Reproductive Biology of Cownose Rays in Chesapeake Bay, **Marine and Coastal Fisheries**, 5:1, 224-235, DOI: 10.1080/19425120.2013.812587

FONTELES-FILHO, A.A. (1989). Recursos pesqueiros: biologia e dinâmica populacional. Imprensa Oficial do Ceará, XVI + 296 pgs.

FRAGA, Morgana F.. Análise da Reprodução de Raias: Microscopia de Ovário. 2010. 26 f. Monografia (Pós-Graduação Lato Senso em Biologia Celular e Tecidual) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

FROESE, R. e D. Pauly. Editores. 2023. FishBase. **Publicação eletrônica da World Wide Web**. www.fishbase.org, (10/2023). Disponível em:

HEITHAUS M.R., Vaudo J, Kreicker S, Layman CA *et al.*, (2013) Aparente partição de recursos e estrutura trófica de predadores de grande porte em um ecossistema de ervas marinhas relativamente intocado. **Mar Ecol Prog Ser** 481:225–237.

HOFF, T. B. & MUSICK, J.A. (1990). **Western North Atlantic shark-fishery management problems and informational requirements. Elasmobranchs as Living Resources: Advances in the Biology, Ecology, Systematics and the Status of the Fisheries**, pp. 455–472. NOAA Tech. Rep. NMFS 90.

HOFF, T. B.; MUSICK, J. A. The age and growth of fishes: critical factors in the management of marine populations. **Fisheries**, 1990. v. 15, n. 4, p. 115-128.

HUSSEY N.E., Dudley SFJ, McCarthy ID, Cliff G, Fisk AT (2011) Perfis isotópicos estáveis de grandes predadores marinhos: indicadores viáveis de posição trófica, dieta e movimento em tubarões? **Can J Fish Aquat Sci** 68:2029-2045.

HUSSEY, N. E., MACNEIL, M. A., OLIN, J. A., MCMEANS, B. C., KINNEY, M. J., CHAPMAN, D. D.,; FISK, A. T. Stable isotopes and elasmobranchs: tissue types, methods, applications and assumptions. **Journal of Fish Biology**, 80(5), 1449-1484. 2012.

HUSSEY, N.E., MacNeil M.A., McMeans BC, Olin JA e outros (2014) Redimensionando a estrutura trófica das teias alimentares marinhas. **Écol Lett** 17:239–250.

ICMBIO. **Ficha de avaliação da espécie *Rhinoptera bonasus***. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/lista-de-especies/11937>. Acesso em: 2 maio 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Clima de Natal – RN**. São José dos Campos: INPE/CCST/SONDA, 2023. Disponível em: https://sonda.ccst.inpe.br/estacoes/natal_clima.html. Acesso em: 29 abr. 2025.

INSTITUTO Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (Org.). **Avaliação do risco de extinção dos elasmobrânquios e quimeras no Brasil: 2010-2012**. Itajaí - SC: CEPsul/ICMBio, 2016. 66 p. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/biblioteca/download/trabalhos_tecnicos/pub_2016_avaliacao_elasmo_2010_2012.pdf. Acesso em: 28 mar. 2023.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2023-1. Gland: International Union for Conservation of Nature, 2023. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 2 maio 2025.

IZZO, C., Huveneers, C., Drew, M., Bradshaw, CJA, Donnellan, SC e Gillanders, BM (2016). A química vertebral demonstra o movimento e a estrutura populacional do baleeiro de bronze. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 556, 195–207. doi: 10.3354/meps11840.

JAMIESON, Barrie. (2005). Reproductive Biology and Phylogeny of Chondrichthyes: Sharks, Batoids and Chimaeras. Series Editor B.G.M. Jamieson. Volume 3. Editor William C. Hamlett. **Science Publishers, Inc.**, Enfield, New Hampshire, U.S.A. Plymouth, U.K. ISBN1-57808-314-1. 2005..

JONES, C. M. et al. Morphological conservation of rays in the genus *Rhinoptera* (Elasmobranchii, Rhinopteridae) conceals the occurrence of a large batoid, *Rhinoptera brasiliensis* Müller, in the northern Gulf of Mexico. **Zootaxa**, v. 4286, n. 4, p. 499-514, 2017.

KIM, S.L.; KOCH, P.L. Methods to collect, preserve, and prepare elasmobranch tissues for stable isotope analysis. **Environmental Biology of Fishes**, v. 95, n. 1, p. 53-63, 2012.

KINNEY, M. J., Hussey NE, Fisk AT, Tobin AJ, Simpfendorfer CA (2011) Comunal ou competitivo? A análise de isótopos estáveis fornece evidências de partição de recursos dentro de um viveiro comunitário de tubarões. **Março Ecol Prog Ser** 439:263-276.

KISZKA, Jeremy & Charlot, Kevin & Hussey, Nigel & Heithaus, Michael & Humber, Frances & Caurant, Florence & Bustamante, Paco. (2014). Trophic ecology of common elasmobranchs exploited by artisanal shark fisheries off south-western Madagascar. **Aquatic Biology**. 23. 29-38. 10.3354/ab00602.

KOTAS, Jorge & SANTOS, Agatha & SCALCO, Allan. (2017). Elasmobrânquios demersais da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, SC (Brasil). **Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha**. 6. 1-36. 10.37002/revistacepsul.vol6.639e2017003.

KOTAS, Jorge E. *et al.*, (2023). **Capítulo 3 Plano de ação nacional para conservação dos tubarões e raias marinhos ameaçados de extinção**. In: PAN Tubarões: Primeiro Ciclo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Tubarões e Raias Marinhos Ameaçados de Extinção / organizadores: Rodrigo Barreto, Roberta A. Santos, Rosângela Lessa, Ricardo S. Rosa, Eloisa P. Vizuete, Maya R. Baggio, Paula G. Salge, Fabrício E. Tavares & Otto B. F. Gadig. Brasília (DF): ICMBio/CEPSUL, 2023. 384p.: il., color.

LAST, P. R., STEVENS, J. D. Sharks and Rays of Australia. 2 ed. Australia: CSIRO Publishing, Division of Fisheries, 1994. 513 p.

LESSA, R. P.; SANTANA, F. M.; RINCÓN, G.; GADIG, O. B. F.; EL-DEIR, A. C. A. **Biodiversidade de Elasmobrânquios do Brasil. Relatório para o Programa Nacional de Diversidade Biológica (PRONABIO) – Necton – Elasmobrânquios**. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA). Recife. 1999. 119p.

LESSA, Rosangela & Santana, Francisco. (1999). Age determination and growth of the smalltail shark, *Carcharhinus porosus*, from northern Brazil. **Marine and Freshwater Research**. 49. 705-711. 10.1071/MF98019.

LESSA, Rosangela & Vooren, Carolus. (2007). *Rhinobatos horkelii*. **The IUCN Red List of Threatened Species** 2007. 10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T41064A10396152.en.

LESSA, Rosangela & Rodrigues, Jonas & Barreto, Rodrigo & Nunes, Rayd & Camargo, Gabriela & Santana, Francisco. (2015). Pesca Incidental de Rajiformes nos arrastos de praia em Caicara do Norte, RN. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**. 7. 42-49. 10.18817/repesca.v8i2.1100.

LESSA, Rosangela & FEITOSA, Leonardo. (2021). **Relatório do projeto investigando berçários de elasmobrânquios em um hotspot de conservação global para melhoramento do manejo.**

LONG, J. A. et al. **The Rise of Fishes: 500 Million Years of Evolution**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1999. 223p.

LÓPEZ, N., Navarro, J., Barría, C., Albo-Puigserver, M., Coll, M. & Palomera, I. 2016. Feeding ecology of two demersal opportunistic predators coexisting in the northwestern Mediterranean Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 175: 15-23.

LUCIFORA, L. O.; GARCÍA, V. B.; WÜRSTEN, A.; BRESCHIANI, F. A comparative framework to explain shark declines in the Río de la Plata ecosystem. **Marine and Freshwater Research**, v. 56, n. 4, p. 497-504, 2005.

MADIGAN, D.J., Brooks, E.J., Bond, M.E., Gelsleichter, J., Howey, L.A., Abercrombie, D.L., Broocks, A. & Chapman, D.D. 2015. Diet shift and site-fidelity of oceanic whitetip sharks *Carcharhinus longimanus* along the Great Bahama Bank. **Marine Ecology Progress Series**, 529: 185-197.

MARTINELLI, L. A., VICTORIA, R. L., MATSUI, E. FORSBERG, B. R., MOZETO, A. A. Utilização das variações naturais de $\delta^{13}\text{C}$ no estudo de cadeias alimentares em ambientes aquáticos: princípios e perspectivas. **Acta Limnol. Brasil**. v. 11, p. 859 882, 1988.

MATICH, P., Heithaus MR, Layman CA (2011) Padrões contrastantes termos de especialização de forrageamento individual e acoplamento trófico em dois predadores marinhos. **J Anim Ecol** 80: 294-305

MAZZOLENI, R. C.; SCHWINGEL, P. R. Aspects of the reproductive biology of *Pseudobatos horkelii* (Rhinobatidae) in southern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, v. 50, n. 3, p. 441-446, 1999.

McEACHRAN, J.D. & FECHHELM, J.D. 1998. **Fishes of the Gulf of Mexico**. Vol. 1, University of Texas Press. 192 pp.

McEACHRAN, J. D.; CARVALHO, M. R.; "Dasyatidae". In: CARPENTER, K. E. (ed). The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: **Introduction, Molluscs, Crustaceans, Hagfishes, Sharks, Batoid fishes and Chimaeras (FAO Species Identification Guide for Fisheries Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5)**. Rome, Italy, FAO. 2002.

McMEANS, B. C., Svavarsson J, Dennard S, Fisk A (2010) Dieta e uso de recursos entre os tubarões da Groenlândia (*Microcefalia Somniosus*) e teleósteos amostrados em águas islandesas usando $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$ e mercúrio. **Pode J Fish Aquat Sci** 67: 1428-1438

McMILLAN, M. N., Huveneers, C., Semmens, JM e Gillanders, BM (2018). Marcas naturais revelam que populações de tubarões escolares dependentes da conservação usam diferentes áreas de filhotes. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** 599, 147–156. doi: 10.3354/meps12626.

MELLINGER, J. Egg-case diversity among dogfish, *Scyliorhinus canicula* L: a study of egg laying rate and nidamental gland secretory activity. **J. Fish. Biol.**, v. 22, p. 83-90, 1983.

MICHENER, R.H. & SCHELL, D.M. (1994). Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. In: **Stable isotopes in ecology and environmental science (Lajtha, K. & Michener, R., eds)**, pp.138-157. Oxford: Blackwell Publishing.

MINAGAWA, M., WADA, E. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}N$ and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, n. 5, p. 1135-1140, 1984.

MMA. 2002a. **Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação da Biodiversidade das Zonas Costeira e Marinha**. Brasília, MMA/SBF. 72 p.

MMA. 2002b. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília, MMA/SBF. 404 p.

MMA. 2014. Portaria nº 445 de 17 de dezembro de 2014. **Reconhece como espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos"**. Diário Oficial [da] União, Brasília, DF, 18 de dez. de 2014.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). **Boletim estatístico da pesca e aquicultura 2011**. Brasília, 2011.

MOTTA, P.J. & WILGA, C.D. 2001. Advances in the study of feeding behaviors, mechanisms, and mechanics of sharks. **Environmental Biology of Fishes**, 60: 131-156.

NASCIMENTO, Paula Fernanda Moura do. **Caracterização anatômica de *Rhinoptera* provenientes da costa brasileira**. 2018. 136 f. Dissertação (Mestrado em Biociências) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

NATANSON, L. J., & GERVELIS, B. J. (2013). The reproductive biology of the common thresher shark *Alopias vulpinus* in the western North Atlantic Ocean. **Fishery Bulletin**, 111(3), 205-219.

NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE (NMFS). **Fishery Management Plan for Sharks of the Atlantic Ocean**. NOAA, U.S. Department of Commerce. 1993. 266p.

NAVIA, A.F., Mejía-Falla, P.A. & Giraldo, A. 2007. Feeding ecology of elasmobranch fishes in coastal waters of the Colombian eastern tropical Pacific. **BMC Ecology**, 7: 8-18.

NAVIA, A.F.; CORTÉS, E.; MEJÍA-FALLA, P.A. Topological analysis of the ecological importance of elasmobranch fishes: A food web study on the Gulf of Tortugas, Colombia. **Ecological modelling**, v. 221, n. 24, p. 2918-2926, 2010.

NEER, J. A. & B. A. THOMPSON. História de vida da raia-nariz-de-vaca, *Rhinoptera bonasus*, no norte do Golfo do México, com comentários sobre a variabilidade geográfica em características da história de vida. *Environ Biol Fish* 73, 321–331 (2005). <https://doi.org/10.1007/s10641-005-2136-5>

NELSON, D.R. 1977. On the Field Study of Sharks Behavior. **American Zoology**, 17: 501- 507.

NELSON, J. S. *Fishes of the world*. 3rd ed. New York: John Willey and Sons, 1994. 234p.

NISHIDA, K. Phylogeny of the suborder Myliobatitoidei: Memoirs of the Faculty of Fisheries. [S.l.]: Hokkaido University, 1990. v.37. p. 1-108.

NUNES, R. I. 2012. **Idade, crescimento e biologia reprodutiva da raia-viola *Rhinobatos percellens* (Walbaum,1792) capturada pelo arrasto de praia de Caiçara do Norte/RN**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, Pernambuco.

OLIN, J. A., HUSSEY, N. E., GRGICAK-MANNION, A., FRITTS, M. W., WINTNER, S. P., & FISK, A. T. Variable $\delta^{15}\text{N}$ diet-tissue discrimination factors among sharks: implications for trophic position, diet and food web models. **PloS one**, 8(10), e77567. 2013

PAILLON, C., Wantiez, L., Kulbicki, M., Labonne, M. e Vigliola, L. (2014). **A extensão dos habitats de berçário de mangue determina a distribuição geográfica de um peixe**

de recife de coral em um arquipélago do Pacífico Sul. PLoS One 9:e105158. doi: 10.1371/journal.pone.0105158

PAULY, D. (2006) Principais tendências na pesca de pequena escala, com ênfase nos países em desenvolvimento e algumas implicações para as ciências sociais. **Marit Stud** 4:7–22

PEREIRA, Alexandre Leandro; BENEDITO, Evanilde. Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. *Revista Biociências*, Taubaté, v.13, n.1-2, p.16-27, 2007. Disponível em: <http://www.unitau.com.br/scripts/prppg/biocienc/Arquivos/Revista%20v.13%20n12%20de%202007/Is%F3topos%20est%20E1veis%20em%20estudos%20ecol%F3gicos.pdf>

PINNEGAR, J. K., Engelhard GH (2008) A mudança de linha de base fenômeno: uma perspectiva global. *Rev Fish Biol Fish* 18: 1-16

POLIDORO, B.A.; Brooks, T.; Carpenter, K.E.; Edgar, G.J.; Henderson S.; Sanciangco J.; Robertson, D.R. 2012. Patterns of extinction risk and threat for marine vertebrates and habitat-forming species in the Tropical Eastern Pacific. **Marine Ecology-Progress Series** 448:93–104.

POLUNIN, N.V.C. & PINNEGAR, J.K. (2002). **Trophic ecology and the structure of marine food webs.** In *Handbook of fish biology and fisheries* (Hart, P. J. B. & Reynolds, J. D., eds), pp. 301-316. Oxford: Blackwell Publishing.

POST, D. M. Using Stable Isotopes to Estimate Trophic Position: Models, Methods, and Assumptions. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 703-718, 2002.

POULAKIS, G.R. 2013. **Reproductive biology of the Cownose Ray in the Charlotte Harbor estuarine system, Florida.** *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science*. 2013, 5:159–73.

PUCCI, Marinella Coutinho Jacinto. **Interações tróficas dos peixes e lulas da Baía do Araçá, município de São Sebastião (São Paulo, Brasil):** uma abordagem pelo uso de isótopos estáveis. 2016. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, University of São Paulo, São Paulo, 2016. doi:10.11606/T.21.2016.tde-13122016-170637. Acesso em: 2023-05-05.

QUEIROZ, Aristóteles & Araújo, Maria & LESSA, Rosângela. (2019). Dietary composition and trophic level of *Hypanus marianae* (Myliobatiformes: Dasyatidae), captured off Pernambuco coast, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**. 47. 808-817. 10.3856/vol47-issue5-fulltext-10.

QUEIROZ, Aristóteles & ARAÚJO, Maria & HUSSEY, Nigel & LESSA, Rosângela. (2022). Trophic ecology of three stingrays (Myliobatoidei: Dasyatidae) off the Brazilian

Northeastern coast: habitat use and resource partitioning. **Journal of Fish Biology**. 102. 10.1111/jfb.15226.

RANGEL, Bianca & Hussey, Nigel & Gomes, Aline & Rodrigues, Alexandre & Martinelli, Luiz & Moreira, Renata. (2019). Resource partitioning between two young-of-year cownose rays *Rhinoptera bonasus* and *R. brasiliensis* within a communal nursery inferred by trophic biomarkers. **Journal of Fish Biology**. 94. 1-9. 10.1111/jfb.13958.

RANGEL, Bianca. (2018). **Lipídios e isótopos estáveis como indicadores de investimento materno e estratégias nutricionais neonatais em raias viví-paras histotróficas**. 10.11606/D.41.2018.tde-01062018-092322.

ROSA, R. S., & GADIG, O. B. F. (2014). Conhecimento da diversidade dos Chondrichthyes marinhos no Brasil: a contribuição de José Lima de Figueiredo. *Arquivos de Zoologia (São Paulo)*, 45(esp), 89-104.

RUDDLE, K. 2000 Systems of knowledge: dialogue, relationships and process, in Begossi, A and Hens, L Environment, development and sustainability, **Kluwer Academic Publishers**, Vol2, ns3-4.

RUSS, G.R. 1991. Coral reef fisheries: effects and yields. *In* The Ecology of Fishes on Coral Reefs, Ed. By P. F. Sale. **Academic Press**, San Diego. 601-635.

SANTANDER NETO, Jones & Santana, Francisco & Vasconcelos, Jonas & LESSA, ROSANGELA. (2023). Santander-Neto et al., 2023 Age and Growth of the Threatened Smalleye Round Ray, *Urotrygon microphthalmum*, Delsman, 1941, from Northeastern Brazil. **Fishes**. 8. 10.3390/fishes8030160.

SANTANA, Francisco & LESSA, ROSANGELA & Afonso, & Hazin, & Barreto, Rodrigo. (2024). **Age and growth of the tiger shark, Galeocerdo cuvier (Péron & Lesueur, 1822) from the equatorial South Atlantic Ocean**. 10.21203/rs.3.rs-4000814/v1.

SILVA, K. G. 1996. **Estudo comparativo dos parâmetros populacionais de reproduções do cação-anjo *Squatina argentina* (Marini, 1930), *Squatina guggenheim* (Marini, 1936) e *Squatina occulta* (Vooren e Silva, 1991), no sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado), Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande, 106p.

SILVEIRA, Murilo Henrique Fonseca. **Desenvolvimento de métodos moleculares para identificação das principais espécies de raias da região Norte do Brasil**. Orientador: Luis Fernando da Silva Rodrigues Filho. 2017. 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas bacharelado) - Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus Capanema (PA), 2017.

SIMPFENDORFER, C. A., & CORTÉS, E. (2003). Assessing the stock status of small coastal sharks in the US Atlantic and Gulf of Mexico. **Marine and Freshwater Research**, 54(4), 503-512.

SMITH, J.W. & MERRINER, J.V. 1985. Food habits and feeding behavior of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus* in Lower Chesapeake Bay. **Estuaries**, 8: 305-310.

SMITH, C.L. **National Audubon Society field guide to tropical marine fishes of the Caribbean, the Gulf of Mexico, Florida, the Bahamas, and Bermuda**. New York: Alfred A.Knopf, Inc., 1997. 720 p.

STEVENS, J.D.; WALKER, T.I.; COOK S.F.; FORDHAM, S. 2005. Threats faced by chondrichthyan fishes. In: Fowler SL, Cavanagh R, Camhi M, Burgess GH, Caillet GM, Fordham S, Simpfendorfer CA, Musick JA, editors. Sharks, rays and chimaeras: the status of the Chondrichthyan fishes. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: **IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group**. p. 48–57.

VENKATESH, B.; NING, Y.; BRENNER, S. Late changes in spliceosomal introns define clades in vertebrate evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, n. 18, p. 10267-10271, 1999.

VON BERTALANFFY, L. A quantitative theory of organic growth. **Human Biology**, v.10, p.181-123, 1938.

VOOREN, C. M.; Naves, L. C.; & Romay, A. F. L. 2003. **Guia para identificação de tubarões e raias em desembarques da pesca no Rio Grande do Sul**. Documentos Técnicos- Oceanografia. Rio Grande: Ed. FURG, 54p.

VOOREN, C. M., and A. F. Lamónaca. 2004. *Rhinoptera brasiliensis*. IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) 2012 Red List of Threatened Species, **Global Species Programme**, Cambridge, UK.

VOOREN, Carolus & Klippel, Sandro & Galina, André. (2005). Biologia e status de conservação dos tubarões martelo *Sphyrna lewini* e *S. zygaena*. - In: Carolus Maria Vooren e Sandro Klippel (eds.) **Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil**. Porto Alegre: Igaré, 2005. 262 p. (ISBN 85--99751--01--8).

VOOREN, Carolus & LESSA, Rosangela & Klippel, Sandro. (2005a). Biologia e Status de Conservação da Viola *Rhinobatos horkelii*.

WALTHER, B. D. (2019). A arte da química dos otólitos: interpretando padrões integrando perspectivas. **Mar. Freshwater Res.** 70, 1643–1658. doi: 10.1071/MF18270

WEBB, N. R.; CLARKE, R. T.; NICHOLAS, J. T. Invertebrate diversity on fragmented Calluna-heathland: effects of surrounding vegetation. **Journal of biogeography**, p. 41-46, 1984.

WETHERBEE, B.M. & CORTÉS, E. 2004. Food Consumption and Feeding Habits. Pp. 225–246. In: J.C. Carrier; J.A. Musick & M.R. Heithaus (eds.). **Biology of Sharks and Their Relatives**. CRC Press LLC, Boca Raton. 596p.

WILGA, C.A., Diniz, S.E., Steele, P.R., Sudario-Cook, J., Dumont, E.R. & Ferry, L.A. 2016. Ontogeny of feeding mechanics in smoothhound sharks: morphology and cartilage stiffness. **Integrative and Comparative Biology**, 56: 442-448.

WORDSENSE. WordSense Online Dictionary, 2024. Página inicial. Disponível em: <<https://www.wordsense.eu/%E1%BF%A5%CE%B9%CE%BD%CF%8C%CF%82/>>. Acesso em: 12 de jan. de 2024.

WORDSENSE. WordSense Online Dictionary, 2024. Página inicial. Disponível em:<<https://www.wordsense.eu/%CF%80%CF%84%CE%B5%CF%81%CF%8C%CE%BD/>>. Acesso em: 12 de jan. de 2024.

WORM, B.; DAVIS, B.; KETTERMER, L.; WARD-PAIGE, C.A.; CHAPMAN, D.; HEITHAUS, M.R.; KESSEL, S.T.; GRUBER, S.H. (2013) Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. **Marine Policy**, v.40, p.194–204, 2013.

WOURMS, J.P. (1977). Reproduction and development in Chondrichthyan fishes, **American Zoologist** 17, pp. 379–410.

WOURMS, J.P. 1981. Viviparity: The maternal-fetal relationship in fishes. **American Zoology**, 21 :473-515.

YOKOTA, L.; LESSA, R.P. A nursery area for sharks and rays in Northeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v.75, p.349-360, 2006.

CAPÍTULO I

IDADE, CRESCIMENTO E ASPECTOS DA BIOLOGIA REPRODUTIVA DE *Rhinoptera bonasus* NA REGIÃO DO RIO GRANDE DO NORTE

INTRODUÇÃO

A ordem Myliobatiformes é uma das maiores entre os elasmobrânquios, abrangendo aproximadamente 160 espécies atuais, o que representa cerca de 36% de todas as raias (COMPAGNO, 1990). No Brasil, existem apenas duas espécies representantes da família Rhinopteridae (CAVALCANTI *et al.*, 1997): *Rhinoptera bonasus* (MITCHILL, 1815) e *Rhinoptera brasilienses* (MÜLLER, 1836), ambas possuem hábitos costeiros. A espécie alvo do estudo, *R. bonasus*, atinge um comprimento máximo de aproximadamente 150 cm de envergadura, considerada uma espécie de tamanho moderado (SMITH *et al.*, 2010).

É uma espécie de pouca importância comercial, na maioria das regiões onde ocorre. A espécie não é alvo de pescarias comerciais específicas, sendo capturada como “bycatch” (captura acidental) em pescarias voltadas para outras espécies (PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011). É capturada principalmente pela rede de emalhe (JOHNSON & PÉREZ, 2015) com a pesca direcionada a *R. bonasus* ocorrendo próxima à costa, utilizando embarcações de pequeno porte, especialmente em áreas onde a espécie se agrega para alimentação (SILVA *et al.*, 2018). A presença de *R. bonasus* na região é mais frequente nas pescarias dos meses de julho a novembro, o que intensifica a produção pesqueira durante esse período (GOMES *et al.*, 2020). Ainda assim, essa prática não ocorre em larga escala e não caracteriza uma atividade pesqueira economicamente significativa (PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011).

De acordo com a IUCN (International Union for Conservation of Nature), está classificada como vulnerável (VU) devido a uma combinação de fatores relacionados: ao ciclo de vida, por apresentar maturação tardia e baixa fecundidade o que dificulta a reposição de sua população (IUCN, 2019; LAST *et al.*, 2016); degradação ambiental, afeta diretamente as zonas de alimentação e reprodução dessa espécie (IUCN, 2019); e a pressão

pesqueira, sendo frequentemente capturada de forma direta ou acidental, suas populações são afetadas por altos níveis de exploração, especialmente em regiões costeiras (FISHBASE, 2024; LAST *et al.*, 2016), devido a espécie está sempre em cardumes, causando declínio populacional.

De modo mais amplo, os batóides são o grupo mais ameaçado de elasmobrânquios, com 19,9% das espécies listadas em uma categoria Ameaçada pela Lista Vermelha da IUCN (DULVY *et al.*, 2014; LAST *et al.*, 2016). Eles têm sido cada vez mais capturados em todo o mundo, o que contribuiu para o declínio das populações (STEVENS *et al.*, 2000; CAVANAGH *et al.*, 2003; CAILLIET *et al.*, 2005; STEVENS *et al.*, 2005; BRANCO *et al.*, 2006; DULVY *et al.*, 2003, 2014).

Muitas populações de elasmobrânquios em todo o mundo estão em depleção devido à pressão da pesca intensiva, resultando em diversas espécies ameaçadas de extinção, e até em alguns casos atingindo o colapso (BONFIL, 1994; HOENIG e GRUBER 1990). Isto acontece devido a quatro fatores: 1) degradação dos ambientes costeiros em que se desenvolvem; 2) estratégia de vida dessas espécies; 3) aumento do esforço de pesca; e 4) captura incidental (*bycatch*) ou fauna acompanhante (CAMHI *et al.*, 1998; LESSA *et al.*, 1999). No Brasil, várias espécies de elasmobrânquios são exploradas comercialmente, e é predominante a ausência de informações básicas sobre a biologia das espécies, o que dificulta o manejo e a conservação (LESSA *et al.*, 1999).

As populações de batóides podem ser rapidamente esgotadas quando expostas a essas pressões antropogênicas (STEVENS *et al.*, 2000; FOWLER *et al.*, 2005). O tamanho do estoque e o recrutamento estão intimamente relacionados em batóides, resultando em longos períodos de recuperação após a superexploração (HOLDEN, 1974; STEVENS *et al.*, 2000). A capacidade de gerir e conservar eficazmente populações de batóides é afetada pelo escasso conhecimento sobre sua biologia e ecologia (CERUTTI-PEREYRA *et al.*, 2014; LAST *et al.*, 2016).

Por esta razão, avaliações populacionais de elasmobrânquios são necessárias para determinar os riscos trazidos sobre a exploração e como contornar estes riscos através de medidas de gestão (WALKER, 2007). A determinação da idade e do crescimento dos peixes e de outras taxas vitais como longevidade e mortalidade natural, são fundamentais para a gestão das pescas; fornecem informações críticas sobre a mortalidade dos stocks e

as taxas de crescimento que, se avaliadas temporalmente, podem indicar respostas dos stocks às mudanças de habitat, sucesso no recrutamento e mudanças na estruturação da população devido à mortalidade por pesca sendo especialmente necessários para as populações exploradas (MORALES-NIN 1992; CAMPANA, 2001; GOLDMAN, 2005; FROESE & PAULY, 2013).

Estudos de idade e crescimento são fundamentais para a compreensão da dinâmica populacional de uma espécie, pois fornecem informações essenciais sobre sua estrutura etária, ritmo de desenvolvimento e longevidade (BEAMISH; MCFARLANE, 1987). A partir desses dados, é possível estimar a idade de primeira maturação sexual, taxas de mortalidade natural e pesqueira, bem como modelar o crescimento dos indivíduos ao longo do tempo (CAILLIET; GOLDMAN, 2004). Tais informações são indispensáveis para o manejo sustentável e para a conservação das populações naturais, especialmente em espécies que apresentam crescimento lento e baixa taxa reprodutiva, como muitos elasmobrânquios (MUSICK, 1999). Dessa forma, o conhecimento sobre idade e crescimento contribui significativamente para a definição de estratégias de proteção e uso racional dos recursos biológicos (QUINN & DERISO, 1999).

Essas análises têm possibilitado a comparação das condições gerais dos peixes de diferentes regiões e dos mesmos estoques em diferentes épocas do ano (BOND, 1996). De acordo com Fonteles-Filho (1989), informações sobre a estrutura etária ajudam a compreender as variações no crescimento e na sobrevivência em diferentes ambientes, contribuindo para o entendimento dos fatores que influenciam o sucesso no recrutamento. Além disso, a estimativa da taxa de crescimento auxilia na avaliação da renovação de um estoque. Embora a espécie *R. bonasus* seja extensivamente estudada devido à ampla distribuição, aspectos de idade e crescimento não foram investigados para a espécie na região Nordeste do Brasil. Para este estudo, como na maioria dos elasmobrânquios, a vértebra é considerada a melhor estrutura, permitindo identificar e interpretar os anéis de crescimento (CAILLET *et al.*, 1983, CAMPANA, 2001).

Outro fator que contribui para sua baixa exploração é sua biologia reprodutiva restrita, já que a espécie produz apenas um filhote por ano, tornando-se altamente vulnerável à sobrepesca (MOVEMENT OF LIFE, 2024). Essa característica reforça a necessidade de precaução em qualquer atividade que envolva sua captura.

Alguns estudiosos já estimaram parâmetros reprodutivos para *R. bonasus* (PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011) no Atlântico Noroeste (SMITH & MERRINER, 1986) e em toda a sua área de distribuição (BIGELOW & SCHROEDER, 1953; MCEACHRAN & CARVALHO, 2002), além da região norte do Golfo do México (NEER & THOMPSON, 2005; PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011). No Brasil, as informações que se tem a respeito, são sobre *R. brasiliensis*.

Desse modo, o conhecimento de parâmetros reprodutivos, como o tamanho de maturidade e os períodos de reprodução, juntamente com dados da atividade pesqueira (como área, profundidade, sazonalidade, entre outros), é de grande importância para a gestão pesqueira, que os utiliza para a criação de possíveis medidas de proteção e conservação, como tamanhos mínimos de captura, épocas de defeso, áreas de proteção, entre outras (LUCIFORA *et al.*, 2009), visando garantir a sustentabilidade das populações a longo prazo (HILBORN e WALTERS, 1992; SHIVJI *et al.*, 2002).

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo estimar a idade e observar como as raias ticonha se comportam a partir dos parâmetros de crescimento publicados, bem como analisar os aspectos da biologia reprodutiva de *Rhinoptera bonasus* capturadas no estado do Rio Grande do Norte.

METODOLOGIA

AREA DE ESTUDO E COMPOSIÇÃO AMOSTRAL

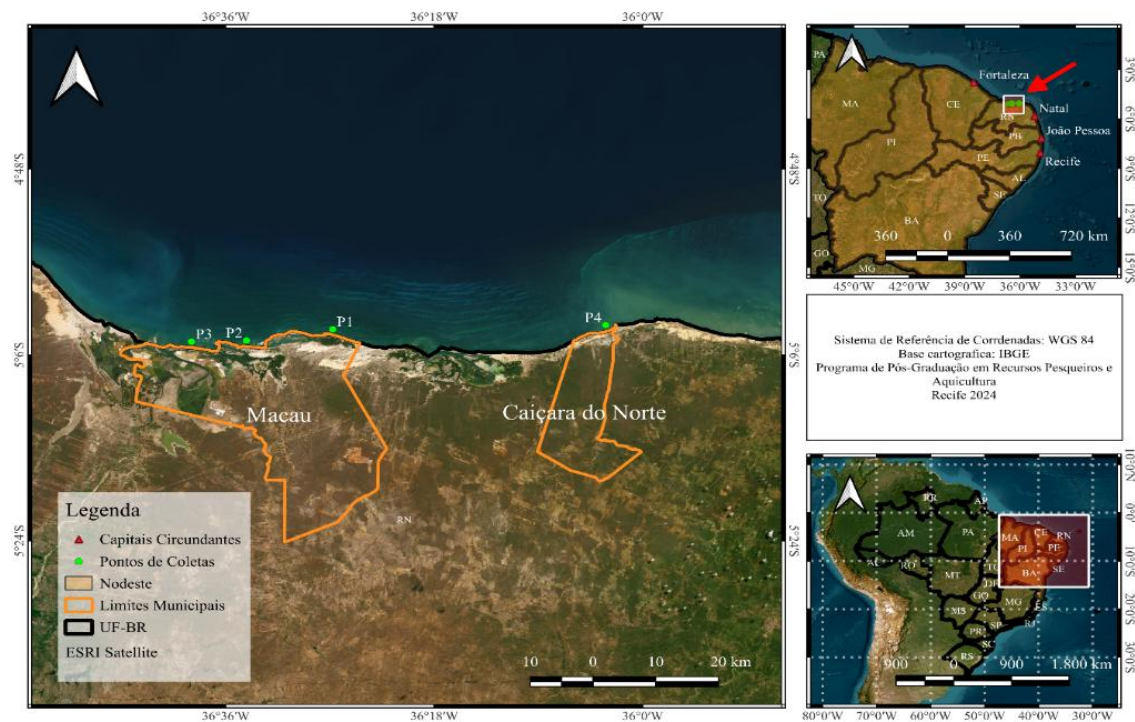
As amostras de *Rhinoptera bonasus* foram coletadas de pescarias artesanais no estado do Rio Grande do Norte, Brasil (Extremo Sul, próximo a Baía Formosa, RN - Latitude: 6°22'00.0"S, Longitude: 35°00'00.0"W e Extremo Norte, próximo à Touros, RN - Latitude: 5°11'00"S, Longitude: 35°29'00"W).

Os locais de coleta foram: Caiçara do Norte, Diogo Lopes e Macau (Porto da Pescaria e Valadão; Figura 5). Utilizou-se amostras coletadas em dois períodos do ano: seco (setembro a janeiro; INPE, 2023) e chuvoso (fevereiro a junho; INPE, 2023), precisamente em novembro e dezembro de 2023, abril e junho de 2024. Nesses meses, a espécie é avistada e capturada frequentemente pelos pescadores.

Os pescadores utilizavam barcos com menos de 10 m de comprimento e com motor de popa (PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011), redes de emalhar de até 400 braços de comprimento (equivalente a aproximadamente 731,52 m) e 3 m de altura com malhagem de 30 cm (tainheira) a 50 cm (raieira), a espessura do nylon variando de 0,25 a 0,50 mm.

As operações de pesca foram realizadas em áreas com profundidades variando de 0,5 a 5 m, em operações de 5 a 8 horas aproximadamente pelo litoral do estado do Rio Grande do Norte com a maior parte dos indivíduos capturadas dentro do estuário ou próximo a ele. As redes são lançadas quando se nota a presença da espécie alvo da pescaria (*Mugil* sp.), exceto quando a pesca ocorre de forma intencional para a captura de *R. bonasus*, em que os cardumes são avistados durante o forrageamento ou quando estão passando próximo ao estuário.

Figura 5 - Localização geográfica do Estado do Rio Grande do Norte com pontos de coleta.

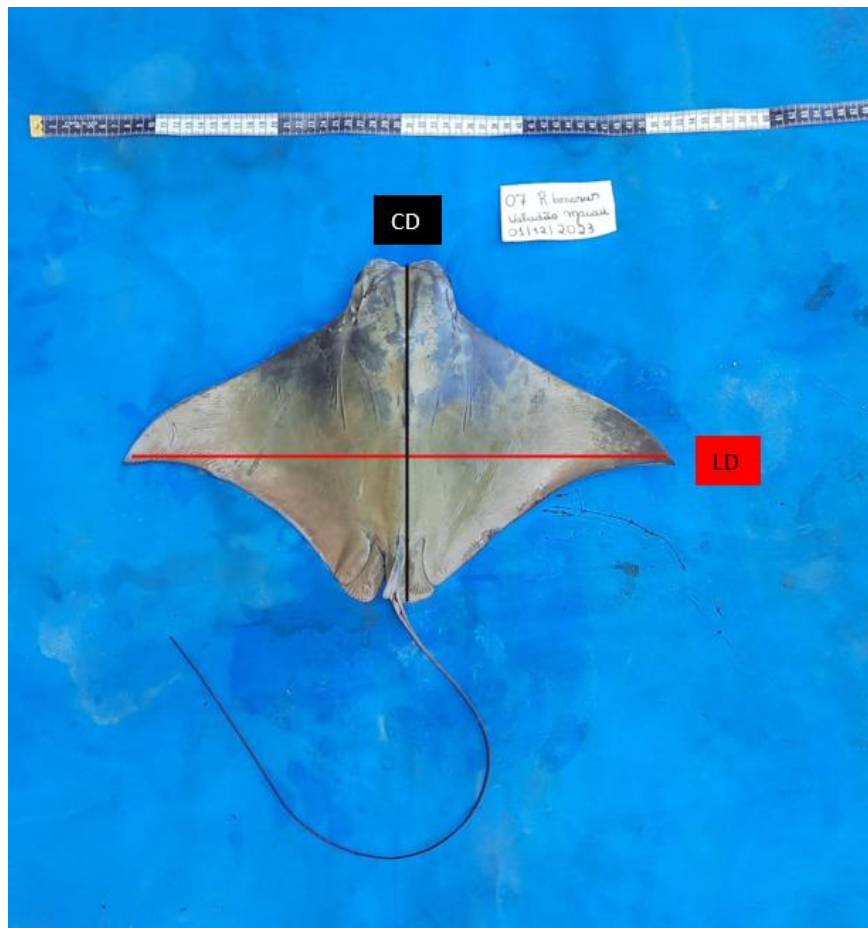


Legenda: Pontos de coleta – P1 (Diogo Lopes), P2 (Porto da Pescaria), P3 (Valadão) e P4 Caiçara do Norte.

Fonte: PESSOA, 2024.

As amostras foram processadas no desembarque com as medidas aferidas, referentes a largura do disco (LD) e o comprimento total (CT; Figura 6), em centímetros, e os pesos totais (PT) e eviscerado (PE), em gramas, identificando-se o sexo de cada indivíduo.

Figura 6 - Esquema representativo de medidas para *Rhinoptera bonasus*.



Fonte: PESSOA, 2024.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Foram estabelecidas as distribuições de frequência de comprimentos para cada sexo. A relação potencial peso-comprimento foi determinada para machos e fêmeas utilizando o peso total:

$$P = a \cdot LD^b$$

Para avaliar a influência da largura do disco (LD) e do sexo sobre o raio da vértebra (RV), foi aplicado um modelo linear de Análise de Covariância (ANCOVA), que permite verificar diferenças nas relações lineares entre grupos, controlando o efeito de uma covariável contínua (SOKAL & ROHLF, 1995):

$$RV_{ij} = \beta_0 + \beta_1 \cdot LD_{ij} + \beta_2 \cdot Sexo_i + \beta_3 \cdot (LD_{ij} \cdot Sexo_i) + \varepsilon_{ij}$$

Para verificar a robustez dos resultados do modelo de ANCOVA e lidar com possíveis violações dos pressupostos de normalidade dos resíduos, foram realizadas análises alternativas. Inicialmente, aplicou-se uma transformação logarítmica aos dados da largura do disco (LD) e do raio vertebral (RV), conforme recomendado para estabilizar variâncias e aproximar os resíduos de uma distribuição normal (ZAR, 2010).

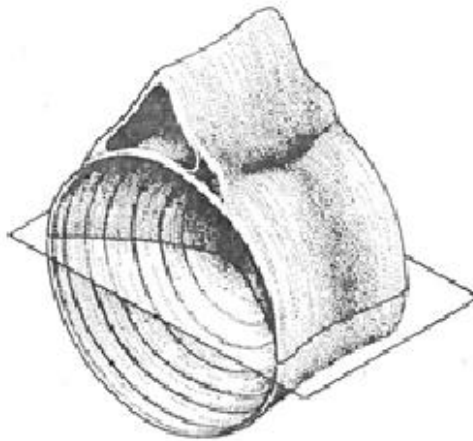
Idade e Crescimento

As vértebras foram utilizadas visando à estimativa da idade para machos e fêmeas. A metodologia utilizada para o tratamento das vértebras foi sugerida no estudo de Cailliet *et al.*, (1983), um bloco foi coletado na região mediana da coluna com aproximadamente oito vértebras. As vértebras foram fixadas em formol 4% por 24 horas e conservadas em álcool 70% (LESSA *et al.*, 2015). Em seguida foram limpas do excesso de tecido conjuntivo (LESSA *et al.*, 2015; GIANETI *et al.*, 2019), cada vértebra foi separada, dispensando a primeira e a última vértebra (pode ter sido danificado durante a remoção no ato da coleta).

A seguir, duas vértebras de cada indivíduo separadas foram emblocadas com resina poliéster para serem realizados três cortes de 1mm de espessura, com o auxílio de uma serra diamantada rotativa de baixa velocidade Buehler Isomet, equipada com um disco de corte diamantado (GIANETI *et al.*, 2019), seccionou-se cada vértebra sagitalmente através do foco (CAILLET *et al.*, 1983; FISHER & GRUBBS, 2013; Figura 7). Em seguida foram feitas as “leituras das vértebras”, sem o conhecimento do tamanho indivíduo (LESSA *et al.*, 2015; GIANETI *et al.*, 2019) com cada leitura realizada em momentos diferentes

(LESSA *et al.*, 2015); para algumas vértebras para as quais a contagem de bandas foi divergente entre as duas primeiras leituras, uma terceira contagem foi realizada, para obter consenso com uma das contagens de bandas, se a discordância entre as leituras persistisse, a seção era descartada (NEER & THOMPSON, 2005, LESSA *et al.*, 2015).

Figura 7 - Representação gráfica de uma vértebra com plano de corte sagital.

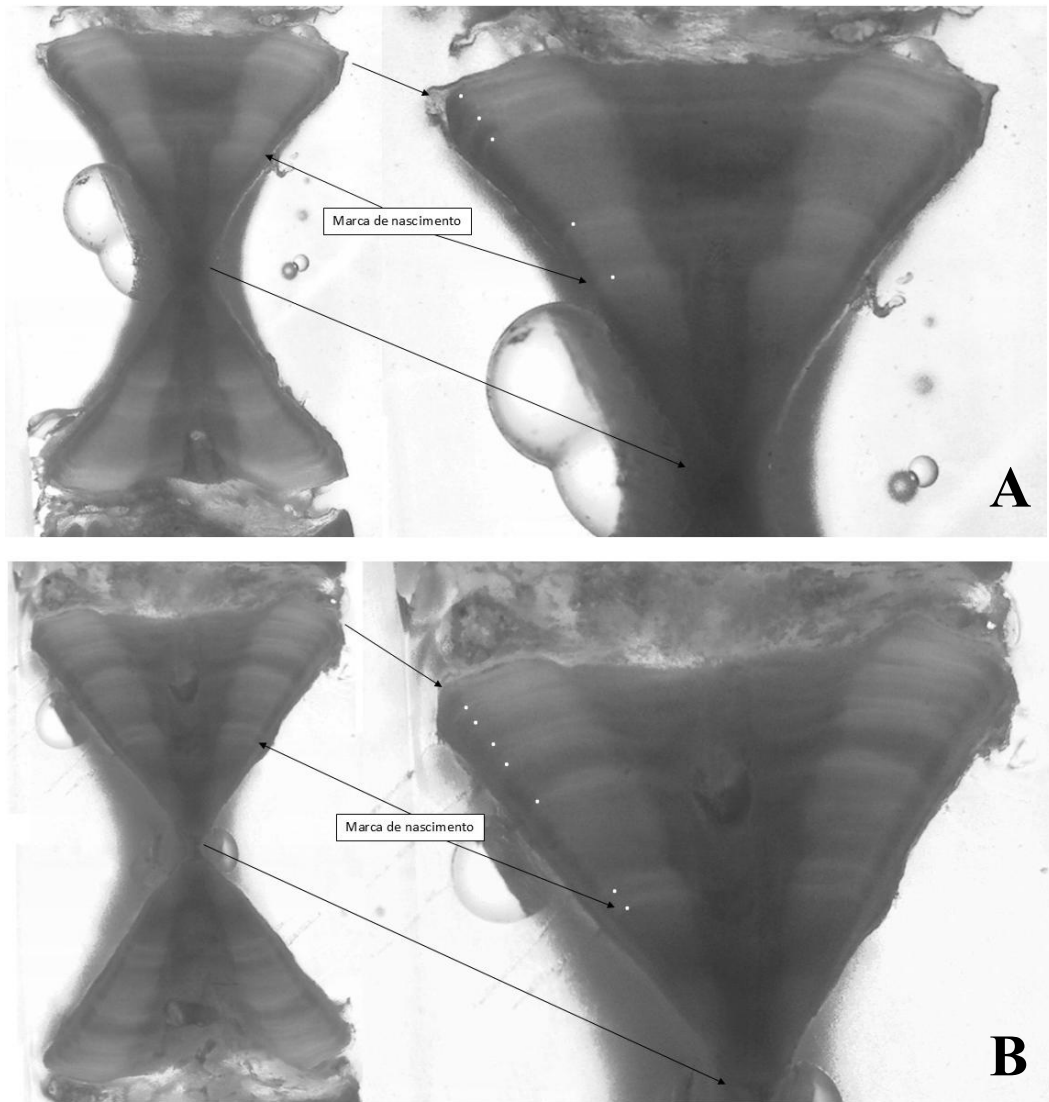


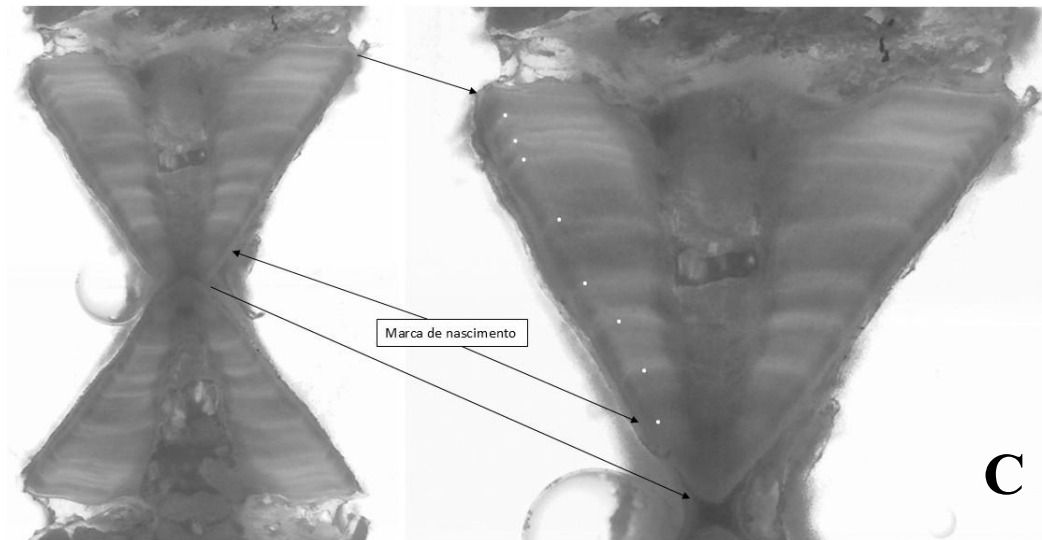
Fonte: CASEY *et al.*, (1983).

Cada banda de crescimento, constituída de um anel translúcido (estreito) e um anel opaco (largo) (CASSELMAN, 1983; LESSA *et al.*, 2015), foi observada e medida em cada corte usando um microscópio estereoscópico com ocular sob aumento de 10X e objetiva mantida em aumento 1X. A luz foi usada em forma transmitida, condição necessária para que os anéis etários apareçam translúcidos. As distâncias desde o foco da vértebra à margem externa de cada anel e à borda das secções (raio da vértebra) ao longo do *corpus calcareum* foram medidas.

Somente foram consideradas como marcas de crescimento aquelas formadas por zonas claras (translúcida) e uma zona escura (opaca), que tinham o espaçamento diminuído progressivamente em direção a borda da vértebra (PASSO, 2009). Assim, as marcas que obedeceram a este critério foram consideradas anéis etários e sua contagem serviu para estimar a idade do indivíduo, exceto a marca de nascimento (Figura 8).

Figura 8 - Vértex seccionadas sagitalmente de *Rhinoptera bonasus*.





Legenda: A- macho maduro com 4 anos aproximadamente medindo 90 cm de LD; B- fêmea madura grávida, com 6 anos aproximadamente medindo 88,1 cm de LD e C- fêmea madura grávida, com 7 anos aproximadamente medindo 84,1 cm de LD.

Índice de Ajuste de Predições Empíricas (IAPE)

O índice de erro médio em porcentagem (IAPE) proposto por Beamish e Fournier (1981), foi calculado para determinar a reprodutibilidade da idade entre as leituras. Após as leituras, o índice foi calculado para as duas últimas.

$$IAPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{O_i - P_i}{O_i} \right) \times 100$$

Crescimento

A função de crescimento de von Bertalanffy (VON BERTALANFFY, 1938) foi o modelo utilizados para descrever o crescimento:

$$L_t = L_{\infty} [1 - e^{-K(t-t_0)}]$$

A comparação de curvas de crescimento, entre os sexos, pelo modelo de von Bertalanffy foi realizado (CERRATO, 1990), utilizando o método de máxima verossimilhança. Neste método são testadas possíveis diferenças entre os parâmetros; L_{∞} , k e t_0 , quando calculados para cada sexo e testados independentemente.

Foi calculado a verossimilhança da função, para obtenção dos parâmetros de crescimento de cada modelo. Em seguida, foram calculados intervalos de confiança dos parâmetros (95% de probabilidade) usando-se um Bootstrap com 1000 interações, para cada sexo e modelos de crescimento, sendo utilizado para o cálculo da ANOVA e ANCOVA.

Aspectos reprodutivos

Todas as raias capturadas foram medidas e examinadas para quantificar as variáveis reprodutivas (PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011) para estabelecer os estágios reprodutivos, de acordo com Castro (1983).

Foram considerados jovens: fêmeas que não demonstravam, macroscopicamente, atividade vitelogênica (ovários com coloração esbranquiçada); machos com cláspes flácidos (não calcificados) ou semi flácidos (não totalmente calcificados).

Para os adultos, os critérios considerados para as fêmeas foram: largura uterina (NEER & CAILLIET, 2001), fêmeas com evidência macroscópica de vitelogênese (ovários com folículos evidentes e amarelos) e desenvolvimento do útero esquerdo foi examinado para determinar o comprimento (PÉREZ- JIMÉNEZ, 2011). Se as fêmeas apresentavam úteros diferenciados dos ovidutos e se mediam ao menos 10 mm de largura em seu ponto mais largo, sendo consideradas maduras (NEER & THOMPSON, 2005). Grávidas foram consideradas fêmeas adultas que continham embriões no interior dos ovidutos (COSTA & CHAVES, 2006).

Enquanto machos com cláspes rígidos, totalmente calcificados que podiam ser girados anteriormente sem flexão (CLARK & VON SCHMIDT, 1965; YANO, 1993). Nesses indivíduos registrou-se o comprimento externo do cláspes, medindo desde o ponto de inserção na cloaca até a ponta do gonopterígio (da ponta livre do cláspes até onde ele se encontra com a nadadeira pélvica; PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011; COMPAGNO, 1984) e

atribuiu-se subjetivamente a calcificação desse órgão a uma das três categorias com base na facilidade de flexão do cláspor: não calcificada, parcialmente calcificada e calcificada (NEER & THOMPSON, 2005). Assim, a calcificação dessa estrutura foi analisada manualmente, observando a flexibilidade.

Para verificar a normalidade da distribuição dos dados de Largura de Disco (LD) entre os sexos, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk, recomendado para amostras pequenas a moderadas por sua boa potência estatística (SHAPIRO & WILK, 1965). O teste é baseado na estatística:

$$W = \frac{(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)})^2}{\sum_{i=1}^n (x_{(i)} - \bar{x})^2}$$

A comparação das medianas de LD entre machos e fêmeas foi realizada com o teste não paramétrico de Mann-Whitney, adequado para dados que não seguem uma distribuição normal (MANN & WHITNEY, 1947; ZAR, 2010) dada por:

$$U = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1 + 1)}{2} - R_1$$

Por fim, o comprimento na maturidade em 50% foi estimado de acordo com Mollete *et al.*, (2000) ajustando o modelo logístico:

$$Y = [1 + e^{-(\alpha + \beta x)}]^{-1}$$

Este modelo permite descrever a relação entre o tamanho corporal e o estágio de maturação, fornecendo uma curva sigmoide que representa o aumento da proporção de indivíduos maduros conforme o crescimento.

A partir dos parâmetros ajustados do modelo, calculou-se a mediana da maturidade (LD₅₀), ou seja, o valor de comprimento em que 50% dos indivíduos da população estão maduros, com dados de maturidade binomial (imaturo = 0, maduro = 1) sendo fêmeas e machos separadamente, calculou-se a mediana (MAD) ou LD50 % através da fórmula:

$$MAD = \frac{-a}{b}$$

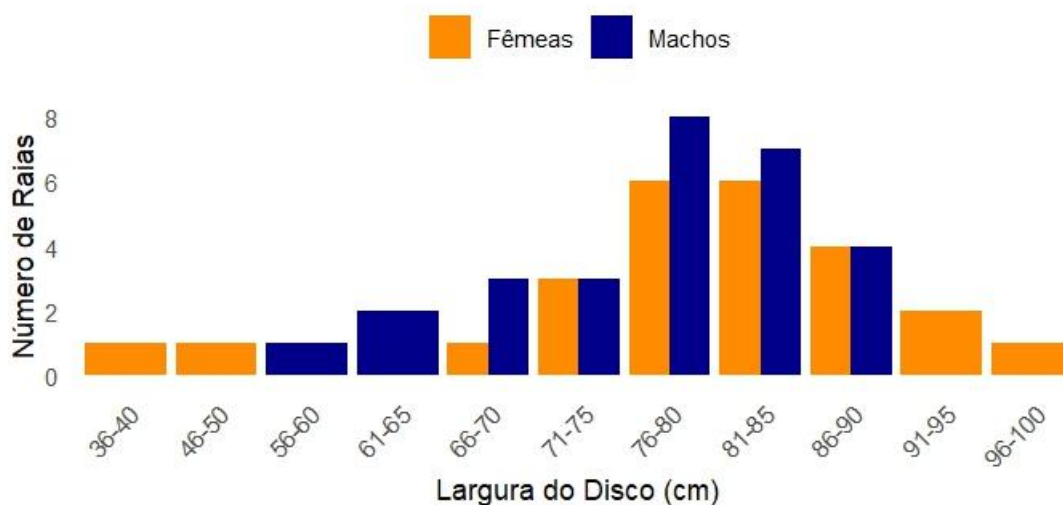
Para verificar se o modelo logístico é significativo, utilizou-se o teste de razão de verossimilhança, comparando o modelo com um modelo nulo.

RESULTADOS

Idade e Crescimento

A amostra total foi composta inicialmente por 66 indivíduos, porém, apenas 53 vértebras foram utilizadas (as demais amostras estavam sem coluna vertebral) com LD variando 36 – 96 cm LD, não tendo nenhum indivíduo com as respectivas larguras de disco < 51-55 (Figura 9). Com base nas estimativas de idade, essas variaram de 0 a 11 anos.

Figura 9 – Largura do disco e número de *Rhinoptera bonasus* coletadas no Rio Grande do Norte para o estudo de idade e crescimento.



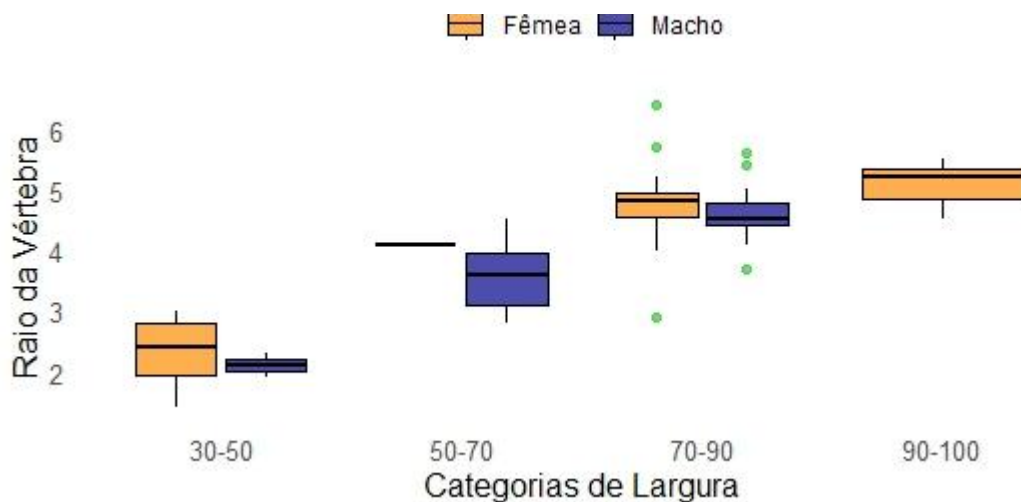
A análise de covariância (ANCOVA) indicou que há uma relação estatisticamente significativa entre a largura do disco (LD) e o raio da vértebra ($p < 0,001$), com um aumento médio estimado de 0,0557 cm no raio a cada centímetro adicional de LD. Isso

evidencia que o crescimento do raio da vértebra acompanha o aumento da largura do disco, de forma consistente na amostra analisada.

Entretanto, ao testar o efeito do sexo e sua interação com a largura do disco, os resultados mostraram que nem o fator sexo ($p = 0,691$), nem a interação entre sexo e LD ($p = 0,854$) foram estatisticamente significativos. Isso sugere que a relação entre o raio da vértebra e a LD é semelhante entre machos e fêmeas, ou seja, ambos os sexos apresentam a mesma tendência de crescimento do raio em função da largura do corpo (Figura 10).

O modelo apresentou bom ajuste ($R^2 = 0,7569$), indicando que aproximadamente 75,7% da variação no raio é explicada pela largura do disco. No entanto, o teste de normalidade dos resíduos ($p = 0,0028$) apontou possível violação dos pressupostos do modelo, recomendando cautela na interpretação e, se necessário, a adoção de métodos alternativos ou transformações.

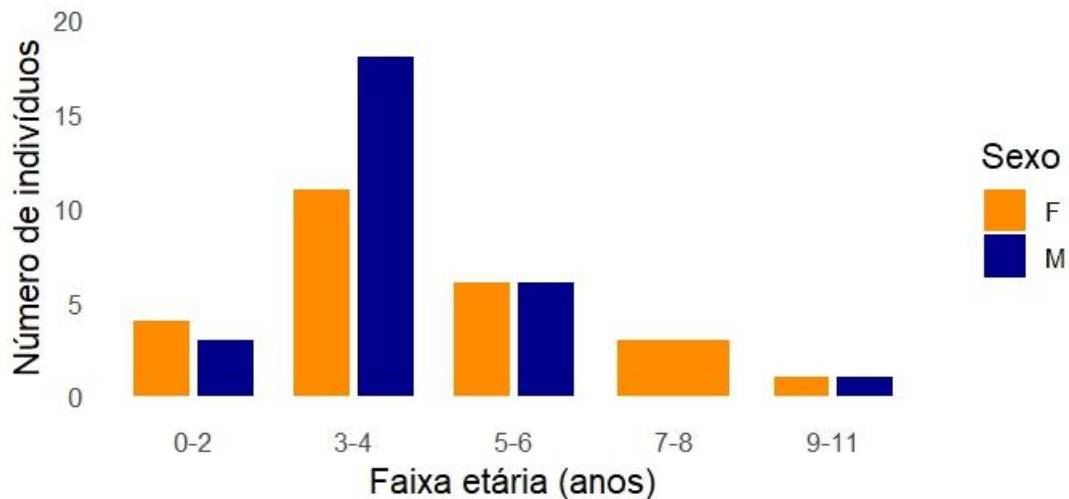
Figura 10 – Relação entre a Largura do Disco e o Raio da Vértebra para machos e fêmeas, divididos em diferentes categorias de largura.



A raia mais velha foi uma fêmea, com idade estimada em 11 anos e 96 cm de largura do disco (LD) sendo também a maior em LD. O macho mais velho tinha 9 anos de idade, com 88,8 cm de LD. O maior macho tinha 90 cm de LD, com idade estimada em 4 anos. Os resultados sugerem que há uma maior quantidade de machos nas idades mais jovens,

especialmente entre 0 e 4 anos, enquanto as fêmeas predominam em idades mais avançadas (Figura 11).

Figura 11 – Distribuição de idades de *Rhinoptera bonasus* coletadas no Rio Grande do Norte.



Os resultados do IAPE indicaram baixa variação entre leituras nas classes de 1 a 4, com IAPE variando de 0% a 3,05% (Tabela 1), o que reflete um alto grau de consistência entre as leituras nessas faixas etárias. A única exceção foi observada na classe 5, com um IAPE de 22,2%, valor inflacionado devido ao tamanho amostral reduzido ($n = 1$; Tabela 1), o que limita sua interpretação. O IAPE total foi de 2,47% ($n = 56$; (Tabela 1), valor que atende os critérios de precisão propostos por Campana (2001), que recomenda valores inferiores a 5% como indicativos de alta reprodutibilidade entre leituras.

Tabela 1 – Índice de Ajuste de Predições Empíricas (IAPE).

Classe de idade	Intervalo de Idade (aproximado)	Representação	IAPE	N
1	1.0 – 2.8	Indivíduos mais jovens (idade 1–2)	0	5
2	2.8 – 4.6	Indivíduos de idade 3–4	1.28	22

3	4.6 – 6.4	Indivíduos de idade 5–6	3.05	25
4	6.4 – 8.2	Indivíduos de idade 7–8	0	3
5	8.2 – 10.0	Indivíduos de idade 9–10 (mais velhos)	3.92	1
Total	-	-	2.47	56

Já existem parâmetros de crescimento estimados para as populações de *R. bonasus* que vivem no Golfo do México e Estados Unidos, de acordo os modelos de Gompertz e Von Bertalanffy (Tabela 2). Todos os modelos de crescimento ajustaram-se bem aos dados de tamanho por idade observados e foram altamente significativos ($p < 0,0001$).

No entanto, o modelo de crescimento de Von Bertalanffy forneceu o melhor ajuste aos dados observados de tamanho na idade para raias machos e fêmeas (Tabela 2) com parâmetros de modelo observados e taxas de crescimento ilustrando ainda mais as diferenças entre os sexos (Figuras 12). Os dados de tamanho por idade mostraram que os machos crescem mais rápido e atingem um tamanho máximo menor que as fêmeas; o teste de razão de verossimilhança (CERRATO, 1990) confirmou diferenças significativas entre as curvas de crescimento com o modelo de Von Bertalanffy para machos e fêmeas (razão de verossimilhança = 10,0646, $gl = 3$, $P = 0.018$). Esses modelos tiveram o menor erro quadrático médio residual ($MSE = 33.47408$).

Tabela 2 – Parâmetros de crescimento para *Rhinoptera bonaus* de acordo com os modelos de Gompertz e Von Bertalanffy publicados.

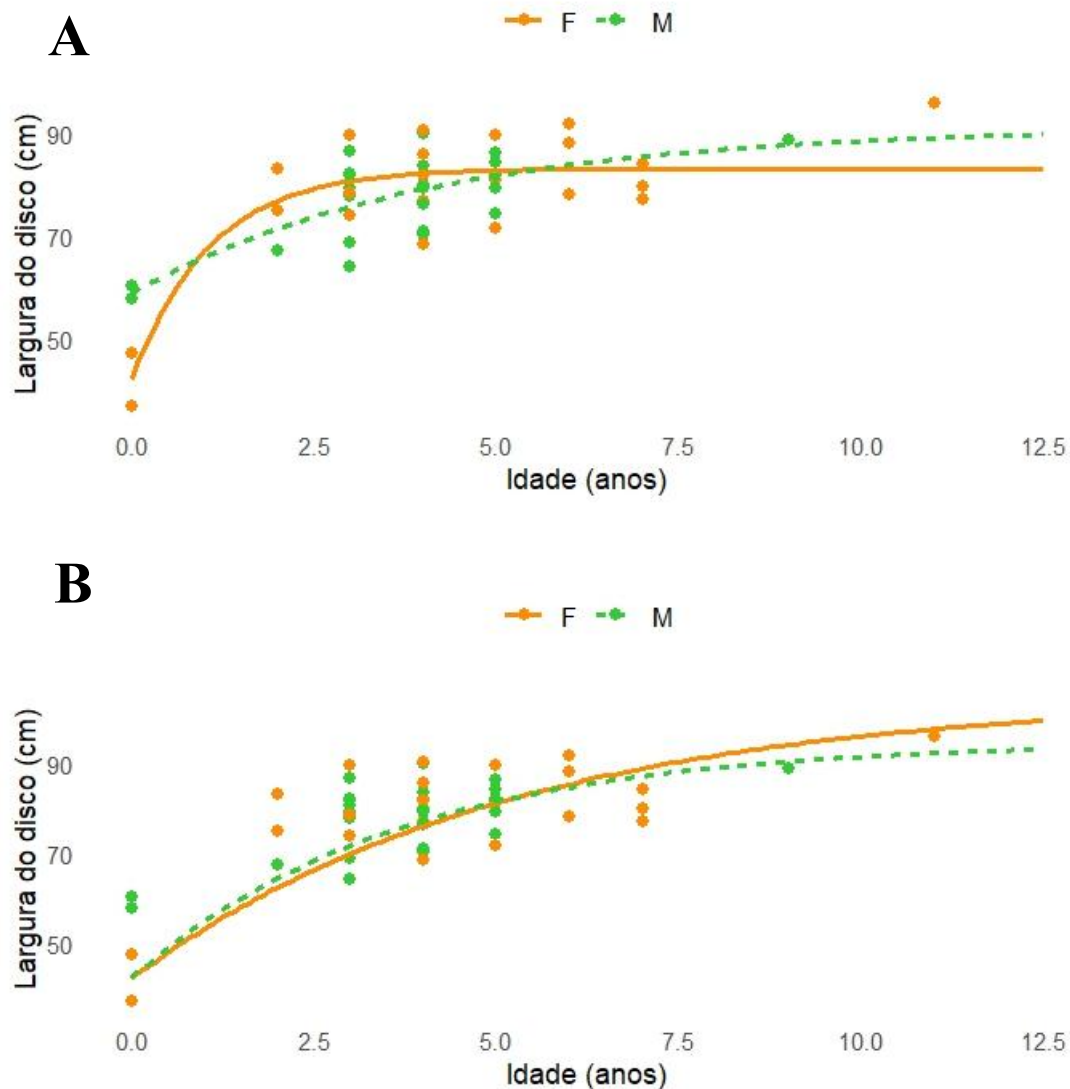
Modelo	LD ∞ (cm)	K	t^0	AIC	Autores
Von Bertalanffy	M = 99,6	0,215	2,55	N/D	Smith (1980)
	F = 114,1	0,148	3,58		
Von Bertalanffy	M = 119,2	0,126	-3,699	N/D	Smith & Merriner (1987)
	F = 125,0	0,119	-3,764		

PESSOA, M. S, Dinâmica populacional da raia ticonha (*Rhinoptera bonasus*) no
Nordeste do Brasil

60

Von Bertalanffy	1238,3	0,075	-5,48	N/D	Neer & Thompson (2005)
Gompertz	1100,2	0,133	-0,257	N/D	Neer & Thompson (2005)
Von Bertalanffy	M = 94,983 F = 105,34	0,2741 0,1931	-2,14 -2,64	1251,3 1702,4	Fisher & Grubbs (2013, não fracionado modificado)
Gompertz	M = 95,224 F = 104,26	0,3070 0,2364	N/D	1295,9 1766,6	Fisher & Grubbs (2013, não fracionado modificado)
Von Bertalanffy	M = 94,983 F = 105,48	0,2622 0,1911	-2,14 -2,69	785.6 1350.3	Fisher (2010, não fracionado modificado)
Gompertz	M = 95,224 F = 104,26	0,3070 0,2364	N/D	1295,9 1766,6	Fisher (2010, não fracionado modificado)

Figura 12 – Curvas de crescimento com o modelo de Von Bertalanffy utilizando os parâmetros de crescimento estimados para *Rhinoptera bonasus*, de acordo com os autores Fisher (2010) e Fisher *et al.*, (2013).



Legenda: A- curva de crescimento com os parâmetros publicados por Fisher (2010); B- curva de crescimento com os parâmetros estabelecidos por Fisher *et al.*, (2013).

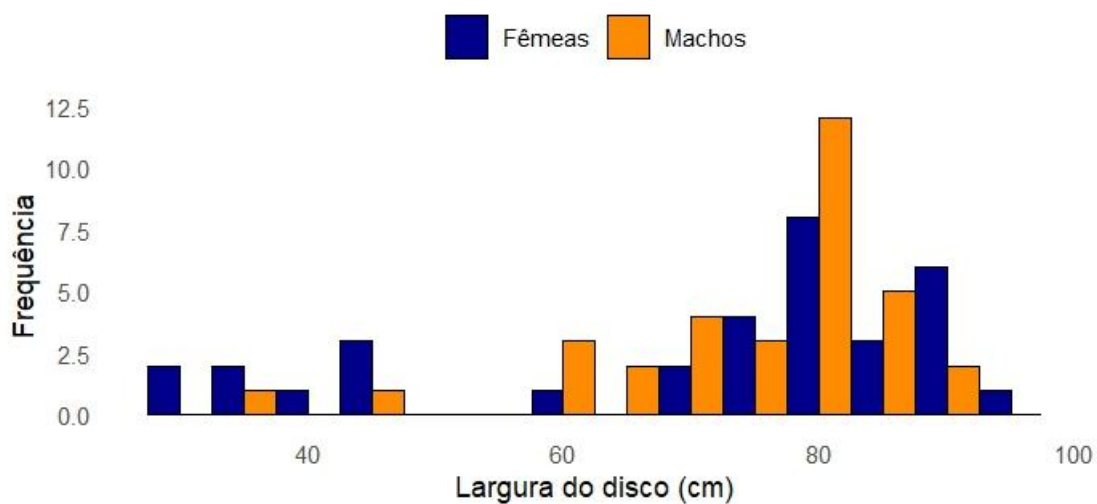
Aspectos reprodutivos

Foram examinadas 33 fêmeas com LD entre 28,5 - 96 cm e média de 70,94 cm. Dentre esses indivíduos há mais fêmeas nos comprimentos menores (20-30 cm); enquanto, um total de 33 machos com LD entre 37,5 - 90 cm e média 74,56 cm. Nas classes entre

45 - 60 cm, machos e fêmeas são mais semelhantes, contudo, os machos mostraram-se mais frequentes nos comprimentos maiores (Figura 13).

A distribuição de frequências de LD para machos e fêmeas seguiu uma distribuição não normal, com o teste de Shapiro-Wilk indicando não-normalidade para ambos os sexos (Fêmeas: S-W = 0,847, $p = 0,0003$; Machos: S-W = 0,871, $p = 0,0010$). Os picos modais para fêmeas e machos ocorreram nas classes de LD de 81,7 cm e 79,2 cm, respectivamente. A comparação entre as médias de LD de machos e fêmeas, realizada pelo teste não mostrou diferença significativa ($U = 548,5$, $p = 0,964$). A relação entre LD e Peso não variou significativamente entre machos e fêmeas na análise de covariância (ANCOVA, g.l. = 39, $p = 0,06$). A razão sexual foi de 1:1 (machos: fêmeas), sem diferença significativa ($\chi^2 = 0,0$, $p = 1,0$).

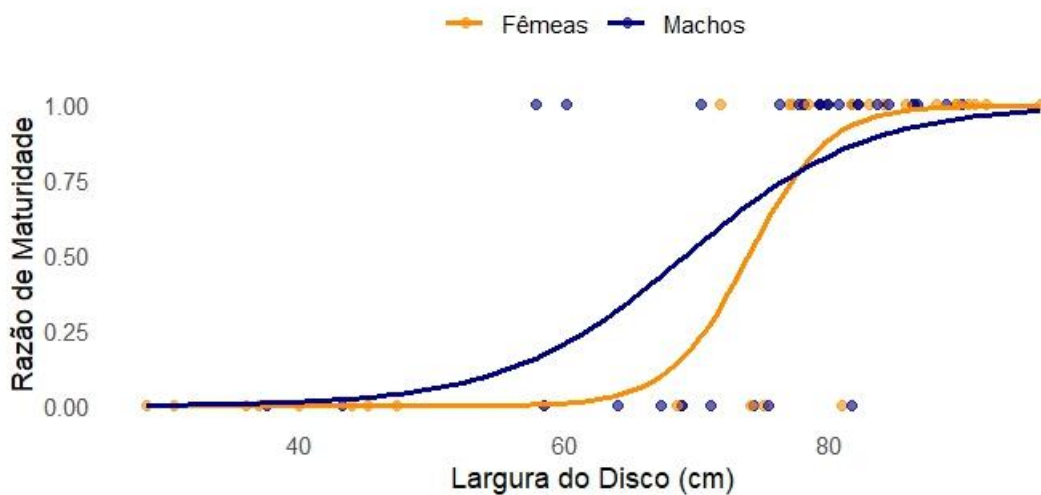
Figura 13 – Distribuição de frequência dos comprimentos entre fêmeas e machos de *Rhinoptera bonasus* do Rio Grande do Norte.



Foram encontradas 20 fêmeas que estavam entre início da maturação e outras maduras (com base no desenvolvimento dos úteros) com LD a partir de 71.7 a 96 cm; enquanto 33 machos apresentaram cláspers com níveis de rigidez que variavam de flexível (imaturo) a completamente rígidos (maduro), ou seja, totalmente calcificados; o menor indivíduo macho apresentou 37,5 cm LD.

O comprimento na maturidade (LD50%) para fêmeas resultou de 73,9 cm LD, com uma inclinação do modelo logístico de $b = 0,98$, com intervalo de confiança de 95% foi de 0,12 - 0,78 cm para LD50% e de 0,12 - 0,78 para a inclinação (Figura 14), sendo o ajuste do modelo logístico significativo ($p < 0,0001$). Para os machos, o comprimento na maturidade (LD50%) foi de 69,2 cm LD, com uma inclinação do modelo logístico de $b = 0,17$; o intervalo de confiança de 95% foi de 0,06 - 0,28 cm para LD50% e de 0,06 - 0,28 para a inclinação. Foram analisados 24 indivíduos imaturos e 31 maduros sendo machos e fêmeas. A maior raia imatura media 68,5 cm LD, com úteros removidos durante a pesca, enquanto a menor fêmea madura media 71,7 cm LD.

Figura 14 – Curvas de maturação sexual de *Rhinoptera bonasus* coletadas no Rio Grande do Norte.

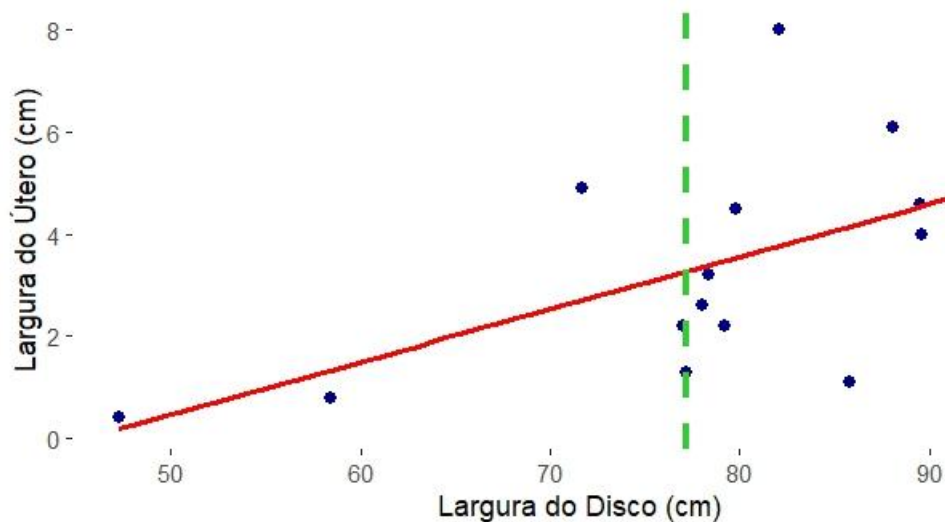


Legenda: Os pontos cinza representam os dados brutos individuais de cada exemplar analisado. Cada ponto indica a largura do disco (LD) de um indivíduo e sua respectiva condição de maturidade (0 = imaturo, 1 = maduro). Eles ajudam a visualizar a distribuição real dos dados antes do ajuste das curvas logísticas que modelam a transição de imaturo para maduro.

O útero direito cresceu pouco nos diferentes grupos de fêmeas (maduras e imaturas), sua largura máxima nas duas raia imaturas foi de 0,4 - 0,9 mm, em maduras não grávidas foi de 3 mm e nas grávidas não foi possível medir, o órgão estava ausente, havia sido removido pelos pescadores durante a retirada das nadadeiras dorsais. Por outro lado, o crescimento do útero esquerdo em fêmeas com LD $\leq 79,5$ cm é gradual e não

ultrapassa 45 mm, em exemplares com LD ≥ 80 cm, foi observado rápido crescimento. O tamanho de comprimento do útero esquerdo em imaturos foi de 4 - 8 mm, em estágio de maturação para maduras foi de 22 - 80 mm enquanto grávidas foi de 56 - 61 mm (Figura 15).

Figura 15 - Proporção da largura do disco das fêmeas de *Rhinoptera bonasus* com a largura do útero coletadas no Rio Grande do Norte.



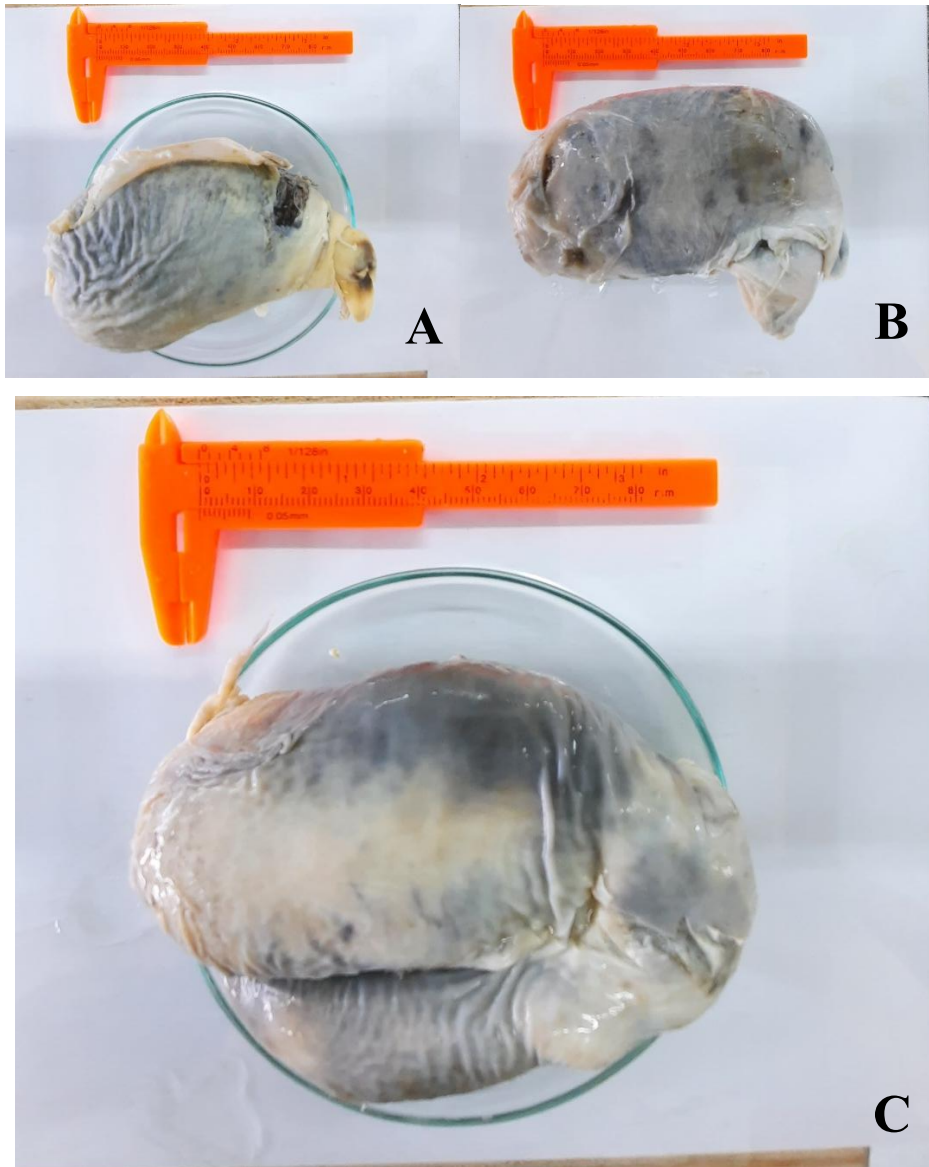
Legenda: Pontos azuis - Dados observados (indivíduos); Linha vermelha - Tendência do crescimento uterino (provavelmente uma regressão linear); Linha tracejada verde (em $\sim 79,5$ cm) - Ponto de corte. A linha verde tracejada representa o ponto de inflexão identificado em 79,5 cm de largura do disco, a partir do qual foi observado um padrão distinto de crescimento do útero esquerdo.

Apesar dos úteros esquerdos estarem em desenvolvimento (Figura 16), mostrando maior tamanho, com parede uterina espessa e rica em trofonemas (vilosidades uterinas), não foi encontrado macroscopicamente material reprodutivo masculino (esperma) ou embrião. Exceto duas fêmeas maduras, com úteros esquerdos apresentando paredes uterinas delgadas, com poucas vilosidades uterinas, contendo um embrião em cada, e o saco vitelínico fixado a apenas um deles por um pedúnculo vitelínico (Figura 17: 6-7).

Os embriões pesavam 50,85 - 86,55 g, apresentando 13,3 - 16 cm LD e 10,4 - 12 cm comprimento (CT), sendo uma fêmea e um macho; ambos estavam em períodos gestacionais distintos a julgar pelo desenvolvimento (Figura 17). Além disso, nas coletas realizadas nos primeiros dias de dezembro de 2023, durante a pesca, duas fêmeas ao serem capturadas, abortaram dois embriões (um por raia); ambos já se encontravam totalmente

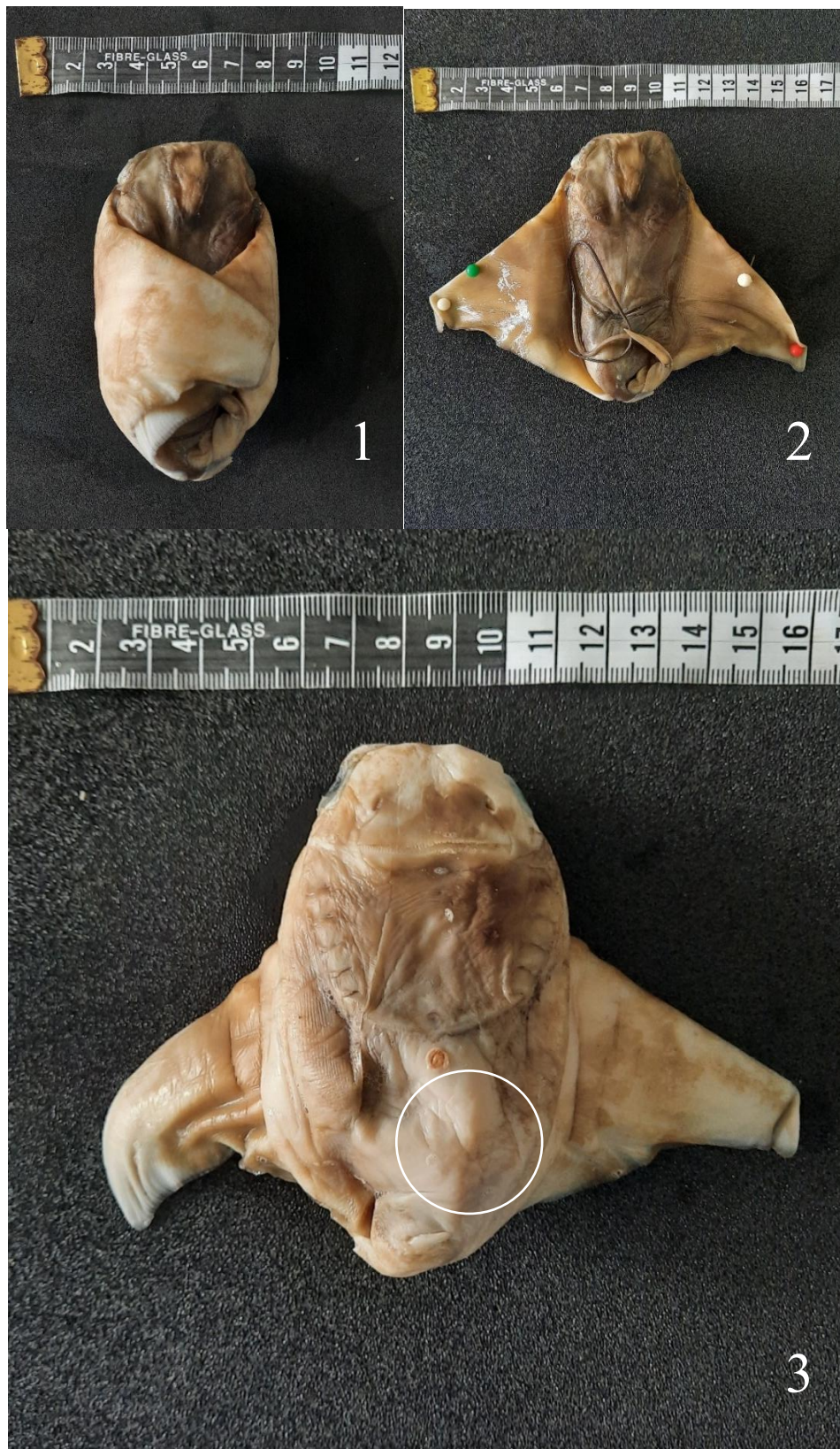
desenvolvidos, com tamanhos (30,5 – 28,5 cm LD) e pesos (0,460 – 372 kg) adequados, provavelmente iriam nascer nos próximos dias.

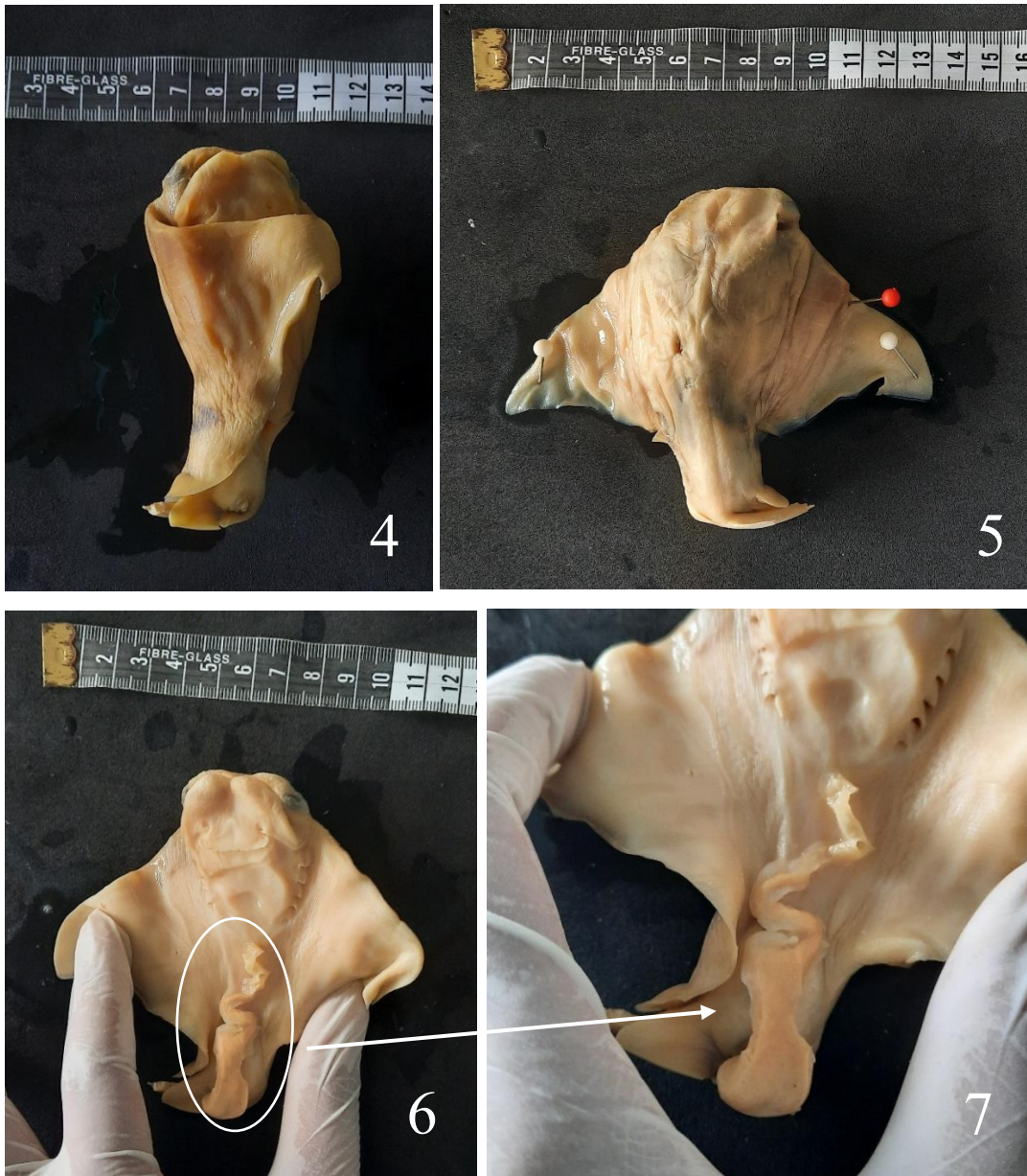
Figura 16 – Evidências visuais do desenvolvimento uterino esquerdo em fêmeas de *Rhinoptera bonasus* coletadas no Rio Grande do Norte.



Legenda: A e B representa apenas os úteros esquerdos de fêmeas grávidas, enquanto na figura C se têm os dois úteros, mas apenas o esquerdo está em desenvolvimento.

Figura 17 – Embriões coletados no útero esquerdo de raias *Rhinoptera bonasus*.



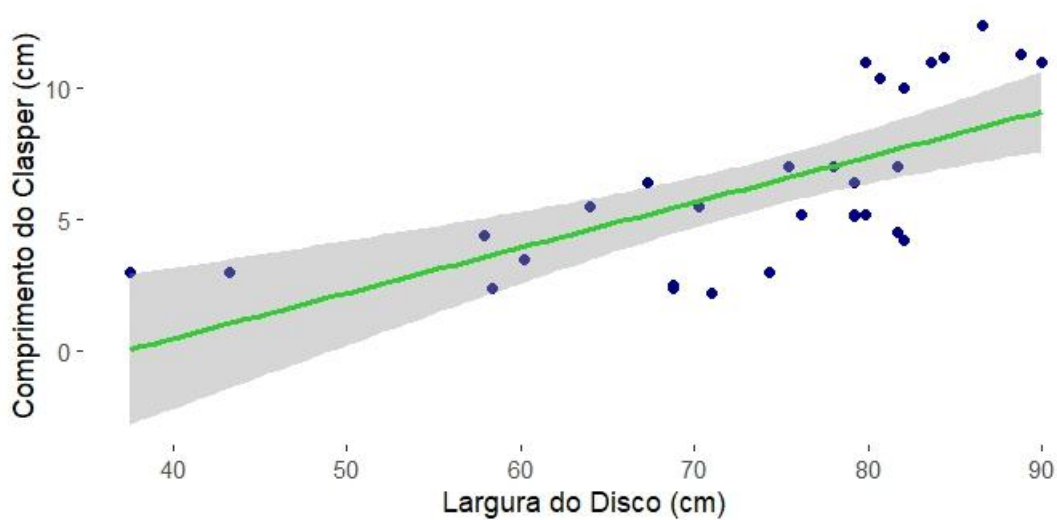


Legenda: As figuras de 1 – 3 representam um embrião macho pesando 86,55 g, apresentando 16 cm LD e 12 cm CT, nota-se que este estava enrolado no útero dorsalmente com suas nadadeiras peitorais (1) e não apresentava pedúnculo vitelínico, apenas a cicatriz na região ventral (3); as figuras de 4 a 7 representam um embrião fêmea, menos desenvolvido que o anterior, pesando 50,85 g, com 13,3 LD e 10,4 cm CT, este se encontrava com suas nadadeiras peitorais enroladas ventralmente (4) e mantinha ligação com a mãe através do pedúnculo vitelínico (6 - 7).

As vesículas seminais dos machos maduros recém-capturados em um dos pontos de coleta (Diogo Lopes) no dia 02 de dezembro de 2023, estavam distendidas com fluido seminal, mostrando que essas raias estavam plenamente maduras. Esse achado é consistente com a relação entre o comprimento do cláster e a largura do disco, pois mostrou que à medida que os machos crescem, seus clásteres aumentam de comprimento (Figura 18), aumentando ligeiramente entre 75 e 85 cm de largura do disco, sugerindo o início da maturidade sexual, como foi observado nos indivíduos descritos acima coletados.

Machos com menos de 75,4 cm ($n = 12$) parecem imaturos, com clásteres médios de 3,6 cm estreitos e flexíveis com testículos finos, brancos e em forma de fita (Figura 19:1); machos acima 75,4 a 80 cm ($n = 8$) mostram leve aumento nos clásteres; por outro lado, indivíduos com 80 cm ou mais ($n = 10$) parecem maduros (Figura 19:2-4), com clásteres médios de 9,3 cm, seus testículos são de cor branco-rosado e muito inchados, e seus clásteres são rígidos e bem calcificados. Não houve imaturos com clásteres na faixa dos maduros, indicando que a classificação foi bem definida. Entretanto, a sobreposição ocorreu entre os grupos de transição e maduros, o que é esperado, pois a maturidade não acontece de forma abrupta (Figura 20).

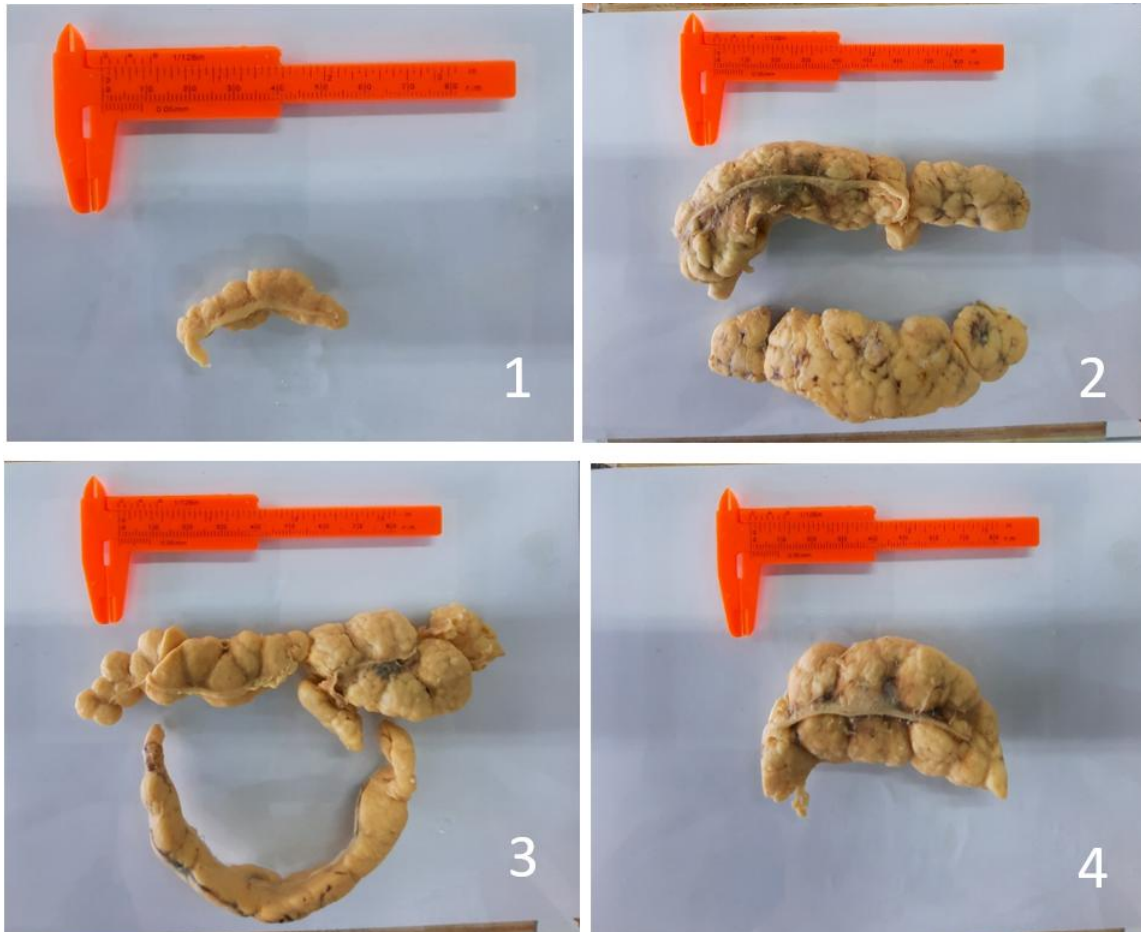
Figura 18 - Relação entre largura do disco e comprimento dos clásteres de *Rhinoptera bonasus* coletadas no Rio Grande do Norte.



Legenda: A área sombreada em cinza no gráfico representa o intervalo de confiança da regressão, que indica a incerteza na estimativa da linha de tendência. Esse intervalo mostra a faixa dentro da qual esperamos que a linha real da relação entre largura do disco e comprimento do cláster esteja, com um determinado nível

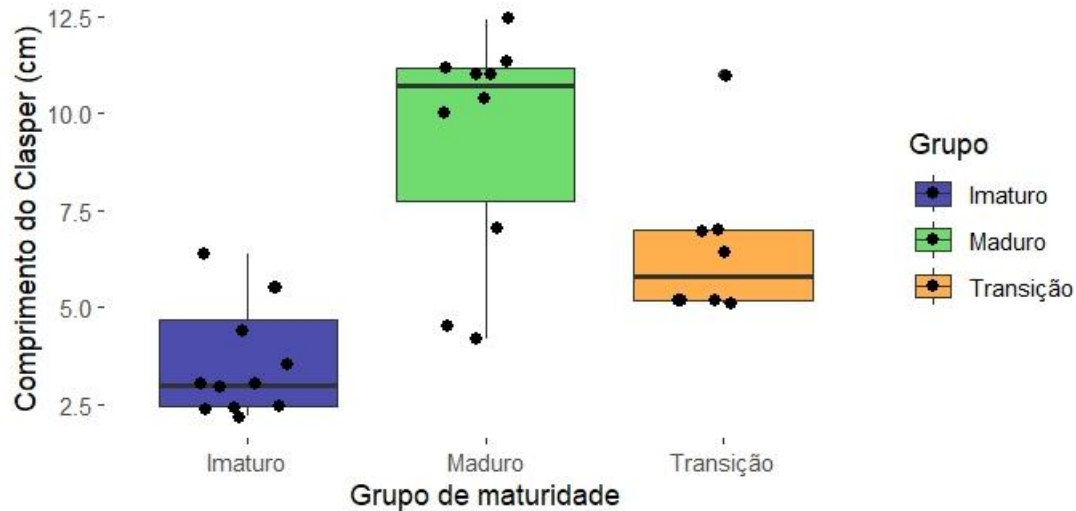
de confiança (geralmente 95%). Quanto mais estreito for o intervalo, maior a precisão da estimativa; quando ele é mais largo, há mais variabilidade nos dados, indicando maior incerteza na relação estimada. O intervalo de confiança do gráfico parece relativamente estreito, o que indica uma boa precisão na estimativa da regressão.

Figura 19 – Testículos de *Rhinoptera bonasus* em diferentes estágios de maturação.



Legenda: A figura 1 representa o testículo de um indivíduo imaturo; 2 a 4 indivíduos maduros.

Figura 20 – Distribuição do comprimento dos cláspes por grupo em *Rhinoptera bonasus* coletadas no Rio Grande do Norte.



É válido ressaltar que, por se trabalhar com carcaças, não foi possível realizar observações a respeito dos ovócitos e do testículo para todos os machos da amostra devido a perda gerada durante a remoção das nadadeiras peitorais pelos pescadores. Para aqueles indivíduos adquiridos ainda inteiros com o LD entre 30 cm a 50 cm não foram observados sinais evidentes de maturidade. As raias ticonha neonatas e juvenis, possuem órgãos reprodutivos rudimentares e tratos genitais indefinidos, ovários e testículos pareados começam a se diferenciar aos dois anos de idade e continuam a aumentar em raias pré-adultas (idade 3-5) com folículos e espermatocistos em desenvolvimento, respectivamente; ovários e testículos imaturos se deterioram rapidamente pós-mortem, dificultando a recuperação se a necropsia for adiada (FISHER, 2010). Vale acentuar que, apenas essas informações, de acordo com outros estudos e o baixo *n* amostral não são suficientes para determinar com precisão a maturidade sexual dos indivíduos de ambos os sexos.

DISCUSSÃO

Este é o primeiro estudo no Nordeste com foco na idade, crescimento e aspectos reprodutivos da espécie *R. bonasus*, fornecendo informações para a costa brasileira, mais

especificamente para o estado do Rio Grande do Norte. A ausência de dados biológicos básicos sobre esta espécie no Brasil tem limitado a compreensão de sua dinâmica populacional, dificultando a formulação de estratégias de manejo e conservação. Assim, os resultados aqui apresentados, contribuirão para subsidiar futuras ações de gestão pesqueira e conservação, sobretudo diante do cenário de pressões antrópicas crescentes sobre os elasmobrânquios costeiros no Brasil.

Embora a presença da *R. bonasus* seja reconhecida na região do Rio Grande do Norte e tenha sido capturada constantemente durante as pescarias de forma acidental (*bycatch*), com alguns desembarques presenciados em Diogo Lopes e Macau durante este estudo; ao processarem as raias, conseguiam de 10 até 80 kg em posta, repassados a R\$ 3,50 o kg ao comprador; no entanto, informações estatísticas sobre sua frequência nas capturas ainda são inexistentes.

Informações sobre idade na raia ticonha, revelaram que o indivíduo mais velho já encontrado de *R. bonasus* foi uma fêmea com idade estimada em 21 anos e 107 cm LD, no entanto, a maior fêmea apresentava 110,5 cm LD teve a idade estimada em 19 anos, ambos na Baía de Chesapeake (FISHER *et al.*, 2013). Quanto aos machos, o mais velho foi estimado em 18 anos de idade, com 97 cm LD, porém, o maior macho tinha 98 cm LD, com idade estimada em 16 anos (FISHER, 2010; FISHER *et al.*, 2013) na Baía de Chesapeake. Neer & Thompson (2005) encontraram dois machos mais velhos no Golfo do México com idade estimada em 20 anos e o LD aproximadamente entre 103 a 108 cm, de acordo com as curvas de crescimento (ver trabalho).

Contudo, Smith & Merriner (1987) relatam que as fêmeas atingiram tamanho adulto em medidas maiores quando comparado aos machos, sendo a espécime mais velha uma fêmea de 13 anos com 107 cm LD. Assim, tal como Smith & Merriner (1987), no presente estudo, as idades estimadas não foram altas, o indivíduo mais velho (uma fêmea), apresentou idade estimada de 11 anos e 96 cm LD, sendo a maior das raias coletadas; para os machos a diferença de idade entre a fêmea mais velha não foi tão alta, tendo idade estimada em 9 anos e LD em 88,8 cm. Surpreendentemente, o maior macho no presente estudo teve idade estimada em 4 anos com 90 cm LD (Figura 9:A), sendo o primeiro da espécie com a menor idade, tendo o LD equivalente a raias de maior idade.

Para se ter maior precisão da estimativa de idade, a marca de nascimento foi excluída, ao modo que as evidências mostram que ela é estabelecida antes do nascimento (FISHER *et al.*, 2013). Smith (1980), explica que em vértebras de jovens livres de um ano de idade, forma-se uma ampla zona opaca separando a zona hialina inicial da margem vertebral, essa zona hialina inicial se forma no útero. Embora isso não seja uma regra para espécie; neste trabalho, indivíduos abortados não apresentaram anéis em suas vértebras.

Com base nesse método, foram encontrados mais machos em menor idade (0 a 4 anos). Isso pode ser explicado por Smith & Merriner (1987) ao descreverem que na Baía de Chesapeake ocorre segregação por tamanho; na primavera, as raias migratórias formam cardumes organizados por tamanho e continuam durante a estação do verão, enquanto os adultos formam cardumes separados por sexo. Fisher *et al.*, (2013), afirmam que as diferenças nos padrões de idade, crescimento e maturidade podem indicar estoques separados de raias ticonhas no Golfo do México e no Oceano Atlântico.

Desse modo, acredita-se que a segregação populacional que ocorre entre indivíduos da raia ticonha, pode ter sido um dos fatores que influenciaram na captura de indivíduos menores com ênfase nos machos; onde aparecem primeiro os indivíduos recém maduros e depois os mais velhos. Considerando que a coleta foi realizada em apenas alguns meses durante o ano, como também as diferenças entre os aparelhos de pesca que podem selecionar poucas classes de tamanho.

Outro ponto, são as sugestões de que as alterações que ocorrem nos parâmetros da história de vida ao longo do tempo são muitas vezes, resultado de alterações compensatórias em resposta a fatores antropogênicos como a pesca (WALKER & HISLOP, 1998, CARLSON & BAREMORE, 2003). Neer & Thompson (2005) não acreditam que essa hipótese se aplique para a espécie de *R. bonasus*, visto que não existe pesca direcionada para esta espécie, não só no oeste do Oceano Atlântico e no norte do Golfo do México, como também no Nordeste do Brasil, no estado de Alagoas (XAVIER, 2022), Pernambuco e Rio Grande do Norte (área do presente estudo).

Estudos anteriores modelaram não apenas a idade, mas o crescimento desta espécie. O primeiro estudo foi em 1980, na Baía de Chesapeake (Smith, 1980), Smith, (1980) forneceu as primeiras estimativas de idade e do crescimento na Baía de Chesapeake usando o modelo de Von Bertalanffy para estimar a largura de disco assintótica do LD

retrocálculado; Smith & Merriner (1987) no entanto, estimaram os maiores valores de LD_{∞} máximos previstos para machos e fêmeas, que foram muito maiores do que os tamanhos observados no próprio estudo; Fisher *et al.*, (2013) explicam que essa discrepância provavelmente aconteceu por conta do pequeno tamanho da amostra, além da inclusão de apenas um animal com mais de 10 anos. Com isso, na ausência destas classes etárias mais avançadas, as curvas de crescimento não atingiram uma assíntota, levando a altas estimativas de LD_{∞} para machos (119,2 cm) e fêmeas (125,0 cm; SMITH & MERRINER, 1987).

Desse modo, como o tamanho da amostra neste estudo foi muito pequeno para estimar parâmetros de crescimento confiáveis, valores já publicados (Tabela 2) foram testados para estimar a curva de crescimento que melhor se ajustassem aos dados observados. Quanto ao modelo de crescimento, diferentemente do que foi proposto por Neer & Thompson (2005), o modelo de von Bertalanffy (1938), mostrou melhor ajuste aos dados de *R. bonasus* para ambos os sexos, devido ao embasamento biológico e pela facilidade com que pode ser incorporado a modelos matemáticos, destinados à determinação da captura máxima de equilíbrio biológico (FONTELES, 1989).

Com base nisso, os parâmetros que melhor descreveram a curva de crescimento da raia ticonha no Rio Grande do Norte, foram os parâmetros de Fisher (2010) e Fisher *et al.*, (2013). Entretanto, pôde-se observar diferença no comportamento dos dados na curva para fêmeas usando os valores de Fisher (2010), que se ajustaram melhor aos dados iniciais, mas, por outro lado, podem superestimar a largura do disco em idades mais avançadas ao longo do tempo; ou seja, esse bom ajuste inicial, pode ou não refletir a realidade biológica da espécie. Contudo, os parâmetros de Fisher *et al.*, (2013), exibiram curvas de crescimento que apresentaram melhor tendência ao longo do tempo, sem que o crescimento gradual não sobrestime o crescimento inicial dos indivíduos dessa população.

Em relação aos aspectos reprodutivos, com base na relação entre o comprimento do cláspere e a largura do disco juntamente com observações macroscópicas dos testículos, estima-se que os machos de *R. bonasus* no presente estudo começam a maturação sexual com tamanhos de LD aproximadamente 75.4 - 80 cm e provavelmente são maduros com $LD > 80$ cm; semelhante ao que foi apresentado segundo Smith & Merriner (1986), tendo

indivíduos que iniciam a maturação sexual em cerca de 80 cm e provavelmente são maduros ao terem LD maior que 84 cm.

Smith (1980), mostrou pela primeira vez que em processo de maturação, as ticonhas apresentaram larguras de disco variando de 75,5 – 83,5 cm e a relação entre o comprimento dos cláspes e a largura do disco aumenta significativamente a partir de 75-85 cm LD, sugerindo o início da maturidade sexual. Esses valores são superiores aos que foram encontrados por Neer & Thompson (2005), que notaram uma mudança nessa relação de comprimentos a partir 60 cm LD.

Holden (1974), sugeriu que os elasmobrânquios amadurecem após atingirem aproximadamente 60% de seu tamanho assintótico teórico; esta suposição é apoiada por Neer & Thompson (2005), as raias ticonhas do Golfo do México amadurecem em 58% da largura máxima do disco; porém, Smith & Merriner (1986) contestam, sugerindo que estas raias presente no oeste do Oceano Atlântico, amadurecem após atingirem 70 -75% de seu LD máximo previsto.

Com base nesses dados, no presente estudo, tanto fêmeas quanto machos, amadurecem em proporção superior a 70% do LD, semelhante ao padrão de Smith & Merriner (1986; ~70-75%). Ao analisar por esse ponto, sugere-se que as *R. bonasus* que habitam os estuários do Rio Grande do Norte, tendem a apresentar padrão de crescimento e maturação tardios, com indivíduos atingindo a maturidade em estágios mais avançados de desenvolvimento corporal. Entretanto, ao observar os tamanhos maturacionais de Fisher (2010) e Fisher *et al.*, (2013), pode-se afirmar que os indivíduos dessa região amadurecem mais cedo.

Nota-se que há divergências consideráveis na literatura em relação ao tamanho das fêmeas na maturidade sexual (SMITH & MERRINER, 1986). Em estudos mais recentes, Neer & Thompson (65,3 cm LD; 2005) foram os únicos a encontrarem valores semelhantes aos de Gudger (60 cm LD, 1910); Para Fisher (2010), a menor raia totalmente madura observada tinha 83,5 cm LD, além de outras duas com 83,75 e 84 cm LD com idades estimadas de 6 anos; enquanto Pérez-Jiménez (2011), teve a menor fêmea grávida, também considerada a menor das raias maduras, medindo 88 cm LD; Fisher *et al.*, (2013) observaram fêmeas que atingiram a maturidade sexual entre 82 e 88 cm LD. Para este estudo, o LD50% foi estimado em 73,90 cm, o que representa metade das fêmeas

analisadas, atingindo a maturidade sexual a partir desse tamanho, próximo ao valor encontrado por Beard (71,2 cm LD; 1965).

Essas diferenças sugerem, que cada população dessa espécie, de acordo com o ambiente em que se encontram e as intervenções antrópicas e naturais, podem exibir padrões de tamanhos maturacionais discordantes; casos relatados como os Gudger (1910) e Neer & Thompson (2005) podem ser considerados uma exceção, tendo uma fêmea para cada um desses estudos apresentando esse tamanho maturacional.

No geral, o maior número de indivíduos maduros encontrados, foi a partir dos 4 a 5 anos de idade para ambos os sexos, incluindo uma fêmea em processo gestacional com idade estimada em 6 anos, medindo 88,1 cm de LD. Desse modo, as fêmeas no presente estudo amadurecem mais cedo do que foi proposto por Smith & Merriner (1987), e as idades de maturação foram estimadas entre 5 a 6 anos para machos e 7 a 8 anos para fêmeas. Essas diferenças podem ser atribuídas as diferentes metodologias para determinar a maturidade sexual. Pérez-Jiménez (2011) relata que se tivesse utilizado a metodologia por Neer e Thompson (2005) em seu estudo, a menor fêmea madura teria 76 cm LD ao invés de 88 cm LD.

Para Pérez-Jiménez (2011) distinguir uma fêmea madura não grávida de uma imatura, foi necessário levar em consideração, além da largura do útero esquerdo, o tamanho e o grau de desenvolvimento de seus trofonemas e a condição (vitelogênica ou não) do útero e maior ovócito. Porém, no presente estudo, as fêmeas foram consideradas maduras com base no LD, desenvolvimento do útero esquerdo, como a largura do útero, espessura da parede uterina, aumento das vilosidades e presença de embrião; nos machos, a largura do disco, presença de líquido seminal, tamanho e grau de calcificação dos cláspes. Machos que estavam com cláspes em processo de calcificação, apresentando líquido seminal, indica que o indivíduo pode ter sido fisiologicamente maduro, mas não fisicamente maduro ou capaz de copular (FISHER *et al.*, 2013).

Quanto ao desenvolvimento uterino, úteros direitos coletados em ambos os pontos de coleta não apresentaram nenhum desenvolvimento quando comparado aos úteros esquerdos, mostrando-se não funcionais. Contrariamente, ao que foi observado por Fisher (2010), pela primeira vez em dois exemplares de fêmeas maduras (LD entre 98,5 e 98 cm

aproximadamente), das quais uma apresentou útero direito com embrião, com gestação de termo inicial e a outra tardia.

Antes de sua pesquisa, apenas o oviduto esquerdo em raias ticonha foi relatado como funcional (FISHER, 2010). Durante seu estudo, Fisher (2010) observou que o fluido seminal estava presente em ambos os úteros de fêmeas coletadas durante os períodos de acasalamento, indicando que a falta de funcionalidade do oviduto direito não pode ser atribuída a falta de inseminação. Para investigar melhor, Fisher (2010) realizou necropsia nas fêmeas maduras e identificou a ausência de desenvolvimento de óvulos no ovário direito, isso diminui a probabilidade de inseminação e desenvolvimento embrionário dentro do trato reprodutivo direito.

No entanto, em ambos os casos de gestação no útero direito relatados por Fisher (2010), mesmo a gestação ocorrendo no útero direito, o útero esquerdo mostrou-se fisiologicamente não funcional, mas o ovário permaneceu funcional (óvulos em desenvolvimento presentes), enquanto que o ovário direito, não apresentou diferenciação folicular. Isso gerou o questionamento, de como acontece o transporte de óvulos do ovário esquerdo para o óstio do oviduto direito (FISHER, 2010).

Em relação ao útero esquerdo, no presente estudo, observou-se uma variação maior na largura desse útero em fêmeas no processo de maturação a maduras (22–80 mm), com características morfológicas indicativas de funcionalidade reprodutiva, como paredes uterinas espessas e trofonemas desenvolvidos. Em contraste, Fisher (2010) mencionou úteros funcionais com largura semelhante (~25 mm), mas com trofonemas ainda em estágio inicial de desenvolvimento (curtos e de coloração rosa-claro), sugerindo uma diferenciação funcional mais tardia.

Isso implica dizer que variações metodológicas, especialmente nos critérios utilizados para classificar os estágios de maturação reprodutiva e na forma de mensuração das estruturas uterinas, podem contribuir para as diferenças nos valores obtidos. Esses resultados ressaltam a necessidade de abordagens regionais na avaliação da biologia reprodutiva da espécie, a fim de se obter uma compreensão mais acurada dos parâmetros populacionais e de seu ciclo de vida.

Quanto aos dois indivíduos abortados coletados no início do mês de dezembro em Diogo Lopes, eles apresentavam LD variando 28,5 – 30,5 cm e estavam aparentemente

formados; esses indivíduos quando abortados nadam livremente. De acordo com Pérez-Jiménez (2011), o comprimento ao nascer estimado em seu estudo foi 37,5 - 43 cm LD, semelhante aos descritos por Smith & Merriner (LD 32,3 - 43 cm; 1986) e Neer & Thompson (LD 33,6 - 39,5 cm; 2005). Isso implica dizer que esses embriões abortados ainda não estavam prontos para nascer.

Ressalta-se que, Baldassine *et al.*, (2008), estimaram que neonatos nascidos em cativeiro com 38 cm LD atingiram 46,5 cm LD em 23 dias, semelhante ao tamanho relatado por Costa *et al.*, (2016), tendo o feto 45,5 cm LD e pesando 1,35 kg. Desta forma, neste presente estudo, os menores exemplares de vida livre variaram entre 37,5 – 47,3 cm LD, semelhante ao que foi estabelecido por Pérez-Jiménez (2011), com comprimento ao nascer de 37,5 - 43 cm LD.

Quanto a fecundidade, neste estudo, uma fêmea grávida (96 cm LD) continha um embrião no útero esquerdo em formação com 13,3 cm LD, apresentando saco vitelínico fixada a ele por um pedúnculo vitelínico (Figura 20:6-7); outra fêmea grávida (88,1 cm LD) capturada em Caiçara do Norte, no mês de março de 2023, apresentava embrião com 16 cm LD (Figura 20:1-3). Essas informações corroboram com Smith e Merriner (1986) e Neer & Thompson (2005), estimando a fecundidade de um embrião por fêmea; assim como foi encontrado para outras espécies do gênero *Rhinoptera* como: *R. steindachneri* (BIZARRO *et al.*, 2007) *R. javanica* (MÜLLER & HENLE, 1841; JAMES, 1970). No entanto, deve-se considerar que é possível que ocorra a gestação de dois embriões ao mesmo tempo no mesmo útero (esquerdo), como Fisher (2010) considerou como uma anomalia.

Tendo apenas dois indivíduos abortados e dois embriões analisados na amostra estudada, não foi possível identificar em quais períodos (seco e chuvoso) ocorre necessariamente o nascimento e cópula dos indivíduos dessa população. O exposto indica ser necessário mais estudos futuros que forneçam informações mais robustas sobre idade, crescimento, reprodução e história de vida da população de *R. bonasus* que habita no Rio Grande do Norte.

REFERÊNCIAS

ASCHLIMAN, N. C., CLAESON K. M., McEACHRAN J. D. (2012) Phylogeny of Batoidea. In: CARRIER J. C., MUSICK J. A., HEITHAUS M. R. (eds) **Biology of sharks and their relatives**, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, FL, p 57–94.

ASCHLIMAN, Neil C. et al. Body plan convergence in the evolution of skates and rays (Chondrichthyes: Batoidea). **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 63, n. 1, p. 28-42, 2012.

BALDASSIN, P., H. Gallo & V. G. Azevedo. 2008. Reproduction of the cownos ray, *Rhinoptera bonasus* Mitchill, 1815 (Elasmobranchii, Rhinopteridae), in captivity and newborn care. **Brazilian Journal of Biology** 68 (4): 905-906.

BARRETO, R. R. P. (2009). Idade, crescimento e análise demográfica do cação-flamengo *Carcharhinus acronotus* na plataforma continental de Pernambuco, Brasil. 2009. 94 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura). Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, Recife – PE, 2009.

BEAMISH, R.J. & FOURNIER, D.A. (1981). A method for comparing the precision of a set of age determinations. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 38: 982–983.

BEAMISH, R. J. & MCFARLANE, G. A. (1995). **A discussion of the importance of aging errors, and an application to walleye pollock: the world's largest fishery**. In Recent Developments in Fish Otolith Research (Secor, D. H., Dean, J. M. & Campana, S. E., eds), pp. 545–565. Columbia: University of South Carolina Press.

BEARDEN, C. M. 1965. Elasmobranch fishes of South Carolina. Contrib. Bears Bluff Lab. 42:1-19.

BERTALANFFY, L. VON (1938) A quantitative theory of organic growth. **Human biol.** 10:181-213.

BIGELOW, H. B. B. & W. C. Schroeder. 1953. Fishes of the Western N Atlantic. Memoir Sears Foundation for Marine Research Number I. Part 2. Sawfishes, Guitarfishes, Skates and Rays. 588 p.

BIZZARRO, J. J., W. D. Smith, J. F. Márquez-Farias & R. Hueter. 2007. Artisanal fisheries and reproductive biology of the golden cownose *Rhinoptera steindachneri* Everman & Jenkins, 1891, in the northern Mexican Pacific. **Fisheries Research** 84: 137-146.

BONFIL, R. 1994 Overview of world elasmobranch fisheries. FAO Technical Paper, 341: 119.

BRANCO-NUNES, I. S. L., Albuquerque FV, Nunes DM, Oliveira PGV, Hazin FHV (2016) **First record of predation between *Dasyatis* species**. J Fish Biol 89: 2178–2181.

CAILLIET, G.M. & TANAKA, S. (1990). **Recommendations for research needed to better understand the age and growth of elasmobranchs**. In H.L. Pratt Jr., S.H. Gruber & T. Taniuchi (eds). Elasmobranchs as Living Resources: Advances in the Biology, Ecology, Systematics and the Status of the Fisheries, pp. 505–507. NOAA Tech. Rep. NMFS 90.

CAILLIET G. M., GOLDMAN K. J. (2004) Age determination and validation in chondrichthyan fishes. In: Carrier J, Musick JA, Heithaus MR (eds) **Biology of sharks and their relatives**. CRC Press LLC, Boca Raton, FL, pp 399–447.

CAILLIET, G. M., Musick JA, Simpfendorfer CA, Stevens JD (2005) **Ecology and life history characteristics of chondrichthyan fish**. In: Fowler SL, Cavanagh RD, Camhi M, Burgess GH and others (eds) Sharks, rays and chimaeras: the status of the chondrichthyan fishes: status survey. IUCN, Gland, p 12–18.

CAMHI, M.; FOWLER, S.; MUSICK, J.; BRÄUTIGAM, A.; FORDHAM S. 1998 **Sharks and their Relatives Ecology and Conservation**. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission, 20: 1-63.

CAMPANA, S. E. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. **Journal of Fish Biology**, 59: 197–242.

CASEY, J. G.; H. L. PRATT, JR., AND E. STILLWELL. (1983). Age and growth of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*, from the western North Atlantic. In: Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and status of the fisheries. H. L. Pratt, Jr., S. H. Gruber, and T. Taniuchi (eds.). U. S. Dep. Commer. NOAA, Tech. Rep., NMFS 90: 189–204.

CAVANAGH, R. D., Kyne PM, Fowler SL, Musick JA, Bennett MB (2003) **The conservation status of Australian chondrichthyans: report of the IUCN Shark Specialist Group Australia and Oceania Regional Red List Workshop**. The University of Queensland, School of Biomedical Sciences, Brisbane.

CAVALCANTI, M.J.; GALLO-DA-SILVA, V.; AFONSO, A.F. Identificação de *Rhinoptera bonasus* (Mitchill, 1815) e *R. brasiliensis* Müller e Henle, 1841 (Chondrichthyes, Myliobatiformes, Rhinopterae) pela análise de funções discriminantes. **Acta Biol. Leopold.**, v. 19, n. 2, p. 205-215, 1997.

CERRATO, R. M. 1990. Interpretable statistical tests for growth comparisons using parameters in the von Bertalanffy equation. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 47(7): 1416–1426.

CERVIGÓN, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A.J. Lemus, R. Márquez, J.M. Poutiers, G. Robaina and B. Rodriguez, 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. **Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América.** FAO, Rome. 513 p. Preparado con el financiamiento de la Comisión de Comunidades Europeas y de NORAD.

CERUTTI-PEREYRA, F., Thums M, Austin CM, Bradshaw CJA and others (2014) **Restricted movements of juvenile rays in the lagoon of Ningaloo Reef, Western Australia— evidence for the existence of a nursery.** Environ Biol Fishes 97: 371–383.

CHESAPEAKE BAY PROGRAM. **Cownose Rays in the Chesapeake Bay: What do we know?** Relatório do workshop realizado em 22 de outubro de 2015 no National Aquarium, Baltimore, MD. [S.l.]: Chesapeake Bay Program, 2016. Disponível em: https://www.chesapeakebay.net/documents/CNR_Workshop_Report_FINAL_1-29-16.pdf. Acesso em: 2 abr. 2025.

CLARK, E. & K. VON SCHMIDT. 1965. Sharks of the central gulf coast of Florida. **Bulletin of Marine Science** 15: 13-83.

COLLINS, A. B. **An examination of the diet and movement patterns of the atlantic cownose ray *Rhinoptera bonasus* within a southwest florida estuary.** 98f. 2005. Dissertation (Masterin Biology) - Department of Biology, University of South Florida, Florida, 2005.

COMPAGNO, L.J.V., 1984. **FAO Species Catalogue.** Vol. 4. Sharks of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Sharks Species Known to Date. Part 1. Hexanchiformes to Lamniformes. FAO Fisheries Synopsis 125, part 1. Rome. 249 pp.

COMPAGNO, L. J. V. Systematics and Body Form. *In* W.C. Hamlett (Ed.). **Sharks, Skates, and Rays: The Biology of Elasmobranch Fishes.** Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1999. Chapter 1, p. 1-42.

COMPAGNO, L.J.V. Checklist of Living Chondrichthyes. *In* HAMLETT, W.C. (Ed.). **Reproductive Biology and Phylogeny of Chondrichthyes.** New Hampshire: Science Publishers, Inc., 2005. P. 503-548.

CORTÉS, E. 1998. Análise demográfica como auxílio na avaliação do estoque de tubarões desenvolvimento e gestão. **Investigação Pesqueira** 39: 199-208.

CORTÉS, E. (2002). Stock assessment of small coastal sharks in the U.S. Atlantic and Gulf of Mexico. Sust. Fish. Div. Contrib. SFD-01/02-152. NOAA Fisheries, Panama City, FL.

- COSTA, Luciano & CHAVES, Tarso. (2006). Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na costa sul do Paraná e norte de Santa Catarina, Brasil. **Biota Neotropica**. 6. 10.1590/S1676-06032006000300007.
- COSTA, Daniela & Gallo Neto, Hugo & Sousa, Otávio & Azevedo, Venancio & Kuhnen, Vanessa & Sanches, Eduardo. (2016). **Aspectos da Reprodução e Primeiro Registro de Distocia em Raia-ticonha (*Rhinoptera bonasus*)**.
- DULVY, N. K., Sadovy Y, Reynolds JD (2003) Extinction vulnerability in marine populations. **Fish Fish** 4: 25–64
- DULVY, N. K., Fowler SL, Musick JA, Cavanagh RD and others (2014) **Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays**. Life 3: e00590.
- EBERT, D. A.; STEHMANN, M. F. W. **Sharks, batoids, and chimaeras of the North Atlantic**. Rome: FAO, 2013. 523p. (FAO Species Catalogue for Fishery Purposes; n.7)
- FISHER, R. A. 2010. Life history, trophic ecology, and prey handling by Cownose Ray, *Rhinoptera bonasus*, from Chesapeake Bay. **Virginia Institute of Marine Science, Virginia Sea Grant, Report 2010-20, VSG-10-25, Gloucester Point**.
- FISHER, Robert A., Call, Garrett C. & Grubbs, R. Dean (2013) Age, Growth, and Reproductive Biology of Cownose Rays in Chesapeake Bay, **Marine and Coastal Fisheries**, 5:1, 224-235, DOI: 10.1080/19425120.2013.812587
- FISHBASE. *Rhinoptera bonasus*, Cownose Ray: características e ecologia. Disponível em: [FishBase](https://www.fishbase.org/species/rbon). Acesso em 21 nov. 2024.
- FRANCIS, R. (2006). Back-calculation of fish length: A critical review. **Journal of Fish Biology**. 36. 883 - 902. 10.1111/j.1095-8649.1990.tb05636. x.
- FRISK, M. G., Miller, T. J., & Fogarty, M. J. (2001). Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes: a comparative life history study. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 58(5), 969-981.
- FROESE R, Pauly D (2013) Estoques de peixes. **Encycl Biodivers** Segunda Ed. 3:477–487. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00223-9>.
- HAZIN, F. H. V., OLIVEIRA, P. G. & BROADHURST, M. K. (2002). Reproduction of blacknose shark (*Carcharhinus acronotus*) in the coastal waters off northeastern Brazil. **Fishery Bulletin U.S.** 100, 143–148.
- HOENIG, J. M. E GRUBER, S.H. 1990 Life-history patterns in Elasmobranch: Implications for fisheries Management. NOAA Technical Report. NMFS 90: 1-15.

HOLDEN, M. J.; (1974) Problems in the rational exploitation of elasmobranch populations and some suggested solutions. In: Harden-Jones FR (ed) Sea fisheries research. **Elek Science**, London, p 117–138.

GIANETI, Michel & Santana, Francisco & Yokota, Leandro & Vasconcelos, Jonas & Dias, June & LESSA, Rosangela. (2019). Age structure and multi-model growth estimation of longnose stingray *Hypanus guttatus* (Dasyatidae: Myliobatoidei) from north-east Brazil. **Journal of Fish Biology**. 94. 10.1111/jfb.13918.

GOMPERTZ, B. (1825). **On the nature of the function expressive of the law of human mortality, and on a new mode of determining the value of life contingencies**. Phil. Trans. Royal Soc. London. 115: 513–585.

GOLDMAN, K.G. (2005). Age and growth of elasmobranch fishes. In „Management Techniques for Elasmobranch Fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper Number 474**“. (Eds J. A. Musick and R. Bonfil.) pp. 76–102. (FAO: Rome.)

HILBORN, R.; WALTERS, C. J. **Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty**. New York: Chapman & Hall, 1992. 570 p.

GUDGER, E. W. 1910. Notes on some Beaufort fishes-1909. Am. Nat. 44: 395-403.

HOOD, G. M., 2006. PopTools version 2.7.5. Word Wide Web electronic publication, accessible at <http://www.cse.csiro.au/poptools>. (Accessed 17/08/2008).

IUCN, Red List of Threatened Species. *Rhinoptera bonasus* (Cownose Ray). Avaliação: Vulnerável (VU). Disponível em: IUCN Red List. Acesso em 21 nov. 2024.

JAMES, P. S. B. R. 1970. Further observations on shoals of the Javanese cownose ray *Rhinoptera javanica* Müller and Henle from the Gulf of Mannar with additional notes on the species. **Journal of the Marine Biological Association of India** 12: 151-157.

JOSEPH, E. B. 1961. An albino cownose ray, *Rhinoptera bonasus* (Mitchill) from Chesapeake Bay. **Copeia** 1961:482-483.

KATSANEVAKIS, S. 2006. Modelling fish growth: Model selection multi-model inference and model selection uncertainty. **Fisheries Research**, 81: 229 – 235.

KILLAM, K. A., and G. R. Parsons. 1989. Age and growth of the Blacktip Shark, *Carcharhinus limbatus*, near Tampa Bay, Florida. U.S. **National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin** 87:845–857.

LAST, P.R., W.T. White, M.R. de Carvalho, B. Séret, M.F.W. Stehmann and G.J.P. Naylor, 2016. **Rays of the world**. CSIRO Publishing, Comstock Publishing Associates. i-ix + 1-790.

LAST, P. R., White W. T., Séret B. (2016) Taxonomic status of maskrays of the *Neotrygon kuhlii* species complex (Myliobatidae: Dasyatidae) with the description of three new species from the Indo-West Pacific. **Zootaxa** 4083: 533–561

LAST, P. R., STEVENS, J. D. Sharks and Rays of Australia. 2 ed. Australia: CSIRO Publishing, **Division of Fisheries**, 1994. 513 p.

LESSA, R.; SANTANA, F. M.; RINCON, G.; EL-DEIR, A. C. A. 1999 Biodiversidade de elasmobrânquios no Brasil MMA. Projeto de conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – **PRONABIO**. Brasília.

LESSA, ROSANGELA & Andrade, Humber & Lima, Kaio & Santana, Francisco. (2015). Age and growth of the midwater crocodile shark *Pseudocarcharias kamoharai*. **Journal of fish biology**. 89. 10.1111/jfb.12717.

LUCIFORA, L.O.; GARCIA, V.B.; MENNI, R.C.; ESCALANTE, A.H.; HOZBOR, N. M. 2009 Effects of body size, age and maturity stage on diet in a large shark: ecological and applied implications. **Ecological Research** 24: 109–118.

MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. **The Annals of Mathematical Statistics**, v. 18, n. 1, p. 50–60, 1947. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491>

MARTIN, Linda & Cailliet, Gregor. (1988). Age and Growth Determination of the Bat Ray, *Myliobatis californica* Gill, in Central California. **Copeia**. 1988. 762. 10.2307/1445399.

McEACHRAN, J. D. & M. R. CARVALHO. 2002. Batoid Fishes. In: Carpenter, K. E. (Ed.) **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. Vol. 1. Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Roma, pp. 507-589.

MOLLET, H. F., G. CLIFF, H. I. Pratt Jr. & J. d. Stevens. 2000. Reproductive biology of the female shortfin mako, *Isurus oxyrinchus Rafinesque*, 1810, with comments on the embryonic development of lamnoids. **Fishery Bulletin** 98: 299-318.

MORALES-NIN B (1992) Determinação do crescimento em peixes ósseos de microestrutura do otólito. Artigo técnico de pesca da FAO.

MUSICK, J. A. Criteria to define extinction risk in marine fishes: the American Fisheries Society initiative. **Fisheries**, v. 24, n. 12, p. 6–14, 1999.

NATANSON, L.J. and CAILLIET, G.M. (1990). Vertebral growth zone deposition in Pacific angel sharks. **Copeia** 1990(4): 1133-1145.

NATANSON L. J., CASEY J. G., KOHLER N. E. (1995) Age and growth estimates for the dusky shark, *Carcharhinus obscurus*, in the western North Atlantic Ocean. **Fish Bull** 93:116–126

NEER, J. A. & B. A. THOMPSON. História de vida da raia-nariz-de-vaca, *Rhinoptera bonasus*, no norte do Golfo do México, com comentários sobre a variabilidade geográfica em características da história de vida. **Environ Biol Fish** 73, 321–331 (2005). <https://doi.org/10.1007/s10641-005-2136-5>

NEER, Julie & CAILLIET, Gregor & McEachran, J.. (2001). Aspects of the Life History of the Pacific Electric Ray, *Torpedo californica* (Ayres). **Copeia**. 2001. 842-847. 10.1643/0045-8511(2001)001[0842:AOTLHO]2.0.CO;2.

NELSON, J.C., GRANDE, T.C. WILSON, M.V.H. **Fishes of the World**, 5. ed. New York: Wiley, 2016. 752 p.

ORTH, R. J. 1975. Destruction of eelgrass, *Zostera marina*, by the cow nose ray, *Rhinoptera bonasus*, in the Chesapeake Bay. *Chesapeake Sci.* 16:205-208.

PASSO, M. A. G. (2009). Idade e crescimento da Raia-roxa, *Pteroplatytrygon violácea* (Bonaparte, 1832) (Pisces: Elasmobranchii), capturada no Atlântico Sul Equatorial.

PÉREZ-JIMÉNEZ, Juan. (2011). Biología reproductiva de la raya *Rhinoptera bonasus* (Elasmobranchii) en el sureste del Golfo de México. **Hidrobiológica**. 21. 159-167.

QUINN, T. J.; DERISO, R. B. **Quantitative fish dynamics**. New York: Oxford University Press, 1999.

SCHNUTE, J. 1987. A versatile growth model with statistically stable parameters. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 38: 1128–1140.

SEMBA, Y, Nakano, H. & Aoki, I. 2009. Age and growth analysis of the shortfin mako, *Isurus oxyrinchus*, in the western and central North Pacific Ocean. **Environmental Biology of Fishes**, 84: 377-391.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3/4, p. 591–611, 1965. <https://doi.org/10.2307/2333709>

SHIVJI, M.S.; CLARKE, S.; PANK, M.; NATANSON, L.; KOHLER, N.; STANHOPE, M. 2002 Genetic Identification of Pelagic Shark Body Parts for Conservation and Trade Monitoring. **Conservation Biology**, 16: 1036-1047.

SMITH, Joseph W., "The life history of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus* (Mitchill 1815), in lower Chesapeake Bay, with notes on the management of the species" (1980). Dissertations, Theses, and Masters Projects. **William & Mary**. Paper 1539617505. <https://dx.doi.org/doi:10.25773/v5-jb3f-zk42>

SMITH, J.W. & J. V. MERRINER. 1986. Observações sobre a biologia reprodutiva da arraia cownose, *Rhinoptera bonasus*, na Baía de Chesapeake. **Boletim Pesqueiro** 84 (4): 871-877.

SMITH, S. E., Au, D. W., & Show, C. (1998). Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. **Marine and Freshwater Research**, 49(7), 663-678.

SIMPFENDORFER, C. A., DULVY NK (2017) **Bright spots of sustainable shark fishing**. *Curr Biol* 27: R97–R98

SPARRE, P.E. & VENEMA, S.C. (1997) Introduction to tropical fish stock Part 1. Manual. **FAO Fisheries Technical Paper** 306(1). Rome, 337 pp.

STEVENS, J. D., BONFIL R, DULVY N. K., Walker PA (2000) **The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems**. *ICES J Mar Sci* 57: 476–494.

STEVENSON, David & CAMPANA, Steven. (1992). Otolith Microstructure Examination and Analysis. 10.13140/RG.2.2.22258.61127.

WALKER, T.I. 2007. The state of research on chondrichthyan fishes. **Marine and Freshwater Research**, 58: 1-3.

ZAR, J. H. (1996). Biostatistical Analysis. Third Edition. Prentice-Hall, Inc., London. 662p.

ZAR, J.H. (2010) Biostatistical Analysis. 5th Edition, Prentice-Hall/Pearson, Upper Saddle River, xiii, 944 p.

ZEINER, S. J., and P. Wolf. 1993. Growth characteristics and estimates of age at maturity of two species of skates (*Raja binoculata* and *Raja rhina*) from Monterey Bay, California. NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) Technical Report NMFS (National Marine Fisheries Service) 115:87–99.

YANO, K. 1993. Reproductive biology of the slender smooth hound, *Gollum attenuatus*, collected from New Zealand waters. *Environ. Biol. Fish.* 38: 59–71.

CAPÍTULO II

HÁBITO ALIMENTAR E ECOLOGIA TRÓFICA DE *Rhinoptera bonasus* NO NORDESTE DO BRASIL

INTRODUÇÃO

Dentro do ambiente aquático, são encontradas espécies de elasmobrânquios que vão desde as partes mais profundas dos oceanos e nos taludes continentais, até águas superficiais oceânicas ou rasas e costeiras (COMPAGNO, 1990, BLECKMANN & HOFMANN, 1999). Eles possuem papel crucial nos ecossistemas marinhos, pois ocupam posições tróficas elevadas nas cadeias alimentares (BIZZARRO *et al.*, 2007).

Entre eles, diferentes formas de tubarões e raias são encontradas, que ocupam uma grande variedade de ambientes aquáticos; é presumível que possuam diferentes estratégias de alimentação (COMPAGNO, 1990). Predadores de topo dessas cadeias são vistos como espécies-chave para a manutenção e organização de vários ecossistemas, exercendo um efeito regulador sobre as populações de níveis inferiores (efeito *top-down*) (FRIEDLANDER & DEMARTINI, 2002).

Contudo, os batóides desempenham papéis fundamentais dentro do ecossistema, sua atuação gera alterações no ambiente que promovem a ressuspensão de nutrientes no ambiente bentônico através do seu modo de alimentação e reestruturam as comunidades de invertebrados e algas (AGUIAR, 2010; FLOWERS *et al.*, 2020; GONZÁLEZ-PESTANAE *et al.*, 2021; SASKO *et al.*, 2006). As consequências indiretas da remoção desses predadores podem gerar desequilíbrios ecológicos e econômicos com impactos inesperados (FRIEDLANDER & DEMARTINI, 2002). O bem-estar e o equilíbrio dos ecossistemas dependem, portanto, parcialmente da integridade das populações locais de elasmobrânquios (AGUIAR & VALENTIN, 2010), com batóides reconhecidos por exercerem atividades funcionais importantes, mas, para os quais existem dados comparativos limitados (QUEIROZ *et al.*, 2022).

Em águas costeiras do Nordeste Brasileiro se encontra a espécie *Rhinoptera bonasus* (família Rhinopteridae) pertencente ao grupo das raias Myliobatiformes de hábito

bentopelágica (YOKOTA & LESSA, 2004), que se alimentam de moluscos e crustáceos de corpo duro (FISHER, *et al.*, 2013). Estudos indicaram que essa espécie consome uma grande variedade de presas, incluindo pequenos moluscos bivalves, crustáceos (por exemplo, anfípodes e cumáceos), poliquetas e até mesmo equinodermos (e.g.: bolachado-mar; SMITH e MERRINER 1985; COLLINS *et al.*, 2007; FISHER, 2010). Esta espécie atualmente está classificada pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) como vulnerável (VU; DULVY, *et al.*, 2021).

Nos últimos dez anos, a alimentação dos elasmobrânquios tem sido investigada com o intuito de compreender a dieta dessas espécies (WETHERBEE & CORTÉS, 2004; NAVIA *et al.*, 2007; ALBO-PUIGSERVER *et al.*, 2015; LÓPEZ *et al.*, 2016; WILGA *et al.*, 2016), avaliar os impactos da predação sobre espécies de interesse econômico ou em risco (MYERS *et al.*, 2007) e elucidar os processos biomecânicos que envolvem suas estratégias predatórias (DEAN *et al.*, 2005; WILGA *et al.*, 2016). Esses estudos são essenciais para entender o papel específico dessas espécies dentro dos ecossistemas marinhos (WETHERBEE & CORTÉS, 2004; NAVIA *et al.*, 2007; ALBO-PUIGSERVER *et al.*, 2015; MADIGAN *et al.*, 2015; LÓPEZ *et al.*, 2016).

Surpreendentemente, os isótopos funcionam como rastreadores da circulação dos elementos químicos da natureza, sendo capazes de traçar conexões entre os vários níveis ecológicos do ecossistema (AGUIAR-SANTOS, 2017). As análises isotópicas estáveis estão se tornando difundidas como uma ferramenta para estudos da estrutura da comunidade e da função do ecossistema (PÓS, 2002).

Comumente são utilizados em estudos ecológicos o ^{13}C , ^{15}N e ^{87}Sr (ARAUJO LIMA *et al.*, 1986; FORSBERG *et al.*, 1993; ZULUAGA-GÓMES *et al.*, 2016; SOUSA *et al.*, 2016) e sua utilização baseia-se na previsibilidade da variação da composição isotópica dos compostos ao passar por processos físico-químicos e/ou biológicos, conforme um elemento se move através dos compartimentos de um ecossistema (PEREIRA e BENEDITO, 2007; MARTINELLI *et al.*, 2009; CARVALHO *et al.*, 2017). No entanto, ainda é reduzido o número de estudos com essas ferramentas no Brasil, além do elevado custo financeiro (MARTINELLI *et al.*, 1988).

Nesse sentido, a análise do conteúdo estomacal permite identificar diretamente os tipos de presas consumidas, bem como a proporção de cada tipo, mas sua limitação está

no curto período de tempo representado pela amostra, pois geralmente revela apenas a dieta consumida recentemente (POLUNIN & PINNEGAR, 2002; VAUDO & HEITHAUS, 2011). Para complementar essa abordagem, a análise de isótopos estáveis no tecido muscular pode oferecer informações sobre os materiais assimilados ao longo do tempo, refletindo a dieta de longo prazo de um organismo, ao invés de ser apenas o alimento ingerido fisicamente (PETERSON & FRY, 1987). A combinação dessas duas metodologias permite uma identificação taxonômica mais precisa da assimilação entre presas e predadores, proporcionando uma compreensão mais abrangente do fluxo de energia nas teias alimentares (QUEIROZ *et al.*, 2022).

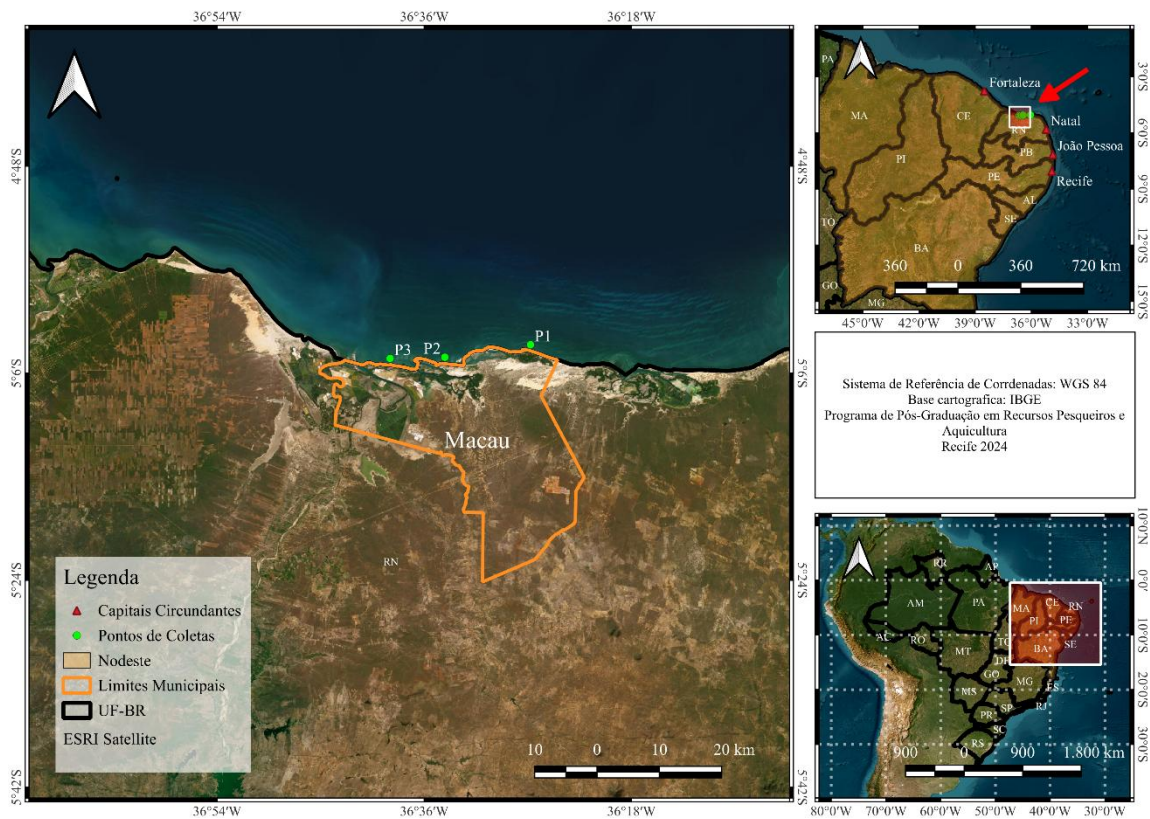
Este estudo teve como objetivo descrever a ecologia trófica de *Rhinoptera bonasus*, assim como os objetivos específicos: I- Caracterizar a dieta de *R. bonasus* no litoral do Rio Grande do Norte, Brasil e II- Analisar o posicionamento trófico de *R. bonasus* com base no conteúdo estomacal, e assim entender as interações alimentares entre diferentes organismos consumidos pelo mesmo predador no ecossistema através dos isótopos estáveis, fornecendo desse modo, estratégias importantes para a conservação e o manejo ambiental.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO E COMPOSIÇÃO AMOSTRAL

Os espécimes de *R. bonasus* foram capturados entre novembro de 2023 e fevereiro de 2024 como fauna acompanhante da pesca de Tainha (*Mugil* sp.) no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. A área de estudo compreende ambientes de estuário localizados nos municípios de Diogo Lopes (05°09'00"S / 36°37'00"W), Macau (mais precisamente Valadão e Porto da Pescaria) (05°07'30"S / 36°37'50"W), e Pontal dos Anjos (05°11'00"S / 36°42'00"W; Figura 21). Esses locais são conhecidos pela relevância ecológica de seus estuários, que fornecem habitats essenciais para várias espécies marinhas e sustentam importantes atividades pesqueiras regionais.

Figura 21 – Localização geográfica do Estado do Rio Grande do Norte com respectivos pontos de coleta.



Legenda: Pontos de coleta – P1 (Diogo Lopes), P2 (Porto da Pescaria) e P3 (Valadão).

Fonte: PESSOA, 2024.

Os pescadores utilizavam barcos com menos de 10 m de comprimento e com motor de popa (PÉREZ-JIMÉNEZ, 2011), redes de emalhar de até 400 braços de comprimento (equivalente a aproximadamente 731,52 m) e 3 m de altura com malhagem de 30 cm (tainheira) a 50 cm (raieira), a espessura do nylon variando de 0,25 a 0,50 mm.

Os pescadores costumam pescar de segunda a sábado, dentro do estuário não chegando a ir para mar aberto; iniciando a pesca pela madrugada em torno de 3h e retornam entre 9h à 10h da manhã, tendo em média de 200kg à 300kg por lance a cada pesca, sendo necessário apenas um lance caso a pesca seja direcionada a esta espécie exclusivamente durante a pescaria, como acontece em Macau e Diogo Lopes. Todavia, essa espécie é capturada pelos pescadores das colônias nesses pontos de coleta descritos

acima como fauna acompanhante, são poucos os pescadores que a capturam como alvo, por falta de comércio, realizando assim a pesca a seu respeito quando se tem encomendas.

Após o recolhimento das redes, ao chegar no rio onde os barcos são atracados, o conteúdo é triado para a coleta e separação dos peixes. A fauna acompanhante é dividida entre os pescadores do barco para consumo próprio e o restante que não é aproveitado, é devolvido ao mar (vivo ou morto; SANTANDER NETO, 2015), dessa forma, é comum encontrar na lama do rio onde estão os barcos atracados, exemplares de raias juvenis das espécies que ocorrem na região (*Hypanus* sp., *Rhinoptera bonasus*) quando a maré baixa.

Após serem coletados, os espécimes foram identificados, sexados, fotografados, pesados e medidos quanto a sua largura de disco (LD), comprimento total (CT) e largura da boca (LB) em centímetros, em seguida levados ao Laboratório de Dinâmica de Populações Marinhas (DIMAR) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), onde se realizou as demais etapas do processamento.

Através da incisão na região ventral dos animais, os estômagos dos indivíduos foram amarrados em suas extremidades, evitando a perda de conteúdo estomacal, sendo posteriormente retirado e fixado em solução de formalina a 4% após serem devidamente etiquetados.

Para investigar a alimentação dos peixes, os estômagos foram cuidadosamente abertos e lavados em água corrente. O conteúdo foi retido em uma peneira de malha fina (0,1 cm) e preservado em álcool 70°GL. Em seguida, realizou-se a análise microscópica dos itens alimentares, identificando-os no menor nível taxonômico possível. Os moluscos, devido à rápida digestão das partes moles do corpo, o aparelho mandibular e a concha, foram na maioria das vezes, as únicas estruturas utilizadas para identificação de acordo com Sudam (1983).

Após essa identificação minuciosa, os itens foram separados, contados e pesados individualmente em uma balança de precisão (de 0,0001 gramas; CORTÉS, 1997), evitando qualquer superestimação de peso devido ao excesso de álcool que foi retirado anteriormente com papel toalha (QUEIROZ *et al.*, 2019).

Vale ressaltar que algas e sedimentos foram considerados como ingestão acidental e, portanto, excluídos das análises (QUEIROZ *et al.*, 2019). Da mesma forma, o material

digerido e não identificado também foi excluído e estômagos que continham apenas material não identificado foram classificados como “estômagos vazios” (AGUIAR, 2010).

Foram obtidas 51 amostras de tecido muscular de *Rhinoptera bonasus* de indivíduos distintos, retiradas da porção inferior da nadadeira peitoral devido à capacidade que o tecido muscular tem em refletir e conservar a assinatura isotópica da dieta do consumidor (PINNEGAR & POLUNIN, 1999). Entretanto, nos animais que foram obtidos apenas as carcaças, em que as nadadeiras haviam sido cortadas pelos pescadores, as amostras de tecido muscular foram retiradas abaixo da coluna vertebral do animal.

Amostras do ambiente em que ocorre a espécie foram coletadas (moluscos presentes em sua alimentação) e folhas de mangue, em dois períodos (seco e chuvoso) para serem usadas como *baseline*, no intuito de obter valores isotópicos ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) que auxiliem nas análises de níveis tróficos (Tabela 5). No entanto, não foi possível coletar os mesmos *baseline* para todos os pontos de coleta. Todo material biológico coletado foi armazenado em congelador.

Para a análise do estudo com isótopos estáveis, o material coletado foi cortado em cubos de 1 cm² aproximadamente e colocados em tubos de ensaio. Seguindo a metodologia utilizada por Kim & Koch (2012), foi realizada a extração de lipídeos do tecido através da adição de 10 ml de éter de petróleo e agitados na lavadora ultrassônica (Ultracleaner 700 - Unique) durante 15 minutos.

Logo após, a solução de éter de petróleo foi descartada e o procedimento repetido. Em seguida, as amostras foram tratadas para extrair lipídios antes da análise de isótopos, para que não altere os valores obtidos (MURRY *et al.* 2006; SWEETING & POLUNIN, 2006; BODIN & LELUCH, 2007). Após isso, adicionou-se 10 ml de água deionizada para extrair a ureia acumulada no tecido, agitando o tubo de ensaio por 15 minutos, feito isso, a solução de água deionizada foi descartada e o processo repetido mais duas vezes novamente.

Realizada a remoção dos lipídeos e ureia, as amostras de tecido muscular de *R. bonasus* foram liofilizadas. Para finalizar, o material foi macerado e submetido a análise de isótopos estáveis no Espectrômetro de Massas Delta V, Advantage (construído pela Termo Fisher Scientific equipado com triplo coletor universal e pacote computacional com

o software ISODAT) no laboratório do Centro de Energia Nuclear da Agricultura da ESALQ-USP.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A relação entre peso total (PT) e largura de disco (LD) foi realizada seguindo a metodologia de Freire (2015), esta relação foi descrita por meio de uma equação de regressão exponencial:

$$W = q * LD^b$$

Onde W é o peso total em quilogramas (Kg), LD refere-se a largura do disco, q é o coeficiente da equação e b é o expoente alométrico, que indica o tipo de crescimento do organismo, usando uma regressão exponencial log ajustada. Para avaliar o efeito do sexo sobre a relação PTxLD e as dietas entre as raias nas distintas áreas de pesca (litoral central e sul) foi realizada a análise da variância - ANOVA (XAVIER, 2022) utilizando o programa R versão 4.3. 1.

Para investigar a relação entre a largura do disco (LD) e a largura da boca (LB) em machos e fêmeas de *Rhinoptera bonasus*, realizou-se inicialmente uma análise de variância (ANOVA) para verificar possíveis diferenças entre os sexos, seguida de uma análise de regressão linear para descrever essa relação. A análise da largura da boca (LB) entre machos e fêmeas, foi realizado por meio do teste não paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon que compara as medianas de dois grupos independentes.

Dieta

Uma curva de acumulação de presas (CORTÉS, 1997) foi construída com auxílio do programa R versão 4.3. 1 no intuito de identificar se o número de estômagos analisados foi suficiente para representar a dieta da espécie, com base na diminuição da variação dos desvios padrões e no índice de Shannon que mede a diversidade de itens alimentares em cada estômago.

Para testar a diferença das dietas entre sexos, ambientes e fases do ciclo de vida, considerou-se os valores de LD para *R. bonasus*: neonato (LD ≤ 30 cm); imaturo (♂ LD entre 30,01 e 69; ♀ LD entre 30,01 e 64 cm); e maduro (♂ LD ≥ 70; ♀ LD ≥ 65 cm) (GOMES *et al.*, 2020). Uma matriz de similaridade com os valores estimados da contribuição dos itens alimentares transformados, com base no peso das presas, foi gerada usando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis.

As dietas foram comparadas através da análise da variância (ANOVA) e a normalidade da distribuição obtida através do teste de Shapiro-Wilk. Como o p-value não foi menor que 0.05 (<5%) para ambas as análises, o mais apropriado foi utilizar métodos não paramétricos, como o Teste de Kruskal-Wallis, para obter a significância da associação foi realizado o Teste Exato de Fisher adequado para tabelas pequenas ou com contagens esperadas baixas.

Índice de Importância Relativa (IRI)

Para conhecer os principais itens alimentares que compõe a dieta de *R. bonaus*, foi utilizado o diagrama de Índice de Importância Relativa (IRI) proposto por Pinkas *et al.*, (1971); Hyslop (1980) e Cailliet *et al.*, (1986), que é baseado em três parâmetros descritivos: frequência de ocorrência (F.O.), método volumétrico (V) e numérico (N), dado pela fórmula:

$$IRI = (V + N) * F.$$

O índice de importância relativa também foi calculado em percentagem (IRI%) (CORTÉS, 1997):

$$IRI\% = \left(\frac{IRI_i}{\sum IRI} \right) * 100$$

Índice de Repleção Estomacal (IRE)

Para avaliar a repleção (ou o grau de preenchimento estomacal), foi utilizado uma metodologia quantitativa que permite estimar a quantidade de alimento presente no estômago dos indivíduos analisados, ou seja, permite avaliar a proporção de alimento em

relação ao peso do indivíduo, indicando o grau de repleção do estômago (HYSLOP, 1980; WINDELL & BOWEN, 1978; CORTÉS, 1997 e VAZOLLER, 1996), calculado com a seguinte fórmula:

$$IRE = \left(\frac{\text{Peso do Conteúdo Estomacal}}{\text{Peso Corporal}} \right) * 100$$

Onde Peso do Conteúdo Estomacal representa o peso do alimento presente no estômago do organismo no momento da análise, ele reflete diretamente a quantidade de alimento que o organismo ingeriu. Peso Corporal é o peso total do organismo, que serve como base de referência para determinar a proporção do conteúdo estomacal em relação ao tamanho do indivíduo e ao multiplicar o resultado por 100, o IRE é convertido em uma porcentagem, o que facilita a interpretação e comparação do grau de repleção estomacal entre indivíduos de diferentes tamanhos ou em diferentes momentos.

Nível Trófico

O nível trófico da espécie baseado no conteúdo estomacal também foi calculado (CORTÉS, 1999):

$$TLk = 1 + \left(\sum_{j=1}^n Pj * TLj \right)$$

Foram utilizados os valores de nível trófico das categorias de presas sugeridas por Ebert & Bizzarro (2007) para análise de nível trófico em raias.

A amostra foi dividida em subgrupos com base na maturidade (imaturo e maduro), sexo (macho e fêmea) e ambientes de coleta, considerando que todas as amostras foram capturas no estuário (Diogo Lopes e Macau – Porto da Pescaria e Valadão) e as análises foram repetidas para cada subgrupo de amostra.

A amplitude de nicho da dieta foi estimada usando o índice de Levin Bi (KREBS, 1999):

$$B = \frac{1}{\sum P_i^2}$$

Os valores foram padronizados BA (KREBS, 1999):

$$BA = \frac{(B_i - 1)}{(N - 1)}$$

BA representa a amplitude de nicho em uma escala normalizada de 0 a 1, valores de BA baixos indicam dietas predominantes em poucos itens alimentares (predadores especialistas) enquanto valores altos indicam dietas generalistas (QUEIROZ, 2017).

Isótopos Estáveis

Para calcular os valores de δ , foram utilizados os padrões de referência de carbono e nitrogênio (Belemnito de *Pee Dee* e ar atmosférico). Para carbono, esse padrão (*Pee Dee Belemnite* - PDB) é derivado do fóssil de um molusco cefalópode (belemnito) encontrado na Formação *Pee Dee*, nos Estados Unidos:

$$R_{padr\tilde{a}o} = \frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} = 0.0112372$$

Este valor representa a razão isotópica média no material padrão. A maioria dos valores naturais de $\delta^{13}\text{C}$ varia entre -30‰ e 0‰ , dependendo da fonte orgânica ou inorgânica. Para N, o ar atmosférico é usado como padrão porque sua composição isotópica de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ é uniforme e bem conhecida:

$$R_{padr\tilde{a}o} = \frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}} = 0.0036765$$

Em sistemas naturais, $\delta^{15}\text{N}$ normalmente varia entre -5‰ e 20‰ , dependendo do ciclo biogeoquímico. Assim, padrões como PDB e Air-N₂ estabelecem uma referência fixa e globalmente aceita que permite comparar os valores de razões isotópicas de

amostras coletadas em diferentes condições ou locais. Os valores de δ são expressos em relação a esses padrões, permitindo uma padronização nos estudos isotópicos. Os valores foram calculados de acordo com a equação de Peterson & Fry (1987):

$$\delta_{amostra} = \left(\frac{R_{amostra}}{R_{padr\tilde{a}o} - 1} \right) * 1000$$

Estimativa de nível trófico

O nível trófico (TL) do organismo (predador) foi estimado com base nos valores de $\delta^{15}N$, que representam a razão isotópica de nitrogênio entre o organismo e sua presa, de acordo com Post (2002):

$$TL\delta^{15}N = TL\delta^{15}N \text{ presa} + \frac{(\delta^{15}N \text{ predador} - \delta^{15}N \text{ presa})}{1,5\text{‰}}$$

E 1,5 ‰ é a taxa de enriquecimento trófico média do $\delta^{15}N$, ou seja, o aumento esperado no valor de $\delta^{15}N$ a cada aumento de um nível trófico. Esse fator pode variar entre espécies, mas 1,5‰ é valor da constante de enriquecimento estimada por Gálvan *et al.*, (2016) para *Sympterygia bonapartii* (MÜLLER & HENLE, 1841) e foi adotado neste trabalho por se tratar do único estudo que estimou fatores de determinação trófica em uma espécie de raia. Os valores de nível trófico obtidos por análise de conteúdo estomacal (ACE) foram comparados com aqueles obtidos pela análise de isótopos estáveis (AIE).

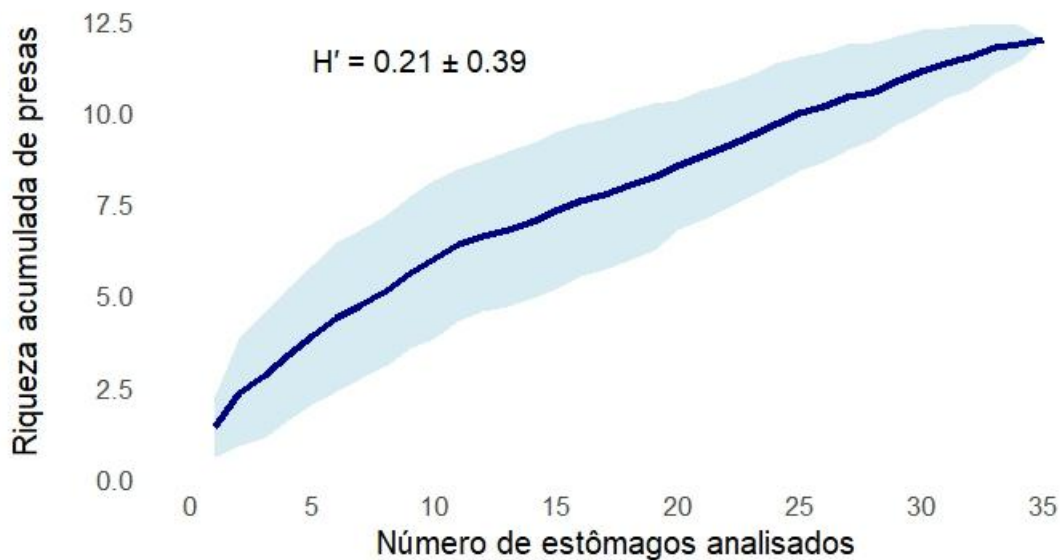
O modelo de mistura isotópica bayesiano foi usado para estimar a contribuição proporcional de diferentes fontes alimentares à dieta de um consumidor, com base em isótopos estáveis (como $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$). A formulação estatística básica desse modelo no contexto bayesiano é:

$$Y_j \sim N \left(\sum_{i=1}^k P_i \cdot (S_{ij} + TEF_j), \sigma_j^2 \right)$$

RESULTADOS

Foram analisados os conteúdos estomacais de 43 exemplares da raia *R. bonasus* (25 estômagos para P1, 2 para P2 e 16 para P3; Figura 21), sendo 16 (37,21%) machos e 27 (62,79%) fêmeas, com comprimento total variando de 18,1 cm a 59,5 cm e peso total de 0,372 kg a 12,460 kg. O número total de estômagos com alimento foi de 35 (81,40%), enquanto os estômagos vazios somaram um total de 8 (18,60%). A curva de acúmulo de presas indica que o número amostral utilizado (35 estômagos) foi suficiente para descrever a dieta da espécie, pois a riqueza acumulada tende à estabilização, sugerindo a aproximação de uma assíntota (Figura 22).

Figura 22 - Média cumulativa e desvio padrão do índice de diversidade de Shannon-Wiener dos itens alimentares nos estômagos de *Rhinoptera bonasus* no Rio Grande do Norte.

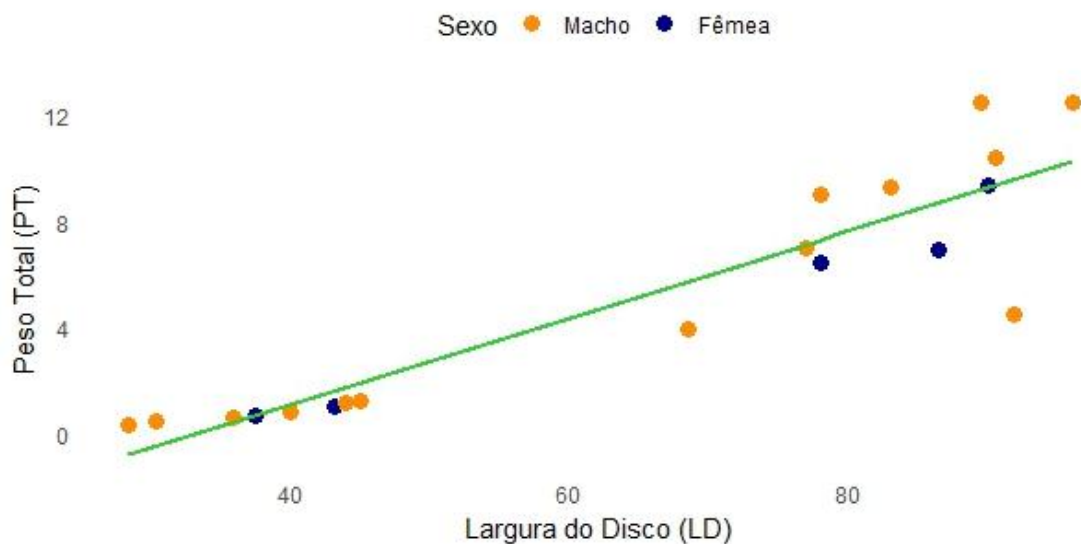


Legenda: Linha azul escura: Média da riqueza acumulada à medida que mais estômagos são incluídos; Faixa azul clara (sombreado): Intervalo de variação (desvio padrão), indicando a variabilidade entre as amostras.

A Figura 23 apresenta uma tendência ontogenética positiva entre a largura do disco (LD) e o peso total (PT), indicando que, à medida que os indivíduos crescem em tamanho (LD), ocorre um aumento proporcional em seu peso corporal. Esse padrão foi observado

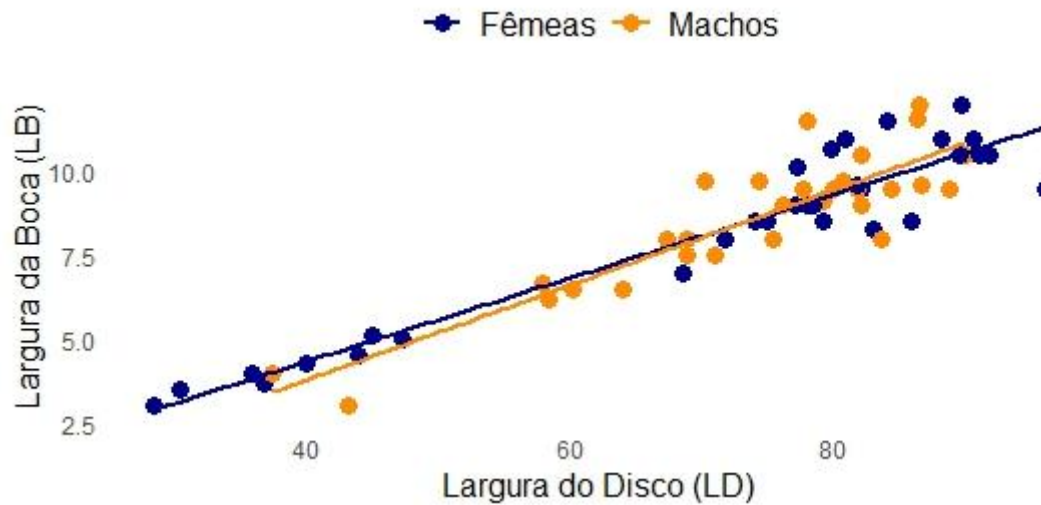
para ambos os sexos. A análise da regressão log-log entre o peso total (PT) e a largura do disco (LD) revelou uma relação estatisticamente significativa ($p < 0.001$), com um coeficiente angular de 2,89, sugerindo um crescimento alométrico positivo. O modelo apresentou excelente ajuste aos dados ($R^2 = 0,96$), explicando mais de 96% da variação no peso corporal, o que reforça a forte associação entre essas duas variáveis morfométricas. Assim como a análise de variância (ANOVA) mostrou que há diferenças altamente significativas entre largura do disco (LD) e largura da boca (LB) ($p\text{-value} < 2e-16$), à medida que espécie cresce em LD, proporcionalmente o LB aumenta, sendo uma variável altamente significativa na predição (Figura 24), como acontece em outras espécies da ordem dos Myliobatiformes (e.g.: *Hypanus* sp.; QUEIROZ, 2022).

Figura 23 – Relação entre o Peso Total (PT) e a Largura do Disco (LD).



O mesmo não ocorre entre os sexos ($p\text{-value} = 0.925$), não há diferença significativa entre machos e fêmeas no que diz respeito à LB (Figura 24). Quanto aos locais de coleta, mesmo sendo todos ambientes de estuários, mostraram que há uma diferença significativa entre as dietas da raia nos estuários, o $p\text{-value}$ (4.297×10^{-5}) é menor que o nível de significância comum ($\alpha = 0,05$), isso mostra que há evidências para rejeitar a hipótese nula e concluir que a dieta de *R. bonasus* varia significativamente entre os estuários.

Figura 24 – Relação entre o Largura da Boca (LB) e a Largura do Disco (LD).



Por outro lado, as figuras (25 e 26) do consumo de presas por *R. bonasus* entre os diferentes sexos e estágios de maturidade sugeriram variações visuais na dieta, mas, os testes não paramétricos, não indicaram diferenças estatisticamente significativas entre os grupos, uma vez que os valores de p foram superiores ao nível de significância adotado ($\alpha = 0,05$). Assim, rejeita-se a hipótese de que o sexo e a maturidade sexual sejam fatores determinantes na variação da dieta da espécie neste estudo, assim como o resultado do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney ($W = 515,5$; $p = 0,7142$) que indicou ausência de diferença estatisticamente significativa na largura da boca entre os sexos (Figura 27).

Figura 25 – Consumo de presas por *Rhinoptera bonasus* entre indivíduos Imaturos e Maduros.

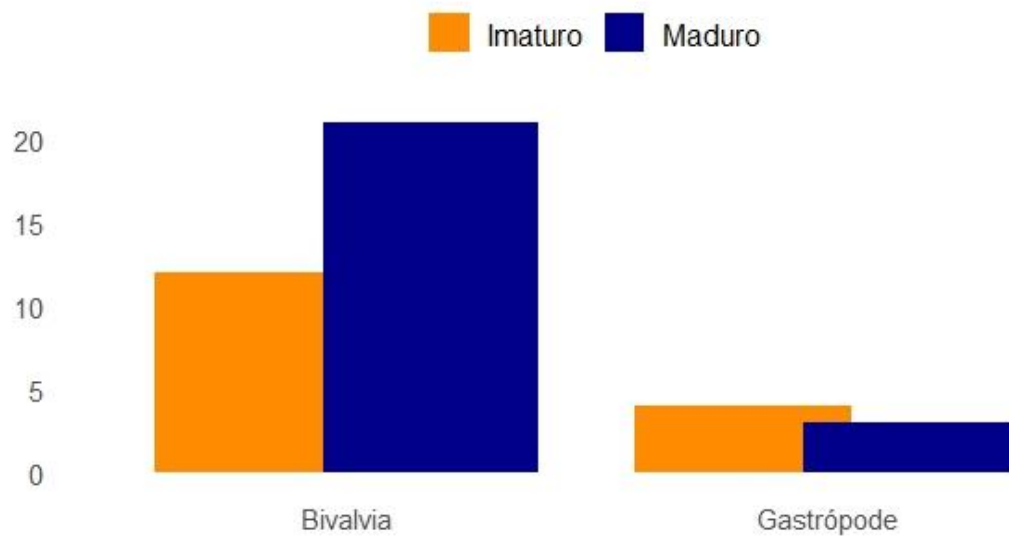


Figura 26 – Consumo de presas por *Rhinoptera bonasus* entre indivíduos do sexo masculino e feminino.

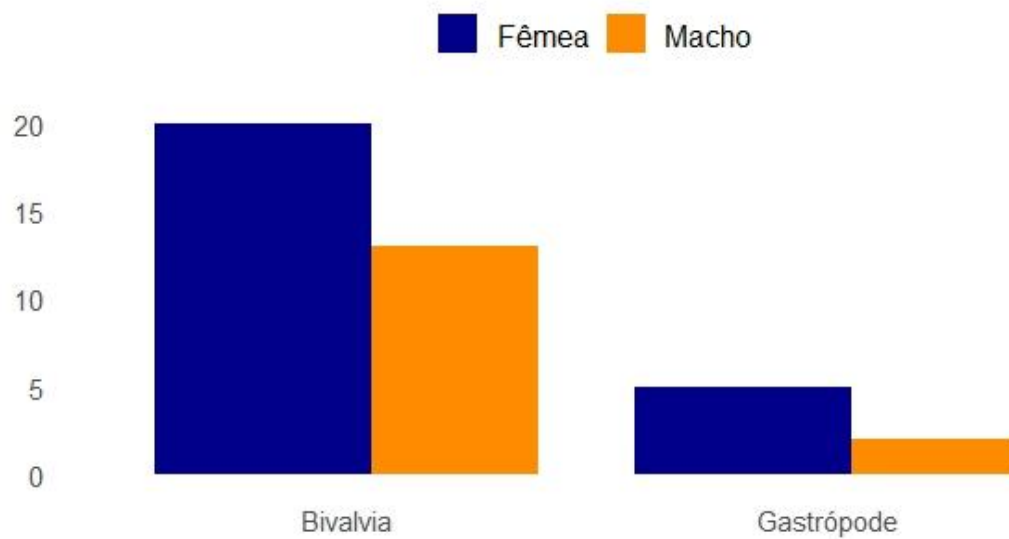
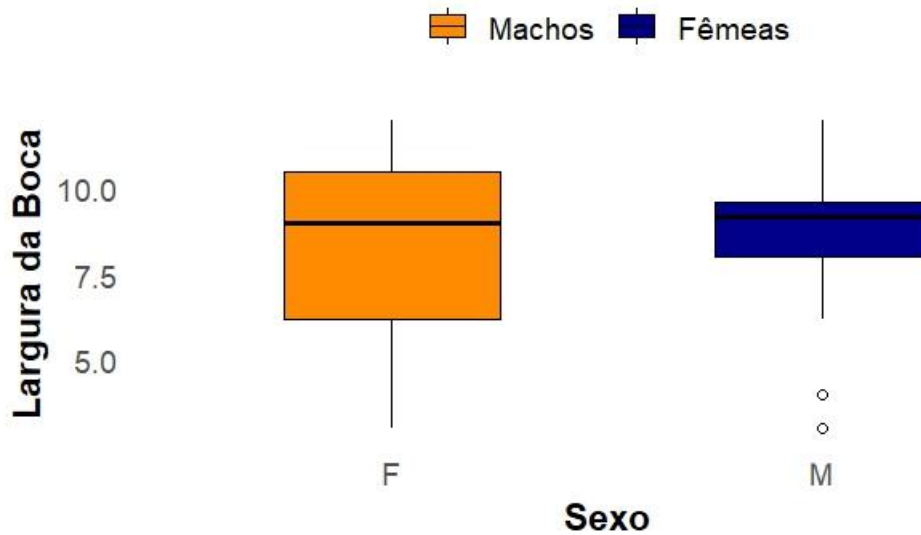


Figura 27 – Relação entre largura da boca de machos e fêmeas de *Rhinoptera bonasus* coletadas no Rio Grande do Norte.



Os itens identificados foram moluscos: bivalves (*Anomalocardia brasiliana*; Figura 28), *Anadara notabilis*, *Chione paphia*, *Glycymeris glycymeris*, *Glycymeris pectinata*, *Mytella charruana*, *Macoma constricta*, *Pinctada imbricata*) e gastrópodes (*Olivella minuta*, *Voluta ebrae*, *Polinices lacteus*, *Modulus modulus*).

Figura 28 – Exemplos de *Anomalocardia brasiliiana* coletados no estuário do Rio Grande do Norte.



Legenda: A espécie *Anomalocardia brasiliiana* apresenta distintos padrões de cores; na imagem menor ao lado, pode-se observar fragmentos de concha da espécie encontrados no estômago de *R. bonasus*.

Fonte: Pessoa, 2024.

Tabela 3 - Espectro alimentar de *Rhinoptera bonasus* capturada na costa do Rio Grande do Norte, expresso em valores absolutos e percentuais dos métodos numéricos (N), volumétricos (V), frequência de ocorrência (F.O.) e Índice de Importância Relativa (IRI).

Espécies presas	N	%N	V(ml)	%V	F.O	%F.O	IRI	%IRI	Ordem de importância
Bivalves									
<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	37	30.83	55.148	71.21	31	60.78	6527.21	84.57	1
<i>Anadara notabilis</i>	1	0.83	0.103	0.13	1	1.96	0.36	0.00	9
<i>Chione paphia</i>	1	0.83	0.087	0.11	1	1.96	0.31	0.00	10
<i>Glycymeris glycymeris</i>	1	0.83	0.098	0.13	1	1.96	0.36	0.00	11
<i>Glycymeris pectinata</i>	1	0.83	0.231	0.30	1	1.96	0.84	0.01	8

<i>Mytella charruana</i>	4	3.33	3.211	4.15	4	7.84	46.36	0.60	3
<i>Macoma constricta</i>	9	7.5	0.589	0.76	1	1.96	7.19	0.09	4
<i>Pinctada imbricata</i>	4	3.33	0.352	0.45	2	3.92	3.26	0.04	7
Subtotal	58	48.31	59.819	77.24	42	82.34	6585.89	85.31	-
Gastrópodes									-
<i>Olivella minuta</i>	59	49.17	14.238	18.39	6	11.76	1120.50	14.52	2
<i>Voluta ebrae</i>	1	0.83	2.046	2.64	1	1.96	7.37	0.10	5
<i>Polinices lacteus</i>	1	0.83	1.253	1.62	1	1.96	4.52	0.06	6
<i>Modulus modulus</i>	1	0.83	0.050	0.06	1	1.96	0.17	0.00	12
Subtotal	62	51.66	17.587	22.71	9	17.64	1132.56	14.4	-
Total	120	99.97	77.406	99.95	51	99.98	7718.45	100.05	-

O método numérico indicou que os itens gastrópodes alcançaram o mais alto valor percentual (51,66%). Por outro lado, de acordo com o método volumétrico, os itens bivalves atingiram o maior percentual em volume, 77,24% (59,819 ml). Enquanto, pelo método de frequência de ocorrência, bivalves foram as presas mais frequentes na dieta do batóide, ocorrendo em 82,34% dos estômagos.

Quanto ao Índice de Importância Relativa (IRI), indicou que bivalves também atingiram o valor percentual mais alto: 85,31%, sendo que a espécie *Anomalocardia brasiliiana* foi a mais importante, com 84,57% (Tabela 3) indicando que é amplamente dominante em termos de importância relativa na dieta. Esse resultado é impulsionado por sua alta frequência de ocorrência (60,78%), contribuição numérica (30,83%), e contribuição em volume (71,25%). O segundo item mais relevante é *Olivella minuta*, com IRI bruto de 1120,77 e %IRI de 14,52%. Sua alta contribuição numérica (49,17%) é o principal fator que explica sua importância relativa na dieta, mesmo com valores mais baixos de %F e %V comparados a *A. brasiliiana*. Essas duas espécies juntas, correspondem a 99,08% da importância relativa total.

Os demais itens como *Anadara notabilis*, *Chione paphia*, *Glycymeris glycymeris*, e outros, com baixa relevância, tem valores de IRI bruto muito baixos (< 10) e %IRI próximos de zero (0,00% a 0,10%) provavelmente representam presas consumidas de

forma esporádica ou com abundância reduzida nesse ambiente, com baixa frequência e pouca contribuição em volume ou número. Quanto a *Mytella charruana*, pode ser considerada como item intermediário apresentando um IRI bruto moderado (46.36) e %IRI de 0.60%, isso sugere que essa espécie é consumida em quantidades significativas.

Os índices de repleção estomacal (Figura 29), apresentaram valores decrescentes desde o início das coletas no mês de novembro, até o mês de fevereiro que marca o final do período sem chuvas na região, seguido por uma pequena elevação no mês de junho, o último mês de coleta. Fato que veio acompanhado pela mesma diminuição dos estados de repleção dos estômagos I (25% do conteúdo), II (25-50% do conteúdo) e III (50-75% do conteúdo), mas que quando analisado estatisticamente não denota uma diferença tão significativa (Figura 30). Para entender melhor tal resultado estatístico, compara-se as figuras 29 e 30, onde se observa uma disparidade marcante no mês de fevereiro e junho, quando o percentual de repleção dos estômagos no estado I aumenta, enquanto no estado III sofre uma redução que não se reflete de forma tão evidente no IRE da população como um todo, nesses mesmos meses.

Figura 29 - Índice médio de repleção estomacal dos exemplares de *Rhinoptera bonasus* entre os períodos de coleta.

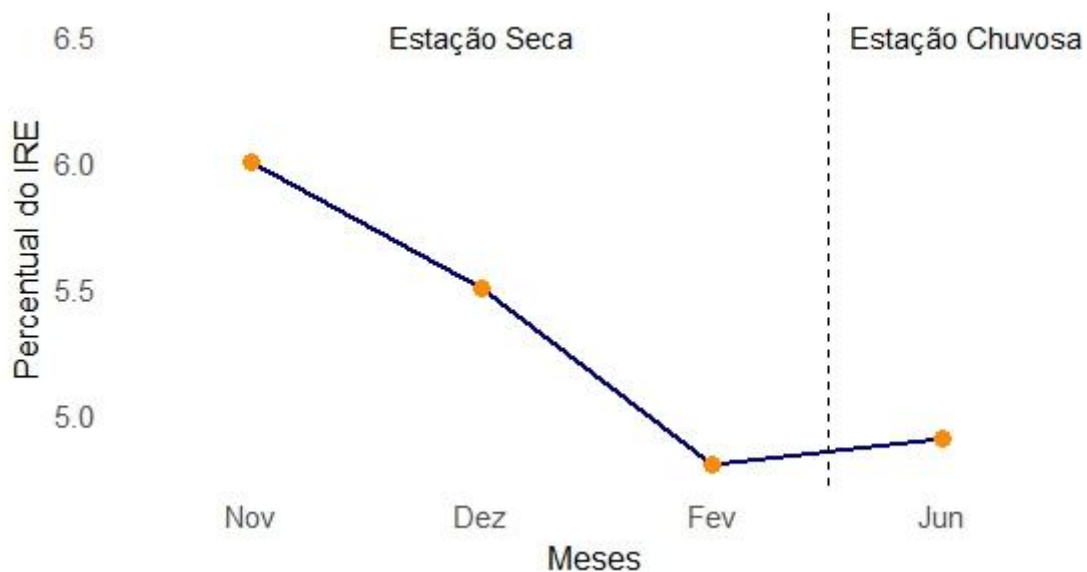
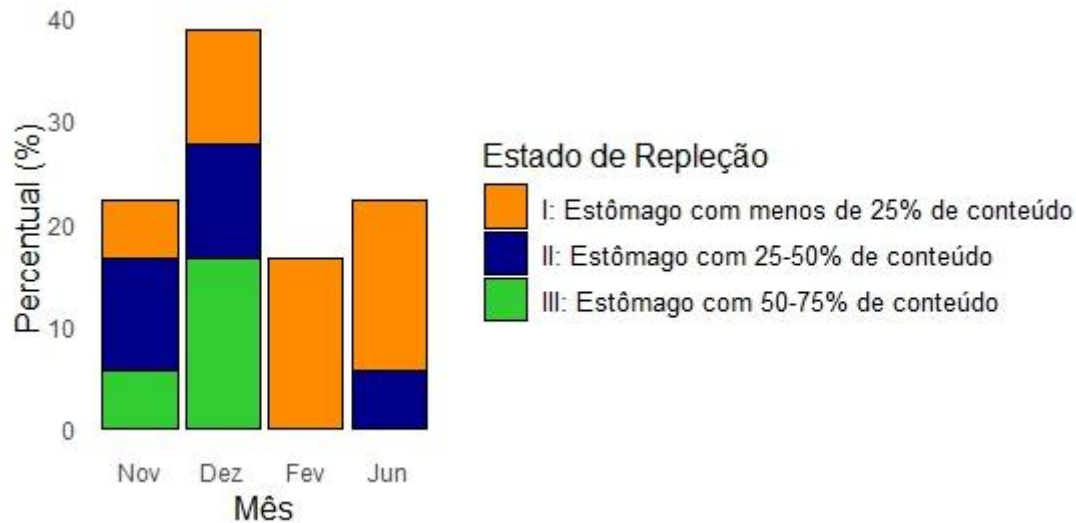


Figura 30 - Percentual dos estados de repleção estomacal no período de coleta para a população de *Rhinoptera bonasus*.



De acordo com a amplitude de nicho da dieta, medida pelo valor do Índice de Levin (1,357815), sugere que a espécie tem uma dieta muito especializada, consumindo predominantemente alguns itens, com pouca inclusão de outros itens na dieta. Logo, a padronização do Índice de Levin ajusta seu valor para uma escala relativa de 0 a 1, resultando no valor de $BA = 0,0325$, reforça que a espécie apresenta características de um consumidor especialista, tendo seu consumo focado em poucos recursos específicos, com pouca diversidade e/ou uniformidade na dieta.

Todas as presas apresentaram nível trófico 2, enquanto as raias (predador) apresentaram nível trófico (TL) acima de 5, o que indica que esses predadores estão em um TL possivelmente como consumidores terciários. O menor nível foi 5,253 (*R. bonasus* 7), apesar de apresentar maior valor de $\delta^{15}N$ em relação a presa consumida (9,35); por outro lado, o maior TL foi 6,186 (*R. bonasus* 13) indicando o maior enriquecimento $\delta^{15}N$ (Tabela 4).

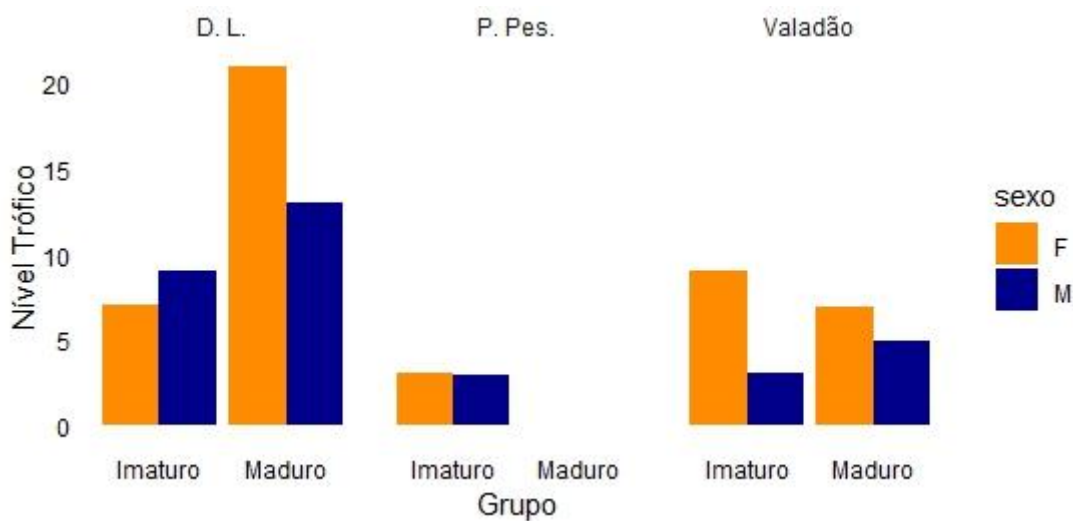
As fêmeas apresentaram níveis tróficos mais elevados do que os machos nos mesmos grupos e ambientes; fêmeas maduras exibiram valores mais altos no ambiente "D. L."; porém, nesse ambiente, tanto machos quanto fêmeas apresentaram níveis tróficos mais altos em relação aos outros ambientes; quanto aos demais ambientes, apresentaram níveis tróficos relativamente mais baixos para todos os subgrupos. No geral, os indivíduos maduros apresentaram TL maiores em comparação com o grupo "Imaturo", refletindo

possíveis diferenças no comportamento alimentar ou na dieta associada à maturidade (Figura 31).

Tabela 4 – Valores de $\delta^{15}\text{N}$ para predador e presa.

Predador	$\delta^{15}\text{N}$ predador	$\delta^{15}\text{N}$ presa	TL predador
<i>R. bonasus</i> 7	14,23	9,35	5,253
<i>R. bonasus</i> 9	14,01	8,67	5,560
<i>R. bonasus</i> 11	14,43	8,98	5,633
<i>R. bonasus</i> 12	14,13	8,38	5,833
<i>R. bonasus</i> 13	14,36	8,08	6,187
<i>R. bonasus</i> 14	14,58	8,72	5,907

Figura 31 – Nível trófico entre indivíduos maduros e imaturos, de acordo com os pontos de coleta.



O valor isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ apresentado no tecido muscular para *R. bonasus* coletada no Rio Grande do Norte foi de média \pm DP $13,66 \pm 3,15$ ‰. Os resultados da PERMANOVA mostraram que diferença significativa nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre os períodos seco e chuvoso (Figura 32), com $p\text{-value} = 0,001$ e $R^2 = 0,26495$ (~26,5%). Ao contrário dos níveis de $\delta^{13}\text{C}$, com $p\text{-value} = 0,473$ e $R^2 = 0,01012$ (~1%), mostrando que apenas 1% da variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ pode ser explicada pela diferença entre os períodos. A similaridade nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ sugere que machos e fêmeas utilizam recursos isotopicamente similares, indicando fontes alimentares ou/e habitats comuns,

com medianas de $\delta^{13}\text{C}$ de machos e fêmeas quase no mesmo nível (Figura 33), confirmado pelo teste t de *Student* ($p = 0.9888$).

Figura 32 – Valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre os períodos (chuvoso e seco) de *Rhinoptera bonasus* no estado do Rio Grande do Norte.

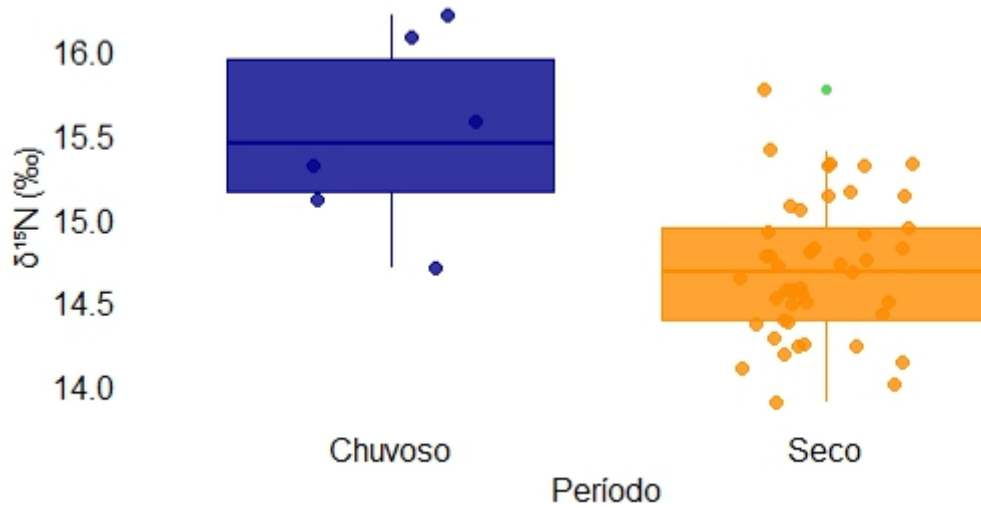
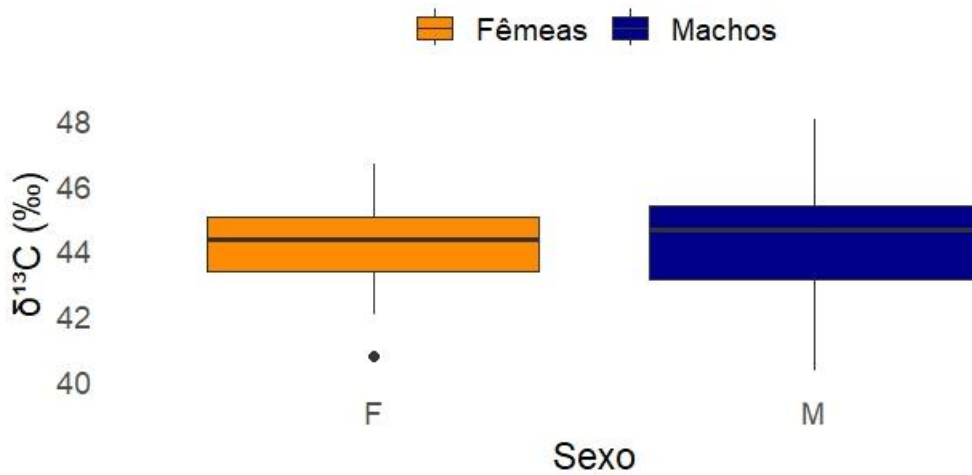


Figura 33 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre os sexos (machos e fêmeas) de *Rhinoptera bonasus* no estado do Rio Grande do Norte.



A análise isotópica dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ revelou diferenças na composição isotópica dos indivíduos coletados entre os três pontos de coleta (Valadão, Digo Lopes e Porto da Pescaria), bem como sua relação com as fontes alimentares (Tabela 5).

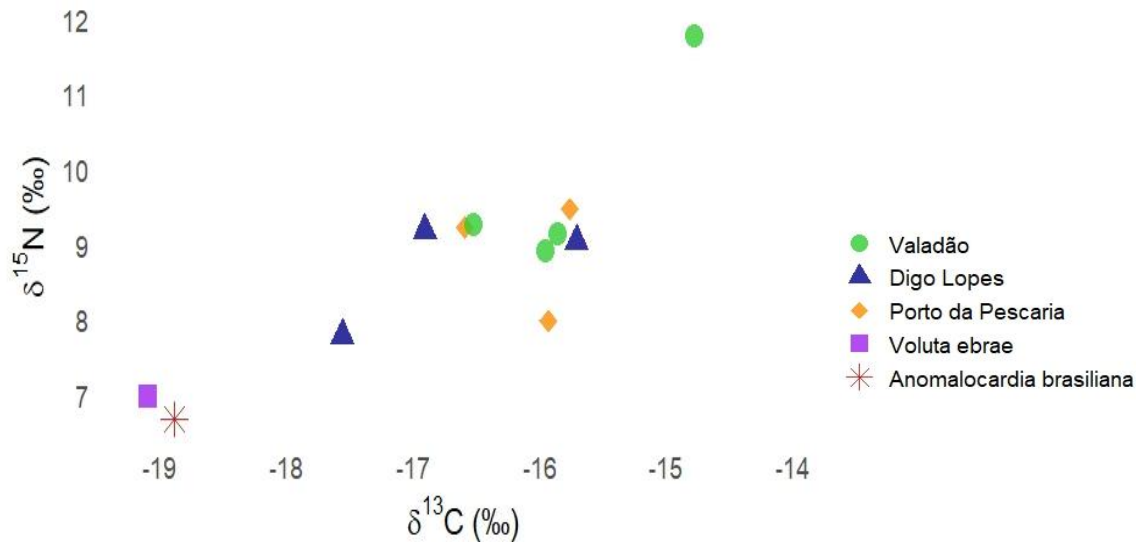
Tabela 5 – Espécies utilizadas como baseline para obtenção de valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ em relação a espécie *Rhinoptera bonasus*.

Local	Período	Presas	^{15}N	%N	^{13}C	%C
Porto da Pescaria	Chuvoso	<i>Voluta ebrae</i>	6.98	9.35	-18.65	39.23
Diogo Lopes	Seco	<i>Voluta ebrae</i>	6.98	8.67	-19.54	37.54
Pontal dos anjos	Seco	<i>Anomalocardia brasiliana</i>	6.87	8.98	-19.25	37.58
Porto da Pescaria	Seco	<i>Anomalocardia brasiliana</i>	6.35	8.38	-19.44	36.16
Pontal dos anjos	Chuvoso	<i>Anomalocardia brasiliana</i>	6.69	8.08	-18.28	35.21
Porto da Pescaria	Chuvoso	<i>Anomalocardia brasiliana</i>	6.82	8.72	-18.59	35.24
Pontal dos anjos	Seco	<i>Rhizophora mangle</i>	3.18	0.35	-27.95	40.06
Porto da Pescaria	Seco	<i>Rhizophora mangle</i>	1.38	0.75	-29.01	41.03

As fontes *Voluta ebrae* e *Anomalocardia brasiliana* apresentaram baixos valores de $\delta^{15}\text{N}$ (~7‰), compatíveis com organismos de base trófica. Por outro lado, os consumidores apresentaram valores mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$, variando entre ~8‰ e 12‰, o que indica que ocupam um nível trófico superior (Figura 34). Os indivíduos coletados no ponto Valadão apresentaram os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$, sugerindo uma posição trófica mais elevada em comparação aos demais pontos. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ também foram mais enriquecidos nos consumidores (entre -17,5‰ e -14,8‰) em relação às fontes, indicando

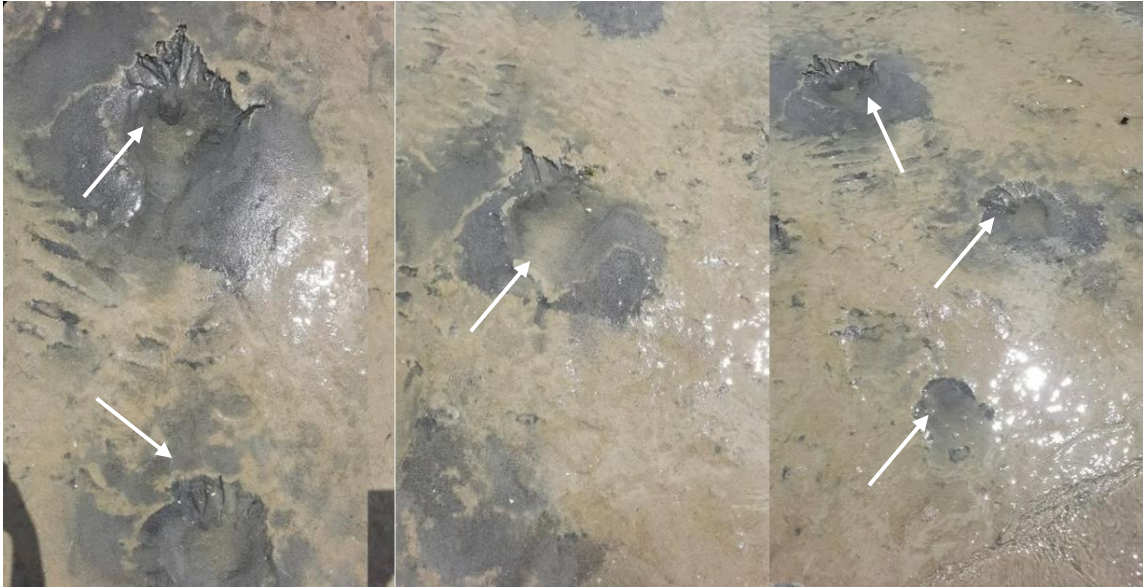
um fracionamento isotópico típico ou possível contribuição de outras fontes de carbono (Figura 34).

Figura 34 – Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de linha de base/presa aplicado no modelo de mistura isotópico Bayesiano (SIMMR).



Legenda: Eixo X ($\delta^{13}\text{C}$): Indica a origem da produção primária; Eixo Y ($\delta^{15}\text{N}$): Reflete a posição trófica; Valadão (círculos verdes), Digo Lopes (triângulos azul-escuro) e Porto da Pescaria (losangos laranja) representam os pontos de coleta; Voluta ebrae (quadrado roxo) e Anomalocardia brasiliana (estrela vermelha) são fontes alimentares.

Figura 35 – Marcas de escavações no substrato arenoso durante o forrageamento de *Rhinoptera bonasus* em Pontal dos Anjos (RN).



Legenda: As setas nas imagens apontam as escavações no substrato.

Fonte: Pessoa (2023).

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste estudo oferecem uma perspectiva inédita sobre a ecologia trófica de *Rhinoptera bonasus* no Nordeste do Brasil, ampliando o conhecimento sobre sua dinâmica alimentar em ambientes estuarinos.

O número de estômagos analisados com conteúdo estomacal (N=35) mostrou-se suficiente para descrever a diversidade das presas na dieta, a riqueza acumulada tende à estabilização, sugerindo a aproximação de uma assíntota. Smith & Merriner (1985) também investigaram a dieta da espécie com um tamanho amostral (N=40) semelhante ao presente estudo. Por outro lado, alguns estudiosos como Ajemian & Powers (2011), analisaram 154 estômagos com itens alimentares, obtendo trinta categorias de presas identificadas, formando uma curva assíntota para indivíduos maduros; enquanto Queiroz (2017) alcançou a estabilidade da curva com 96 estômagos para *Hypanus guttatus*, todos com conteúdo estomacal identificável. Desse modo, a depender da espécie, talvez não seja

preciso obter uma grande quantidade de estômagos, para formar uma curva assíntota, mas sim, uma grande variedade entre os itens estomacais encontrados.

Isso implica dizer que, diferenças entre espécies pertencentes a mesma ordem, coletadas em seus respectivos habitats de lugares distintos, irão ofertar abundâncias de presas que diferem em espécies e quantidades, influenciando na estabilidade da curva. Ajemian & Powers (2011), afirmam que o local de coleta (ou seja, a região) também influencia significativamente na dieta; para os indivíduos coletados ao norte da Baía de Mobile, a dieta foi quase monotípica com moluscos mactrídeos (pertencentes à família Mactridae), enquanto em locais estuarinos, os bivalves veneróides foram os mais importantes. Além disso, neste estudo houve diferenças nas espécies presentes na dieta entre os ambientes de estuários, o mesmo foi observado por Ajemian & Powers (2011), que mostrou diferença significativa entre ambientes de estuário em relação as presas.

Contudo, a dieta da raia *R. bonasus* mostrou-se bastante variada com relação ao item bivalves, que foram representados por 8 espécies, as quais alcançaram o valor percentual mais alto do Índice de Importância Relativa (85.31%), assim como para Ajemian & Powers (2011), os bivalves foram preferencialmente consumidos mesmo quando presentes em baixas densidades ambientais, representando 39,11% enquanto gastrópodes 3,12%, sendo crustácea o segundo item mais abundante (29,59%).

A predação de bivalves pela raia ticonha foi demonstrada em toda a sua distribuição pelo Atlântico (SMITH & MERRINER 1985, 1987; BLAYLOCK, 1993), no entanto, no Golfo do México, estudos sugeriram que os bivalves são menos importantes para *R. bonasus*, comparado a outras presas (81% crustáceos, vermes, etc.) que provavelmente requerem menos esforço de predação (COLLINS *et al.*, 2007; CRAIG *et al.*, 2010; FISHER, 2010).

Com base nos itens alimentares encontrados no conteúdo estomacal, sendo eles pertencentes ao filo Mollusca, indica que a raia ticonha possui hábito alimentar predominantemente a base de moluscos, apresentando neste estudo comportamento especialista. Porém, se propôs que as raias dessa espécie não são especializadas em moluscos, mas generalistas oportunistas, exibindo comportamentos de forrageamento específicos do habitat (AJEMIAN & POWERS, 2011). Elas são predadoras oportunistas e se alimentam de presas que estão disponíveis em abundância; porém, o custo energético

associado à predação em um tipo específico de presa disponível pode influenciar nas estratégias de predação da espécie. Fisher (2010), relata que a dominância geral de bivalves de conchas fina e crustáceos, identificados na raia ticonha, indicam um papel trófico ecológico muito maior na dieta do que ostras e bivalves de conchas duras.

Nas áreas de coleta em Macau nos pontos de estuário, foi possível observar bancos de bivalves da espécie *Anomalocardia brasiliana* em solo arenoso e argiloso, com escavações no solo realizadas durante o forrageamento (Figura 35); com isso, por se ter moluscos individuais agregados, o custo energético é reduzido, trazendo benefícios para a raia ticonha. Essas observações indicam que esta espécie forrageia em grupos e preda seletivamente espécies em alta abundância (FISHER, 2010) que estejam presentes no ambiente; como acontece com os bancos comerciais de bivalves que são predados por esta espécie (DULVY & REYNOLDS, 2002).

O trabalho de Xavier (2022), corrobora com esta informação, o principal item alimentar encontrado em 37 exemplares na pesca de arrasto de camarão, no litoral alagoano foi o bivalve *Tivela mactroides* apresentando IRI = 2,79%, seguido por matéria orgânica digerida (IRI = 0,01%), sendo o seu trabalho pioneiro a destacar o registro de resíduos sólidos no conteúdo estomacal de *R. bonasus* no Nordeste. Enquanto Fisher (2010), encontrou três itens de presa dominantes: *Mya arenaria*, *Macoma balthica* e *Tagelus plebeius* no Oceano Atlântico. No Golfo do México, Ajemian & Powers (2011), descobriram que o alimento mais importante da raia ticonha é o *Mya arenaria*, molusco de concha mole, enquanto o *Macoma balthica*, de forma bem distante é o segundo item mais consumido, afirmando que a dieta dessa espécie é especializada em moluscos exploráveis. Ou seja, embora os bivalves sejam importantes, o tipo de presa dominante da raia ticonha é específico do local (FISHER, 2010).

Embora indivíduos maduros tenham apresentado mais chances de consumir bivalves em comparação aos imaturos, os testes estatísticos mostraram que não há evidências suficientes para afirmar que o consumo entre gastrópodes e bivalves difere significativamente entre imaturos e maduros. No entanto, Smith & Merriner (1985), afirmam que há diferença alimentar na maturidade, com raias maduras (adultas) se alimentando de moluscos escavadores profundos, enquanto imaturos (juvenis) de bivalves rasos ou não escavadores.

Através do fator sexo não foi possível determinar variações específicas na dieta, possivelmente por ser uma amostra reduzida; essas informações corroboram com os estudos de Fisher (2010), que sugere uma avaliação mais completa para estabelecer se há dimorfismo sexual e chegar a melhores conclusões ou hipóteses relativas às estratégias de alimentação entre os sexos. Outros aspectos, como a dentição da raia ticonha ou na abertura da mandíbula para estabelecer se existe dimorfismo sexual (FISHER, 2010), não foram observados, contudo, a largura da boca entre machos e fêmeas não diferiu neste estudo; dessa forma, não há nenhuma indicação de que a ecologia alimentar seja diferente entre os sexos (FISHER, 2010).

Tanto em Fisher (2010) quanto no presente estudo, o número de amostras foi baixo para estabelecer se existe diferenças na dieta entre machos e fêmeas, no entanto, há uma hipótese de que a diferença possa não estar relacionada ao número de estômagos, mas, aos ambientes para onde a espécie migra quando ocorre a segregação populacional entre os sexos. Smith & Merriner (1987) afirmam que adultos tendem a formar cardumes separados por sexo durante o verão, especialmente na Baía de Chesapeake; Fisher (2010) complementa que, durante os meses de maio a julho, houve uma predominância de amostras de estômagos provenientes de fêmeas, o que foi atribuído à segregação sexual e aos métodos de amostragem empregados. Desse modo, ao segregarem, ambos indivíduos podem migrar para ambientes, que a oferta de presas seja diferente em espécies, proporcionando divergência alimentar entre os sexos. No entanto, estudos sobre dieta precisam ser realizados durante esses períodos de segregação para que haja comprovação.

Com relação ao índice de repleção estomacal (IRE), foi possível evidenciar uma queda desde o início do estudo, tendo o período seco maior variação nos estados de repleção, levando a um número significativo de estômagos no estado III (50-75% de conteúdo), possivelmente indicando maior disponibilidade de alimento, em que o “marisco” (bivalves) se encontra no período de defeso (1º de setembro até 31 de dezembro; SEMIL, 2025), à proporção que dezembro apresenta um aumento significativo no percentual de estômagos no estado I (menos de 25% de conteúdo), predominando no período chuvoso, indicando menor consumo de alimentos. Isso pode ser explicado pelo baixo número de amostras com estômagos presentes e cheios, como também indivíduos

capturados fora da atividade de forrageio, além de meses sem amostragem que comprometem os resultados.

Além disso, amostras coletadas no período seco, com ênfase em novembro e dezembro, mostraram que a maioria das fêmeas se encontravam grávidas, nas semanas finais de gestação (levando em conta o tamanho do LD dos indivíduos abortados), apontando que esse período seja possivelmente de nascimento dos indivíduos além de alimentação. No período chuvoso, predominam estômagos no estado I, sugerindo uma possível diminuição de alimento, ou mudanças nos padrões de alimentação da raia ticonha durante esse período como a segregação populacional.

Para Beline *et al.*, (2014), esse comportamento de queda a partir do primeiro mês é comum, evidenciando a aproximação do período de seca a partir de abril, essa tendência é observada por vários autores (WINEMILLER, 1989; CARVALHO, *et al.*, 2002; SOUZA, 2006; CORRÊA & PIEDRAS, 2009), em diferentes épocas e locais nas estações chuvosas. No entanto, de acordo com a figura (29), se mostra o oposto, tendo a diminuição dos estados de repleção no período seco.

Quanto ao nível trófico, para realizar uma comparação entre estimativas publicadas de posição trófica derivadas de valores de $\delta^{15}\text{N}$ e estimativas derivadas do conteúdo estomacal, são difíceis, porque há outras suposições envolvidas na estimativa da posição trófica, como uma seleção adequada de uma linha de base isotópica (POST, 2002), que influenciam os resultados e nas quais a maioria dos estudos difere (GALVÁN *et al.*, 2016). Olin *et al.* (2013) usaram uma abordagem indireta, em que os valores de TL foram obtidos a partir do conteúdo estomacal e da composição isotópica de presas e predadores, para descobrir que os valores de $\delta^{15}\text{N}$ para espécies dentro da subclasse Elasmobranchii variam muito, reforçando a importância do uso de TLs específicos da espécie.

Com base nisso, o menor nível TL apresentado foi 5,253 isso ocorre devido ao menor enriquecimento, possivelmente por se tratar de um indivíduo imaturo; por outro lado, o maior TL foi 6,186 indicando o maior enriquecimento $\delta^{15}\text{N}$, representando consumo de presas de níveis tróficos mais elevados, como alguns crustáceos e vermes, porém, não foram encontrados nos conteúdos estomacais. Esse indivíduo é uma fêmea madura, no qual requer fontes mais energéticas para se preparar para reprodução. Período

em que raias ticonhas grávidas necessitam de recursos alimentares substanciais, selecionando uma variedade maior de presas mais ricas em nutrientes (FISHER, 2010).

Fisher (2010), aponta que a diferença de tamanho físico entre adultos (machos e fêmeas), pode influenciar no comportamento durante o forrageamento, com fêmeas maiores capazes de escavar presas mais profundas do que machos menores; ele ressalta que os machos visavam moluscos epifaunais (mexilhões) e vermes escavadores rasos, enquanto as fêmeas visavam moluscos infaunais (*Ágil* spp.) Não se tem informações da importância de *R. bonasus* em relação a sua função na dinâmica trófica dos locais em que ela ocorre no Brasil, mas, a magnitude da população sugere que a raia ticonha desempenha um papel importante na dinâmica trófica do ecossistema da Baía de Chesapeake (BLAYLOCK, 1993).

Além disso, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ do predador (*R. bonasus*) diferem significativamente entre os períodos seco e chuvoso. Essa diferença sugere que o comportamento alimentar da raia ticonha, ou sua posição na cadeia trófica, ou as condições ambientais podem estar variando entre os períodos. A análise destaca que os períodos explicam cerca de 26,5% da variação nos dados, enquanto o restante (73,5%) é atribuído a outras fontes de variação dentro de cada período, como diferenças individuais entre os predadores (idade, tamanho ou comportamento alimentar), variações espaciais entre os locais de coleta, flutuações temporais de menor escala dentro de cada estação, diferenças fisiológicas (como estágio reprodutivo ou metabolismo).

Para $\delta^{13}\text{C}$, a ausência de diferenças, sugere que a raia ticonha utilizou os mesmos habitats nos dois períodos (seco e chuvoso). Assim como o estudo de Carlisle *et al.*, (2012), em que ele pode identificar que tubarões brancos (*Carcharodon carcharias*) se alimentam em ambas as áreas (costeiras e offshore), porém, os tubarões forragearam a uma taxa relativamente mais alta em habitats costeiros.

Com base nos resultados obtidos por meio do modelo de mistura isotópica, observa-se que os indivíduos coletados nos três pontos, apresentam valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ que se distribuem de forma intermediária entre as fontes alimentares *Voluta ebrae* e *Anomalocardia brasiliiana*. Essa distribuição sugere que ambas as fontes contribuem para a dieta dos organismos analisados, indicando um consumo misto sem dependência exclusiva de uma única fonte, embora ambos sejam moluscos. Isso confirma o que Tilley

et al., (2013) descreveu em seu estudo ao utilizar modelos de mistura com *Hypanus americanus*, sugerindo que bivalves e anelídeos, são presas proporcionalmente mais importantes na dieta dos batóides do que crustáceos e teleósteos no Recife Glovers. No mais, essa diversidade na dieta de *R. bonasus*, confirma sua estratégia alimentar generalista, descrita em outro estudo (FISHER, 2010), permitindo flexibilidade trófica em diferentes ambientes ou condições locais.

Entretanto, caso algum desses indivíduos não aparecem de forma assimilada no tecido muscular, alguns estudiosos explicam que, para os elasmobrânquios, estudos mostraram que, em experimentos controlados, pode levar vários meses para que uma nova dieta seja refletida nos valores de isótopos do tecido muscular do consumidor (CAUT *et al.*, 2013; GALVÁN *et al.*, 2016; HUSSEY *et al.*, 2010; KIM *et al.*, 2012; LOGAN & LUTCAVAGE, 2010; MALPICA-CRUZ *et al.*, 2012).

As variações nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ também sugere o uso de habitats distintos ou com produtividade primária diferenciada entre os pontos de coleta, o que é coerente com padrões observados em outras espécies de elasmobrânquios estuarinos. Assim como foi relatado por Carlisle *et al.*, (2015), em que o uso de dados de marcação para informar os modelos de mistura isotópica bayesiana revelou que os tubarões adultos da espécie *Lamna ditropis*, usam principalmente habitats neríticos do Alasca, mas recebem um subsídio trófico dos habitats oceânicos. Esses achados reforçam a importância de considerar a espacialidade e a disponibilidade de recursos ao interpretar a ecologia trófica da espécie estudada.

Por fim, Galván *et al.*, (2016) explica que, mesmo existindo diferenças de estimativas de $\delta^{15}\text{N}$, grande parte dos estudos com elasmobrânquios mostraram que a discriminação isotópica pode ser menor do que os valores usualmente utilizados ($\delta^{15}\text{N} = 3 \pm 3,4\text{‰}$), demonstrando que essa posição trófica pode estar subestimando as reais para elasmobrânquios, conforme apresentado por Hussey *et al.*, (2014). Ao contrário disso, a raia ticonha apresentou valor isotópico $\delta^{15}\text{N}$ de média $\% \text{ DP } 13,66 \pm 3,15 \text{‰}$, bem mais alto comparado a outros estudos como média $\% \text{ DP } 8,5 \pm 0,3\text{‰}$ (RANGEL *et al.*, 2019) e $9,4 \pm 0,5\text{‰}$ (SHAW *et al.*, 2016), sendo até o momento o maior valor isotópico encontrado para a espécie no Nordeste. Embora mais dados de linha de base isotópicas não estejam disponíveis para fazer comparações diretas (RANGEL *et al.*, 2019) trazendo a necessidade

de mais estudos para a espécie em questão, através do uso de isótopos estáveis. Reum *et al.*, (2017) sugere que os isótopos estáveis são uma ferramenta potencialmente poderosa para abordar questões básicas sobre a ecologia dos elasmobrânquios e talvez sejam mais valiosos quando combinados e analisados com outros tipos de dados, como por exemplo, conteúdo estomacal, assim como foi realizado no presente estudo.

REFERÊNCIAS

ALBO-PUIGSERVER, M., Navarro, J., Coll, M., Aguzzi, J., Cardona, L. & Sáez-Liante, R. 2015. **Ecologia alimentar e posição trófica de três condrichthyans demersais simpátricos no noroeste do Mediterrâneo**. Série de Progresso da Ecologia Marinha, 524: 255-268.

AGUIAR, Aline & VALENTIN, Jean. (2010). Biologia e ecologia alimentar de elasmobrânquios (chondrichthyes: elasmobranchii): uma revisão dos métodos e do estado da arte no Brasil. **Oecologia Australis**. 14. 464-489. 10.4257/oeco.2010.1402.09.

AGUIAR-SANTOS, Jamerson & Barroco, Lorenzo & Siqueira-Souza, Flávia & Freitas, Carlos. (2017). Isótopos estáveis em estudos ecológicos com peixes na Amazônia Brasileira. **Scientia Amazonia**. 3. 119-127.

AJEMIAN, Matthew & POWERS, Sean. (2011). Habitat-specific feeding by cownose rays (*Rhinoptera bonasus*) of the northern Gulf of Mexico. **Environmental Biology of Fishes - ENVIRON BIOL FISH**. 95. 10.1007/s10641-011-9858-3.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M., FORSBERG, B. R., VICTÓRIA, R., MARTINELLI, L. A. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. **Science**, v. 234, p. 256-1258, 1986.

BELIENE, Gliéber Henriques; ROCHA, Adélia Rangel Mandu; SOUZA, Cristina Maria Magalhães. Food Parameters *Hoplias malabaricus* as Environmental Analysis Tool in Lake Ugly, RJ, Brazil. **E&S - Engineering and Science**, v. 1, n. 1, p. 1-8, 2014.

BIZZARRO, J. J., Robison, H. J., Rinewalt, C. S., & Ebert, D. A. (2007). Comparative feeding ecology of four sympatric skate species off central California, USA. **Environ. Biol. Fishes**, 80: 197 – 220.

BLAYLOCK, R. A. (1993) Distribution and abundance of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, in Lower Chesapeake Bay. **Estuaries** 16(2):255–263

BODIN, N., LeLoch, F. & Hily, C. (2007) Efeito da remoção de lipídios nas proporções de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio em tecidos de crustáceos. **Jornal de Biologia Marinha Experimental e Ecologia**, 341, 168–175.

CAILLIET, M.G.; LOVE, M.S.; EBELING, A.A.W. 1986 **Fishes**. A field and laboratory manual on their structure, identification and natural history. Belmont, Califórnia:Wandsworth Publishing Company.194p.

CARLISLE, A. B., Goldman KJ, Litvin SY, Madigan DJ, Bigman JS, Swithenbank AM, Kline TC Jr, Bloco BA. A análise de isótopos estáveis de vértebras revela mudanças ontogenéticas no habitat de um tubarão pelágico endotérmico. **Proc Biol Sci**. 2015 22 de janeiro; 282(1799):20141446. DOI: 10.1098/rspb.2014.1446. PMID: 25621332; PMCID: PMC4286057.

CARLISLE, A.B., Kim SL, Semmens BX, Madigan DJ, Jorgensen SJ, Perle CR, Anderson SD, Chapple TK, Kanive PE, Bloco BA. Usando análise de isótopos estáveis para entender a migração e ecologia trófica de tubarões brancos do nordeste do Pacífico (*Carcharodon carcharias*). PLoS Um. 2012; 7(2):e30492. DOI: 10.1371/journal.pone.0030492. Epub 2012 15 de fevereiro. PMID: 22355313; PMCID: PMC3280240.

CARVALHO, L. N. Velasquez, C.H.F.; Moreira,V.S.S. Alimentação de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) no rio Vermelho, Pantanal Sul Mato-Grossense. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, **Rev. bras. Zootecias**. 2002. p. 215-226.

CARVALHO, F., POWER, M., FORSBERG, B. R., CASTELLO, L., MARTINS, E., FREITAS, C. E. C. Trophic ecology of Arapaima sp. in a ria lake river-floodplain transition zone of the Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v.00, p. 1-10, 2017.

CAUT, S., Jowers, M. J., Michel, L., Lepoint, G., & Fisk, A. T. (2013). Diet-and tissue-specific incorporation of isotopes in the shark *Scyliorhinus stel laris*, a North Sea mesopredator. **Marine Ecology Progress Series**, 492, 185–198.

CLARKE K.R.; GORLEY R.N. PRIMER v6: User manual. Plymouth: PRIMER-E. 2006.

COLLINS, A. B., M. R. Heupel, R. E. Hueter, and P. J. Motta. 2007. Hard prey specialists or opportunistic generalists? an examination of the diet of the Cownose Ray, *Rhinoptera bonasus*. **Marine and Freshwater Research** 58:135 144.

COMPAGNO, L.J.V. (1990). Sharks of the World: An Annotated and Illustrated Catalogue of Shark Species Known to Date. FAO **Fisheries Synopsis**, No. 125, Vol. 2. Rome: FAO.

CORRÊA, F; Piedras,S,R,N. Feeding of *Hoplias aff. malabaricus* (Bloch, 1794) and *Oligosarcus robustus* (Menezes, 1969) in a lagoon under estuarine influence, Pelotas, RS.**Biotemas** Year: 2009.

CORTÉS, E. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 54: 726-738. 1997.

CORTÉS, E. (1997). A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 54(3), 726-738.

CORTÉS, E. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. **ICES Journal of Marine Science**, 56: 707-717. 1999.

CRAIG, J.K, Gillikin PC, Magelnicki MA, May LN (2010) Habitat use of cownose rays (*Rhinoptera bonasus*) in a highly productive, hypoxic continental shelf ecosystem. **Fish Oceanogr** 19(4):301–317

DEAN, M.N., Wilga, C.D. & Summers, A.P. 2005. Comer sem mãos ou língua: especialização, elaboração e evolução dos mecanismos de processamento de presas em peixes cartilagosos. **Cartas de Biologia**, 357-361.

DULVY, N.K., et al. (2021). *Rhinoptera bonasus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T39413A3063207.

EBERT, D.A. & BIZZARRO, J.J. Standardized diet compositions and trophic levels of skates (Chondrichthyes: Rajiformes: Rajoidei). **Environmental Biology of Fishes**, 80: 221-237. 2007.

FISHER, R. A. (2010) Life history, trophic ecology, & prey handling by cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, from Chesapeake Bay. Marine Resource Report No. 2010-10. Virginia Institute of Marine Science, **William & Mary**. <http://dx.doi.org/doi:10.21220/m2-kp5y-b863>

FISHER, R. A., Call, G. C., & Grubbs, R. D. (2013). Age, Growth, and Reproductive Biology of Cownose Rays in Chesapeake Bay. **Marine and Coastal Fisheries**, 5(1), 224–235. <https://doi.org/10.1080/19425120.2013.812587>.

FLOWERS, K. I., Heithaus, M. R., & Papastamatiou, Y. P. (2020). Buried in the sand: Uncovering the ecological roles and importance of rays. **Fish and Fisheries**, 23,1–23.

FORSBERG, B.R., Araujo-Lima, C.A.R.M., Martinelli, L.A., Victoria, R.L., & Bonassi, J.A. (1993). Autotrophic carbon sources for fish of the central Amazon. **Ecology**, 74(3), 643-652.

FREIRE, K.M.F. (2015). **Metodologia de análise da relação entre peso e comprimento em organismos aquáticos**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco.

FRIEDLANDER, A., & Demartini, E. E. (2002). Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian Islands: the effects of fishing down apex predators. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 230: 253–264.

GALVÁN, D.E., Jañez, J. & Irigoyen, A. 2016. Estimation of tissue-specific discrimination factors and nitrogen and carbon stable isotope turnover rates in the smallnose fanskate *Sympterygia bonapartii* (Rajidae). **Journal of Fish Biology**, 89: 1258–1270.

GOMES, Ulisses & Santos, Hugo & Vicente, Marcelle. (2020). Guia para identificação dos Tubarões, Raias e Quimeras do Rio de Janeiro. **Revista Nordestina de Biologia**. 27. 10.22478/ufpb.2236-1480.2019v27n1.47122.

- GONZALEZ-PESTANA, A., Mangel, J. C., Alfaro-Cordova, E., Acuña-Perales, N., Cordova-Zavaleta, F., Segura-Cobeña, E., ... Espinoza, P. (2021). Diet, trophic interactions and possible ecological role of commercial sharks and batoids in northern Peruvian waters. **Journal of Fish Biology**, 98,768–783.
- HUSSEY, N. E., MacNeil, M. A., & Fisk, A. T. (2010). The requirement for accurate diet-tissue discrimination factors for interpreting stable isotopes in sharks. **Hydrobiologia**, 654,1–5.
- HUSSEY, N.E., MacNeil, M.A., McMeans, B.C., Olin, J.A., Dudley, S.F., Cliff, G. & Fisk, A.T. 2014. Redimensionando a estrutura trófica das teias alimentares marinhas. **Cartas de Ecologia**, 17: 239-250.
- HYSLOP, E. J. (1980). Stomach contents analysis—a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, 17(4), 411-429.
- KIM, S. L., Casper, D. R., Galván-Magaña, F., Ochoa-Díaz, R., Hernández Aguilar, S. B., & Koch, P. L. (2012). Carbon and nitrogen discrimination factors for elasmobranch soft tissues based on a long-term controlled feeding study. **Environmental Biology of Fishes**, 95,37–52.
- KIM, S. L., & Koch, P. L. (2012). Methods to collect, preserve, and prepare elasmobranch tissues for stable isotope analysis. **Environmental Biology of Fishes**, 95,53–63.
- KREBS C.J. (1999) **Ecological methodology**. Menlo Park, CA: Addison Wesley.
- LOGAN, J. M., & Lutcavage, M. E. (2010). Stable isotope dynamics in elasmobranch fishes. **Hydrobiologia**, 644, 231–244.
- LÓPEZ, N., Navarro, J., Barría, C., Albo-Puigserver, M., Coll, M. & Palomera, I. 2016. Ecologia alimentar de dois predadores oportunistas demersais coexistindo no noroeste do Mar Mediterrâneo. **Ciência Estuarina, Costeira e de Plataforma**, 17(5): 15-23.
- MADIGAN, D.J., Brooks, E.J., Bond, M.E., Gelsleichter, J., Howey, L.A., Abercrombie, D.L., Brooks, A. & Chapman, D.D. 2015. Mudança de dieta e fidelidade ao local de tubarões oceânicos de pontas brancas *Carcharhinus longimanus* ao longo do Grande Banco das Bahamas. **Série de Progresso da Ecologia Marinha**, 529: 185-197.
- MALPICA-CRUZ, L., Herzka, S. Z., Sosa-Nishizaki, O., & Lazo, J. P. (2012). Tissue-specific isotope trophic discrimination factors and turnover rates in a marine elasmobranch: Empirical and modeling results. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 69, 551–564.
- MARTINELLI, L.A., Devol, A.H., Victoria, R.L., & Richey, J.E. (1988). Stable carbon isotope variation in C3 and C4 plants along the Amazon River. **Nature**, 336(6201), 56-59.

MARTINELLI, L.A., Nogueira, A.C.R., Victoria, R.L., & Richey, J.E. (2009). Stable isotopes in ecological studies. **Oecologia Brasiliensis**, 13(4), 552-568.

MELO, A.C.M. **Biologia reprodutiva e pesca da raia *Dasyatis guttata* (Block & Schneider, 1801) (Elasmobranchii: Dasyatidae) na plataforma continental de Pernambuco, Brasil**. 98 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.

MONTENEGRO, E.J.C. 1981 **Estatística Programada passo a passo**. São Paulo: Centrais impressora brasileira.

MURRY, B. A., Farrell, J. M., Teece, M. A., & Smyntek, P. M. (2006). Effect of lipid extraction on the interpretation of fish community trophic relationships determined by stable carbon and nitrogen isotopes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 63(10), 2167-2172. DOI: 10.1139/f06-116.

MYERS, R.A., Baum, J.K., Shepherd, T.D., Powers, S.P. & Peterson, C.H. 2007. Efeitos em cascata da perda de tubarões predadores de ponta de um oceano costeiro. **Ciência**, 315: 1846-1850.

NAVIA, A.F., Mejía-Falla, P.A. & Giraldo, A. 2007. Ecologia alimentar de peixes elasmobrânquios em águas costeiras do Pacífico tropical oriental colombiano. **Ecologia BMC**, 7: 8-18.

NAVIA, A.F., Cortés, E., Jordán, F., Cruz-Escalona, V.H. & Mejía-Falla, P.A. (2012). Changes to Marine Trophic Networks Caused by Fishing. In: Mahamane (ed.). **Ecosystem book 1**. Intech Open Access Publisher, Rijeka, 2012. pp. 417-452

OLIN, J. A., Hussey, N. E., Grgicak-Mannion, A., Fritts, M. W., Wintner, S. P. & Fisk, A. T. (2013). Variable $\delta^{15}\text{N}$ diet-tissue discrimination factors among sharks: implications for trophic position, diet and food web models. **PLoS One** 8, e77567.

OLIN, J. A., Poulakis, G. R., Stevens, P. W., DeAngelo, J. A., & Fisk, A. T. (2014). Preservation effects on stable isotope values of archived elasmobranch fin tissue: Comparisons between frozen and ethanol-stored samples. **Transactions of the American Fisheries Society**, 143, 1569–1576. <https://doi.org/10.1080/00028487.2014.954055>.

PETERSON, B. J., & Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 18, 293–320

PINKAS, L.; OLIPHANT, M.S. & IVERSON, I.L.K. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. **California Fish and Game**, 152: 1-105. 1971

POLUNIN, N. V. C., & Pinnegar, J. K. (2002). Fish in ecosystems trophic ecology and the structure of marine food webs. Handbook of Fish Biology and Fisheries: **Fish Biology**. Oxford, UK: Blackwell.

POST, D. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. **Ecology** 83, 703–718.

QUEIROZ, A. P. N., **Ecologia alimentar de *Dasyatis guttata* (Myliobatoidei: Dasyatidae) capturada pela pesca artesanal no litoral de Pernambuco, Brasil**. 95 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

QUEIROZ, A. P. N., Araújo, M. L. G., & Lessa, R. P. T. (2019). Dietary composition and trophic level of *Hypanus marianae* (Myliobatiformes: Dasyatidae), captured off Pernambuco coast, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 47, 808–817.

QUEIROZ, Aristóteles & Araújo, Maria & Hussey, Nigel & LESSA, ROSANGELA. (2022). Trophic ecology of three stingrays (Myliobatoidei: Dasyatidae) off the Brazilian north-eastern coast: Habitat use and resource partitioning. **Journal of Fish Biology**. 102. 10.1111/jfb.15226.

PÓS, D.M. (2002). Stable isotopes as tools for studying community structure and ecosystem function. **Trends in Ecology & Evolution**, 17(9), 408-414.

PINNEGAR, J. K., & Polunin, N. V. C. (1999). Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: Implications for the study of trophic interactions. **Functional Ecology**, 13(2), 225-231. DOI: 10.1046/j.1365-2435.1999.00301.x.

RANGEL BS, Hussey NE, Gomes AD, Rodrigues A, Martinelli LA, Moreira RG. Resource partitioning between two young-of-year cownose rays *Rhinoptera bonasus* and *R. brasiliensis* within a communal nursery inferred by trophic biomarkers. **J Fish Biol**. 2019 May;94(5):781-788. doi: 10.1111/jfb.13958. Epub 2019 Apr 8. PMID: 30868595.

REUM, J. C. P., Williams GD, Harvey CJ. Aplicações de isótopos estáveis para entender a ecologia de tubarões no nordeste do Oceano Pacífico. 2017;77:149-178. DOI: 10.1016/bs.amb.2017.06.003. **Epub** 2017 18 de agosto. PMID: 28882213.

SANTANDER NETO, J. (2015). **Dinâmica populacional da raia *Urotrygon microphthalmum* DELSMAN, 1941 no Nordeste do Brasil**.

SASKO, D. E., Dean, M. N., Motta, P. J., & Hueter, R. E. (2006). Prey capture behavior and kinematics of the Atlantic cownose ray, *Rhinoptera bonasus*. **Zoology**, 109, 171–181.

SEMIL. **Defeso do mexilhão tem início em setembro**. Disponível em: <https://semil.sp.gov.br/2016/09/defeso-do-mexilhao-tem-inicio-em-setembro/>. Acesso em: 15 jan. 2025.

SHAW, A. L., Frazier, B. S., Kucklick, J. R., & Sancho, G. (2016). Trophic ecology of a predatory community in a shallow-water, high-salinity estuary assessed by stable isotope analysis. **Marine and Coastal Fisheries**, 8, 46–61. <https://doi.org/10.1080/19425120.2015.1121940>.

SILVA, Clara & Almeida, Zafira. (2001). Alimentação de *Rhizoprionodon porosus* (Elasmobranchii: Carcharhinidae) da costa do Maranhão, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**. 27. 201-207.

SMITH, J.W., Merriner, J.V. Food habits and feeding behavior of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus* in Lower Chesapeake Bay. **Estuaries**, 8, 305–310 (1985). <https://doi.org/10.2307/1351491>

SMITH, J.W., Merriner JV (1987) Age and growth, movements and distribution of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, in Chesapeake Bay. **Estuaries** 10(2):153–164

SOUSA, G.G., Freitas, C.E.C., & Montag, L.F.A. (2016). Use of stable isotopes in ecological studies of freshwater fish in Brazilian Amazonia: A review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 28, e6.

SOUZA, M. C **Avaliação de variáveis biológicas relevantes na distribuição d e metais pesados em tecido muscular de *Hoplias malabaricus*, (Bloch, 1974), Lagoa do Campelo, RJ.** Campos dos Goytacazes, 2006. v, 66f.:II

SUDAM/UFMA 1983, **Caracterização ambiental e prospecção pesqueira do estuário do Rio Cururuca-Maranhão.** Relatório final. Belém. 141p.

SWEETING, C. J., Polunin, N. V. C., & Jennings, S. (2006). Effects of chemical lipid extraction and arithmetic lipid correction on stable isotope ratios of fish tissues. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, 20(4), 595-601. DOI: 10.1002/rcm.2347.

TILLEY, Alexander & López-Angarita, Juliana & Turner, John. (2013). Diet Reconstruction and Resource Partitioning of a Caribbean Marine Mesopredator Using Stable Isotope Bayesian Modelling. **PloS one**. 8. e79560. [10.1371/journal.pone.0079560](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079560).

VAUDO, J. J., & Heithaus, M. R. (2011). Dietary niche overlap in a nearshore elasmobranch mesopredator community. **Marine Ecology Progress Series**, 425, 247–260.

VAZZOLER, A.E.A .M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática.** Maringá: EDUEM, 1996.196p.

XAVIER, Afonso de Lima. **Dieta de arraias (batoidea) capturadas incidentalmente no litoral de alagoas, nordeste do brasil.** 15. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências

Biológicas) - UFAL, *Campus* Arapiraca, Unidade Educacional PENEDO, Arapiraca, 2022.

WETHERBEE, B.M. & Cortés, E. 2004. Consumo alimentar e hábitos alimentares. In: Carrier, J.C., Musick, J.A. & Heithaus, M.R. (Eds.). **Biologia dos tubarões e seus parentes**. CRC Press, Boca Raton, pp. 225-246.

WILGA, C.A., Diniz, S.E., Steele, P.R., Sudario-Cook, J., Dumont, E.R. & Ferry, L.A. 2016. Ontogenia da mecânica alimentar em tubarões-leco-liso: morfologia e rigidez da cartilagem. **Biologia Integrativa e Comparativa**, 56: 442-448.

WINDELL, J. T., & Bowen, S. H. (1978). Methods for Study of Fish Diets Based on Analysis of Stomach Contents. In T. Bagenal (Ed.), **Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters** (pp. 219-226). Oxford, UK: Blackwell Scientific Publications.

WINEMILLER, K.O, Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **O ecologia**, 81: 225- 241.1989

YOKOTA, L.; LESSA, R.P. A nursery area for sharks and rays in Northeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v.75, p.349-360, 2006.

ZULUAGA-GÓMEZ, M.A., Chaves, M.E.D., & Carvajalino-Fernández, M.D.C. (2016). Strontium isotopes as tracers of freshwater migratory patterns in tropical river systems. **Journal of South American Earth Sciences**, 66, 213-223.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante da escassez de estudos sobre *Rhinoptera bonasus* no Nordeste do Brasil, esta dissertação representa a primeira contribuição abrangente sobre a dinâmica populacional da espécie na região. Os resultados que foram apresentados ampliam significativamente o conhecimento científico disponível, oferecendo subsídios importantes para futuras estratégias de conservação e manejo sustentável em ecossistemas marinho-costeiros.

Ao determinar padrões de estrutura etária e crescimento da população, observou-se que os indivíduos tinham idade de 0 a 11 anos, sendo o indivíduo mais velho e maior, uma fêmea de 11 anos com 96 cm de LD; os dados reprodutivos revelaram 24 indivíduos imaturos e 31 maduros; com LD50% para fêmeas de 73,9 cm LD e para machos 69,2 cm LD. O útero direito não se desenvolveu em fêmeas maduras enquanto que o útero esquerdo em estágio de maturação para maduras foi de 22 - 80 mm enquanto grávidas foi de 56 - 61 mm; apresentando fecundidade de um embrião por fêmea como relata a literatura.

A análise da dieta e dos isótopos estáveis destacou a plasticidade trófica da raia ticonha, com variações no uso de recursos alimentares conforme a ontogenia e o ambiente de coleta, sendo para esse estudo um consumidor de nível trófico 5, especialista com ênfase na espécie de bivalve *Anomalocardia brasiliiana*, o item mais importante para sua dieta nos estuários do Rio Grande do Norte, embora não se tenha encontrado assinatura isotópica em seu tecido muscular.

Ainda assim, a raia *R. bonasus*, de acordo com a avaliação sobre o risco de extinção da fauna brasileira encontra-se como deficiente de dados (DD; ICMBio, 2018) e vulnerável (VU; IUCN, 2023) pela lista vermelha da IUCN de espécies ameaçadas. Sendo comumente capturadas como fauna acompanhante das pescarias artesanais, principalmente de emalhe no Rio Grande do Norte, apesar de não apresentar valor comercial. Esta espécie se reproduz apenas uma vez por ano, depois de ter uma gestação de 12 meses e apresentar crescimento rápido até a maturidade. Apesar destas características, apresenta uma baixa fecundidade e uma alta mortalidade em decorrência da pesca como fauna acompanhante, o que pode tornar a espécie suscetível a declínios populacionais futuramente. Sugere-se a obrigatoriedade de devolução dos indivíduos

vivos ao mar. Esta medida é necessária, uma vez que não se sabe os níveis atuais de impacto que esta população vem sofrendo, principalmente por se tratar de uma espécie costeira que se encontra sobre a influência da pesca.

Com isso, se faz necessário estudos que descrevam a abundância pesqueira da raia ticonha em todo litoral Nordeste, para que se tenha informações sobre o estoque pesqueiro, revelando valores da biomassa e recrutamento em relação ao grande número de indivíduos mortos, que cada vez mais frequente, estão sendo encontrados nas praias do litoral sudeste do Brasil, assim como os inúmeros indivíduos capturados cotidianamente na pesca artesanal no estado do Rio Grande do Norte.

Vale ressaltar, que há a necessidade de estudos sobre a história de vida da raia ticonha, não apenas no estado em que a pesquisa foi realizada, mas nos demais estados do Nordeste, para que se possa entender a segregação que ocorre entre os indivíduos em determinadas estações durante o ano quando realizam suas migrações, conhecendo para onde migram e quais áreas são utilizadas como berçário pela espécie. Desse modo, será possível gerar novas informações para a ficha da espécie no ICMBio, além de proteger essas áreas, criando medidas para uma pesca sustentável, sem causar grandes danos ao desenvolvimento populacional da espécie.

Por fim, mais estudos sobre a dinâmica populacional de *R. bonasus* contendo maior número de amostras se faz necessário, em virtude de se obter mais informações sobre a espécie e assim poder comparar os resultados de diferentes pesquisas na região Nordeste para saber como a raia ticonha se comporta em cada localidade do Nordeste brasileiro, bem como já ocorre informações sobre as populações que vivem no Oceano Atlântico e no Golfo do México.