



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL)

Vanessa Bettcher Brito

**Avaliação da estrutura populacional do tubarão-lixo, *Ginglymostoma cirratum*
(Bonnaterre, 1788), na Reserva Biológica do Atol das Rocas, Brasil, através da técnica
de foto-identificação e uso de software automatizado**

Rio de Janeiro

2019

Vanessa Bettcher Brito

Avaliação da estrutura populacional do tubarão-lixia, *Ginglymostoma cirratum* (Bonnaterre, 1788), na Reserva Biológica do Atol das Rocas, Brasil, através da técnica de foto-identificação e uso de software automatizado

Dissertação submetida como requisito para obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração: Biodiversidade Neotropical.

Orientador: Dr. Luciano Neves dos Santos

Co orientador: Dr. Andrey Leonardo Fagundes de Castro

Rio de Janeiro

2019

FICHA CATALOGRÁFICA

BETTCHER BRITO, V.

Avaliação da estrutura populacional do tubarão-lixia, *Ginglymostoma cirratum* (Bonnaterre, 1788), na Reserva Biológica do Atol das Rocas, Brasil , através da técnica de foto-identificação e uso de software automatizado

54 p.

Orientador: Luciano Neves dos Santos.

Coorientador: Andrey Leonardo Fagundes de Castro.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2019.

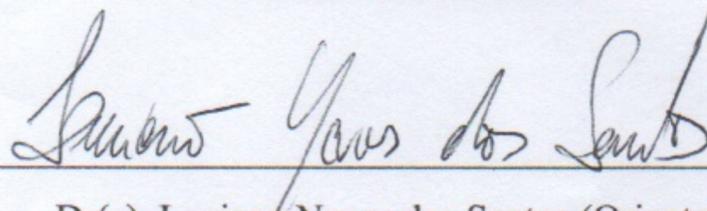
Vanessa Bettcher Brito

**AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA POPULACIONAL DO TUBARÃO-LIXA,
GINGLYMOSTOMA CIRRATUM (BONNATERRE, 1788), NA RESERVA
BIOLÓGICA DO ATOL DAS ROCAS, BRASIL, ATRAVÉS DA FOTO-
IDENTIFICAÇÃO E USO DE SOFTWARE AUTOMATIZADO**

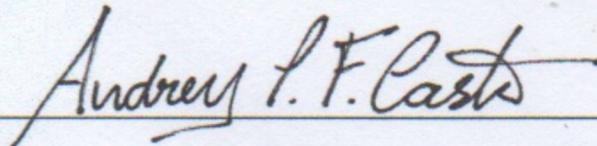
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Aprovada em 28 de fevereiro de 2019.

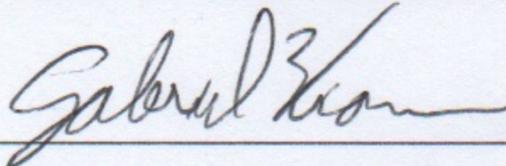
Banca Examinadora



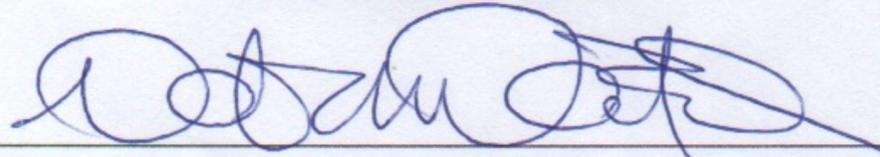
Dr(a). Luciano Neves dos Santos (Orientador)
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO)



Dr(a). Andrey Leonardo Fagundes de Castro (Co orientador)
(Universidade federal de São João del Rei/UFSJ)



Dr(a). Gabriel Maciel de Souza Vianna
(Pesquisador Independente)



Dr(a). Carlos Henrique Soares Caetano
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO)

AGRADECIMENTOS

Ao João, obrigada por embarcar nos meus sonhos! Obrigada por ser incrível, por me entender, me apoiar, e por se entregar tanto! E como você se entrega, ninguém além de nós consegue ter a verdadeira noção disso. Obrigada pelo incentivo, por não me deixar perder a força nos piores momentos. Obrigada pela ajuda para acelerar o processamento de dados. Obrigada por aturar essa minha loucura de ficar fora por um mês, depois de novo e depois de novo. Você é o melhor amigo que eu poderia ter. Você é parte disso aqui, você sabe.

À minha mãe, Elizabeth, e minha irmã, Larissa, pelo amor incondicional, apoio, incentivo, por acreditarem tanto em mim, pelo interesse no projeto e no meu bem-estar enquanto no Atol e por tudo, sempre.

Ao meu pai, Luiz Henrique, que, mesmo não concordando com o caminho que escolhi, possibilitou essa conquista.

A toda a minha família pelo apoio, em especial à minha avó Rosa e à minha tia Eliane que me ajudaram com gastos do projeto.

Ao Dr. Luciano, pela orientação, pela enorme atenção na reta final, por confiar em mim nos momentos mais corridos e pela enorme colaboração no trabalho.

Ao meu coorientador, Dr. Andrey, por confiar esse projeto maravilhoso nas minhas mãos, pela colaboração e pelo fornecimento de materiais.

Ao Dr. Áthila por todo apoio no projeto, orientação, atenção, correções, pelos equipamentos de mergulho e fotografia, por ter me apresentado o Guido. E por todos os pedidos de financiamento que não conseguimos, rs.

À Reserva Biológica do Atol das Rocas, e seus patrocinadores, Banco Mundial e SOS Mata Atlântica, por todo suporte fundamental para a realização desse projeto, comida, bote, gasolina, cilindro e apoio técnico.

Ao Eduardo Macedo, analista ambiental da Rebio, que acompanhou o projeto durante as 3 expedições e que me ajudou muito na coleta de imagens, foi essencial para o resultado desse trabalho. Muito obrigada por todos os mergulhos, ideias sugeridas para o projeto, vídeos feitos, por todas as horas no sol esperando o momento perfeito para mergulhar e por todas histórias e sabedorias de Atol.

À Zelinha por toda entrega ao Atol das Rocas, por tudo que você fez e ainda faz por esse lugar e, conseqüentemente, pela população de tubarões-lixia. Obrigada pelo carinho e pelo

apoio. Obrigada por se doar tanto, todos nós devemos muito a você por todo esse trabalho e dedicação.

Ao Zeca, Barão e Jarian por fazerem mais fáceis as longas travessias de barco com conversas agradáveis e comidinhas. E também aos marinheiros Tota e Joca.

Ao Julio Lustosa e à Nathalia Melo, pela ajuda na coleta de imagens, companhia e por fazerem mais agradáveis os 30 dias de isolamento. Obrigada mesmo!

Ao Guido, à Raiane e à Ângela, por me receberem em suas casas e fazerem eu me sentir da família. Guido e Raiane, vocês são muito queridos. Sou muito grata por todo carinho e atenção.

À pré-banca de qualificação pelas sugestões.

A toda turma do Mestrado em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) da UNIRIO, professores e colegas que fizeram parte dessa jornada, por todas as parcerias nos melhores e nos piores trabalhos e momentos do curso.

Ao professor Kenny Tanizaki por nos ajudar emprestando o scanner de slides tão difícil de encontrar.

À minha amiga Débora Raposo por todo companheirismo, amizade e apoio durante esses 2 anos. Por dividir comigo os desesperos da academia.

A toda equipe do LICTA, em especial ao nosso “Women in LICTA”, Ana CLARA, Marcela, Tatiane, Amanda e Luana, por todas mensagens de carinho e empoderamento. Obrigada pelo ambiente agradável de trabalho.

À minha psicóloga, Mary Lee, por ter me estimulado a ser uma pessoa melhor, principalmente, para mim mesma. Por ser fundamental no controle psicológico que essa fase exige.

Obrigada, tubarões-lixas, pela relação maravilhosa que tivemos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 pela bolsa de estudos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pela bolsa de estudos do Programa Ciências sem Fronteiras.

RESUMO

O tubarão-lixia, *Ginglymostoma cirratum*, é classificado como vulnerável ao longo do Atlântico Sul, entretanto, pouco se conhece sobre suas populações. Considerando a vulnerabilidade da espécie, estudos populacionais são essenciais para propor medidas de conservação. O uso de marcas naturais (MN) naturalmente presentes no corpo dos animais, tem se mostrado uma excelente alternativa para a identificação individual, permitindo estudos sem a necessidade de captura ou manuseio dos animais, mostrando-se uma prática menos invasiva. O objetivo desse estudo foi avaliar a estrutura populacional do tubarão-lixia na Reserva Biológica (REBIO) do Atol das Rocas, a partir de censos visuais e filmagens subaquáticas, em que todos os animais avistados eram registrados durante o contorno de cada ambiente. Foram realizadas três expedições em 2018, onde os principais ambientes do Atol foram amostrados (piscinas abertas, fechadas e laguna central), sendo registrados o número de tubarões observados, comprimento total (CT) e sexo. Durante as filmagens foram utilizados dois apontadores laser com feixes paralelos e distância conhecida para a estimativa do CT. Ambos registros permitiram a detecção das MN, deslocamento e, com o auxílio do software *Interactive Identification System – Contour* (I³S) os tubarões foram identificados a nível individual. Com base na reavistagem de animais individualizados, foram utilizados três estimadores probabilísticos do tamanho populacional (N). Foram 444 avistagens de tubarões-lixia em 63 horas de mergulho e a taxa de reavistagem foi de 55,4%. A abundância foi significativamente maior na laguna central durante a segunda expedição. O CT médio foi de 150,1 cm, com grande representatividade de juvenis, aumentando na laguna e nas piscinas abertas durante o período reprodutivo, mas diminuindo no período pós-reprodutivo. Dos indivíduos avistados, 47,3% eram fêmeas, 5,2% machos e 47,5% não tiveram sexo identificado. As reavistagens dentro de cada expedição indicaram deslocamento médio individual de 228,3 m. A estimativa populacional variou de 145,1 a 318,5 indivíduos. Pôde-se concluir que a população estimada é menor que a estimativa do único estudo já realizado com tubarões-lixia na REBIO, levantando a necessidade de estudos populacionais com marcação e genética para a eventual implementação de medidas complementares de proteção e recuperação da população, considerando que a distribuição dos indivíduos excede os limites da REBIO.

Palavras-chave: Censo visual Subaquático, Atol das Rocas, Foto-identificação, Estrutura Populacional

ABSTRACT

The nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, is a vulnerable species along the South Atlantic, however, little is known about their populations. Considering the vulnerability of the species, population studies are essential to propose conservation measures. The use of natural marks (NM) such as signs and scars naturally present in the animals' bodies has been used as an excellent alternative for individual identification, allowing studies without the need to capture or handling the animals, and therefore being a less invasive practice. The objective of this study was to assess the population structure of the nurse sharks at REBIO Atol das Rocas, based on underwater filming and visual censuses of all the sighted nurse sharks through the pool's contour. Three expeditions were carried out at 2018, where the main environments of the Atol were sampled (open and closed pools and central lagoon), and the number of observed sharks, total length (TL) and sex were recorded. During the filming, two laser pointers with parallel beams and known distance were used for the estimation of the total length. Both records allowed the detection of NM, movement and, individual ID with the aid of the software Interactive Identification System - Contour (I³S), the sharks were identified individually. Based on the re-sightings of identified animals, three probabilistic estimators of population size (N) were used. A total of 444 sharks were sighted in 63 hours of diving and the re-sighting rate was 55.4%. Significantly higher abundance occurred in the central lagoon during the second expedition. The mean TL was 150.1 cm, with a high percentage of juveniles, increasing in the lagoon and in the open pools during the reproductive period but decreasing in the post-reproductive period. Of the sighted individuals, 47.3% were females, 5.2% males and 47.5% had no identified sex. Re sights within each expedition had an average movements of 228.3 m. The population estimate varied from 145.1 to 318.5 individuals. It could be concluded that the population is smaller than the estimate of the only study ever made with nurse sharks at the Atol das Rocas Biological Reserve, raising the need for more population studies with tags and genetic to an eventual implementation of complementary measures of protection and recovery of the population, considering the distribution of individuals exceeds the borders of the marine protected area.

Keywords: Underwater visual census, Rocas Atoll, Photo-identification, Population structure

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1: Localização geográfica da Reserva Biológica do Atol das Rocas. | 6 |
| Figura 2: Mapa da Reserva Biológica do Atol das Rocas, indicando os ambientes /piscinas amostrados(as). Pins rosas e amarelos representam piscinas com e sem avistagens, respectivamente. | 7 |
| Figura 3: Imagem de tubarão-lixia apontado com feixes de laser no Photoshop CC para estimativa de comprimento..... | 10 |
| Figura 4: Regressão linear da distância entre nadadeiras Dorsal 1 e Dorsal 2 contra o comprimento total (CT) estimado no Photoshop CC. | 11 |
| Figura 5: Mapa por categorias de avistagem de tubarões-lixia por mergulho em cada piscina..... | 18 |
| Figura 6: Comprimento total de <i>G. cirratum</i> avistados por meio de mergulhos em apneia na ReBio Atol das Rocas | 18 |
| Figura 7: Variação temporal da abundância de <i>G. cirratum</i> nos diferentes ambientes da ReBio Atol das Rocas..... | 20 |
| Figura 8: Variação temporal do tamanho médio de <i>G. cirratum</i> nos diferentes ambientes da ReBio Atol das Rocas..... | 21 |
| Figura 9: Abundância de <i>G. cirratum</i> por sexo nos diferentes ambientes da ReBio Atol das Rocas | 22 |
| Figura 10: Nova fotografia com contorno marcado no programa I ³ S e fotografias já inseridas no banco de dados comparadas em ordem de maior correspondência..... | 23 |
| Figura 11: Relação entre deslocamento (m) entre piscinas durante uma mesma expedição e o tamanho dos tubarões-lixia. A linha representa Modelo Aditivo Generalizado pelo critério de informação de Akaike. Círculos representam piscinas fechadas e quadrados representam piscinas abertas e Laguna | 25 |
| Figura 12: Imagem da fêmea grávida de tubarão-lixia com maior CT estimado junto da pesquisadora. | 29 |
| Figura 13: Cicatrização de marca natural na nadadeira dorsal de indivíduo com intervalo de 20 dias..... | 34 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1: Características dos diferentes ambientes amostrados na porção interna do Atol das Rocas | 8 |
| Tabela 2: Tabela de mergulhos e avistagens em cada ambiente amostrado..... | 17 |
| Tabela 3: Valores do X^2 de Wald e significância no modelo EEG para abundância de tubarões-lixas em tipos de ambientes e expedição..... | 19 |
| Tabela 4: Valores do X^2 de Wald e significância no modelo EEG para tamanhos médios de tubarões-lixas em tipos de ambientes e expedição..... | 20 |

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 2. OBJETIVOS | 5 |
| 3. METODOLOGIA | 6 |
| 3.1. Área de Estudo | 6 |
| 3.2. Coleta dos dados | 7 |
| 3.4. Estimadores populacionais | 13 |
| 4. RESULTADOS | 16 |
| 4.1. Estrutura populacional | 16 |
| 4.2. Foto-identificação | 22 |
| 4.3. Reavistagens e deslocamento | 23 |
| 4.4. Estimativa do tamanho populacional | 25 |
| 5. DISCUSSÃO | 27 |
| 5.1. Estrutura populacional | 27 |
| 5.2. Estimativa do tamanho populacional | 31 |
| 5.3. Foto-identificação | 35 |
| 5.4. Reavistagens e deslocamentos | 36 |
| 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 38 |
| 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 39 |

1. INTRODUÇÃO

Tubarões e raias representam um dos grupos de animais mais ameaçados na atualidade, com algumas populações apresentando declínios de até 90% (Dent & Clark 2015). Estimativas recentes sugerem que cerca de 25% das espécies apresentam algum nível de ameaça (Dulvy *et al.* 2015). Algumas espécies, apesar de abundantes em parte da sua distribuição, apresentam declínio regionais acentuados em algumas de suas populações. Como exemplo pode-se citar o tubarão-lixia, *Ginglymostoma cirratum* (Bonnaterre 1788). De ampla distribuição no Atlântico ocidental, essa espécie apresenta populações saudáveis e abundantes na costa dos Estados Unidos e Bahamas, mas com declínio acentuado ao longo da costa brasileira (Rosa *et al.* 2006). No Caribe, a frequência de observação dos tubarões-lixia tem diminuído quando relacionado com o aumento da densidade humana. O que indica que a espécie também sofre se impactos indiretos, embora não seja uma espécie visada pela pesca, devido ao baixo valor de sua carne e barbatanas no mercado (Ward-Paige *et al.* 2010). No entanto, no Brasil, a espécie é alvo da pesca artesanal e da caça submarina, (CEPSUL/ICMBio 2016). No Ceará, por exemplo, desembarques de tubarões-lixia são comuns, oriundos da pesca com rede de emalhe e espinhel (Santander-Neto *et al.* 2011). Originalmente distribuindo-se desde o sul do estado de São Paulo, como limite meridional, essa espécie encontra-se localmente extinta naquele estado, assim como ao longo da costa dos estados do Rio de Janeiro. Embora ainda presente ao longo da costa do Espírito Santo e Nordeste do Brasil, *G. cirratum* declinou em número quando comparado com registros históricos, possivelmente em razão de impactos adversos da pesca (Rosa *et al.* 2006). Estima-se uma diminuição de no mínimo 30% da população durante as três últimas gerações na costa brasileira (CEPSUL/ICMBio 2016). O tubarão-lixia figura nas listas de espécies de peixes ameaçadas de extinção em ambas Instrução Normativa 05/2004 e Portaria 445/2014 do MMA. Embora a espécie esteja classificada como DD (deficiente de dados) na Lista Vermelha da IUCN, a subpopulação do Atlântico Oeste é considerada NT (quase ameaçada) (IUCN 2019).

Apesar do status de conservação das populações de tubarões-lixia ao longo do Atlântico Sul pouco ainda se conhece sobre a estrutura e dinâmica de suas populações. Castro e Rosa (2005) estudaram a ecologia populacional de *G. cirratum* na Reserva Biológica do Atol das Rocas, onde o tamanho populacional da espécie foi estimado por meio do uso das técnicas de foto-identificação e marcação e recaptura. Entretanto, até o presente, nenhum outro estudo foi realizado para avaliar o estado daquela população ou estimar o tamanho de

populações da espécie em outras localidades. O tubarão-lixia é uma espécie comumente avistada, principalmente durante os mergulhos durante a baixamar, na região interna do Atol, e durante o inverno, a Reserva Biológica é local de agregação reprodutiva do tubarão-lixia (Castro & Rosa 2005, Agra 2009). O Atol das Rocas é o único atol presente no Oceano Atlântico Sul Ocidental (Castro & Rosa 2005). Esta Reserva Biológica, criada em 1979, é a primeira unidade de conservação marinha do Brasil. É a décima terceira área considerada como Sítio Ramsar no Brasil e junto com o Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha, formam o complexo das Ilhas Atlânticas, declarado Patrimônio Mundial Natural da Humanidade pela Unesco. Embora o Atol das Rocas seja conhecido como o maior sítio populacional de tubarão-lixia no Brasil, apenas dois artigos foram publicados até o momento sobre a população local desta espécie (Castro & Rosa 2005; Karl *et al.* 2011).

O Atol das Rocas, por ser uma unidade de conservação de uso restrito (Reserva Biológica), promove a proteção dos seres vivos ali presentes de forma integral, o que significa que não deve haver pesca ou impactos antrópicos que não sejam a partir de uma licença de pesquisa buscando a menor interferência possível. Estudos mostraram que organismos no interior de reservas tendem a apresentar maior tamanho, biomassa, densidade e longevidade do que em áreas desprotegidas. Assim, áreas protegidas atuam na manutenção de estoques pesqueiros adjacentes, visto que peixes maiores e mais velhos tendem a produzir mais ovos e larvas do que os peixes menores, além de larvas de peixes mais velhos sobreviverem por mais tempo (Halpern 2003, Lester *et al.* 2009, Francis *et al.* 2007).

O tubarão-lixia (*G. cirratum*) pertence a ordem Orectolobiformes, e apesar de ser uma das espécies mais abundantes no Atol das Rocas, possui ainda poucos estudos sobre seu comportamento, biologia populacional e ecologia, principalmente para o Atlântico Sul (Castro & Rosa 2005). São mais ativos durante a noite e costumam descansar em grupos, em cavernas e fendas durante o dia (Compagno, 2001). Os filhotes nascem com aproximadamente 27 a 30 cm e se tornam adultos com 223 a 240 cm (fêmeas) ou 210 a 214 cm (machos), sendo 305 cm o maior comprimento total registrado (Ferreira *et al.* 2013). Quando neonatos, apresentam manchas circulares escuras que desaparecem gradualmente conforme seu crescimento (Compagno 1984, Castro & Rosa 2005). Embora existam poucas evidências de grandes migrações do tubarões-lixia encontradas por Kohler, (1998; 541 km) e Pratt *et al.* (2018; 335km) e a espécie seja descrita como sedentária em

diversos trabalhos (Compagno 1984, Garla *et al.* 2016, Karl *et al.* 2011), uma análise combinada de vários trabalhos pode resultar na descoberta de movimentos migratórios de tubarões-lixia.

Considerando a deficiência de informação acerca da biologia de *G. cirratum*, aliado ao seu status de conservação, estudos populacionais se mostram de grande relevância para alimentar indicadores ambientais nacionais, novas avaliações de status de ameaça e para que sejam propostas medidas de conservação da espécie. Para a determinação da estrutura e dinâmica de uma população faz-se necessário a identificação dos indivíduos que a compõem. Técnicas de marcação têm sido frequentemente utilizadas em estudos com tubarões, sendo elas marcas externas (*tags*), marcas acústicas e/ou marcas por satélite. Apesar do potencial das técnicas de marcação para a identificação, localização espacial, e deslocamento de indivíduos, e até mesmo do registro de algumas variáveis ambientais (ex. profundidade, temperatura), seu uso atualmente ainda se mostra limitado em função dos elevados custos de obtenção das marcas ou mesmo a demanda de logística complexa para captura dos animais para sua aplicação (Lee *et al.* 2014).

O uso de marcas naturais, por outro lado, vem se mostrando uma excelente alternativa para a identificação individual em situações onde os espécimes com marcas características são de difícil captura ou mesmo quando não há recursos suficientes para a aquisição de marcadores (Marshall & Pierce 2012). Marcas naturais (MN) nada mais são do que sinais, marcas ou cicatrizes naturalmente presentes no corpo dos animais, que possibilitam a identificação única de um indivíduo. Tais MN podem ser identificadas sem que seja necessária a captura e manuseio dos animais, mostrando-se, portanto, menos invasiva ao indivíduo e ao ecossistema (Castro & Rosa 2005). Essa técnica, também utilizada em organismos terrestres, como felinos (e.g. Karanth & Nichols 1998), anuros (e.g. Kenyon *et al.* 2009), tem se mostrado viável e precisa também para espécies marinhas, como cetáceos (e.g. Auger-Méthé & Whitehead 2007), tartarugas (e.g. Reisser *et al.* 2008) e peixes ósseos (e.g. Giglio *et al.* 2014).

A técnica de foto identificação também vem se mostrando eficiente para elasmobrânquios, em especial os que apresentam padrões de coloração e/ou manchas ao longo do corpo (e.g. *Aetobatus narinari*, Corcoran & Gruber 1999). Castro e Rosa (2005), de forma pioneira, utilizaram de MN para estimar o tamanho de população dos tubarões-lixia. Desde então, estudos similares vêm sendo conduzidos com outras espécies de elasmobrânquios, dentre elas *Rhincodon typus* (Meekan *et al.* 2006), *Carcharodon*

carcharias (Domeier & Nasby-Lucas 2006) e *Manta alfredi* (Marshall *et al.* 2011). Nos tubarões-lixia, as MN são comumente encontradas nas nadadeiras dorsais, peitorais e caudal, mas também em outras partes do corpo do animal (Castro & Rosa 2005). Tais MN podem ser fotografadas e catalogadas, permitindo a diferenciação de indivíduos, e sua utilização para estimativa do tamanho populacional.

Nesse sentido, o presente trabalho objetivou reavaliar a estrutura e o tamanho populacional do tubarão-lixia na Reserva Biológica do Atol das Rocas, mais de 15 anos após sua primeira avaliação, utilizando-se de ferramentas mais modernas e acessíveis, que poderiam indicar de forma mais efetiva as reavistagens, para o registro de foto/vídeo assim como para detectar MN que possibilitem a identificação individual. A técnica de foto-identificação permitirá estimar a abundância e tamanho populacional, possibilitando uma reavaliação daquela população, além de contribuir para a criação de um banco de imagens para identificação individual em consonância com a demanda apresentada pela gerência da REBIO do Atol das Rocas (ICMBio), permitindo também o uso para comparações com trabalhos similares no local ou mesmo em outras Unidades de Conservação (UC) (e.g. PARNAMAR de Fernando de Noronha e PARNA Abrolhos).

2. OBJETIVOS

Os objetivos do seguinte trabalho foram comparar a abundância e uso dos diferentes habitats por *G. cirratum* na REBIO do Atol das Rocas, entre três períodos amostrais, abrangendo as possíveis mudanças do período reprodutivo. Assim como, estimar o tamanho e estrutura da população de *G. cirratum* na REBIO do Atol das Rocas, através da técnica de foto-identificação, e comparar os valores de estimativa populacional com os de Castro e Rosa (2005) no contexto da REBIO do Atol das Rocas, de acordo com a capacidade de identificação individual de cada estudo.

3. METODOLOGIA

3.1. Área de Estudo

O Atol das Rocas ($33^{\circ}49'W$ $03^{\circ}51'S$) situa-se a cerca de 260 km a nordeste da cidade de Natal, no Rio Grande do Norte. Apresenta forma elíptica e uma área interna de 5,5 km², sendo 3,7 km de comprimento no sentido Leste-Oeste e 2,5 km no sentido Norte-Sul (Figura 1). A área da Reserva Biológica abrange 260 km² compreendendo o atol e suas águas adjacentes até a isóbata de 1.000 metros. As ilhas do Farol e do Cemitério são as únicas partes do atol que ficam constantemente emersas, e são cercadas por piscinas, algumas delas isoladas no topo dos recifes e outras conectadas ao mar aberto (Rosa & Moura 1997). As marés são semi-diurnas e sua amplitude na sizígia atinge cerca de 2,7 m, formando uma laguna central onde ocorrem diversas espécies de peixes (Castro & Rosa 2005). Por ser uma Reserva Biológica, sua visitação é limitada à pesquisa científica e manejo para recuperação e preservação da diversidade biológica. Assim, a pesquisa foi conduzida após autorização prévia do órgão responsável pela administração da unidade através da licença SISBIO número 59452-1.



Figura 1: Localização geográfica da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

3.2. Coleta dos dados

Os censos visuais se limitaram às áreas internas do atol, em virtude de recomendação do ICMBio visando a segurança dos pesquisadores, considerando a dificuldade de amostragem na região externa. Foram realizados estudos em 13 piscinas fechadas, que ficam isoladas do mar de fora durante a baixamar, em 7 piscinas abertas, que são as piscinas que mesmo durante a baixamar possuem acesso à parte externa do atol, e na laguna central, formada na parte interna do atol, com uma parte constantemente alagada e outra que fica completamente seca durante a baixamar e é alagada apenas durante a preamar (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) (Figura 2).

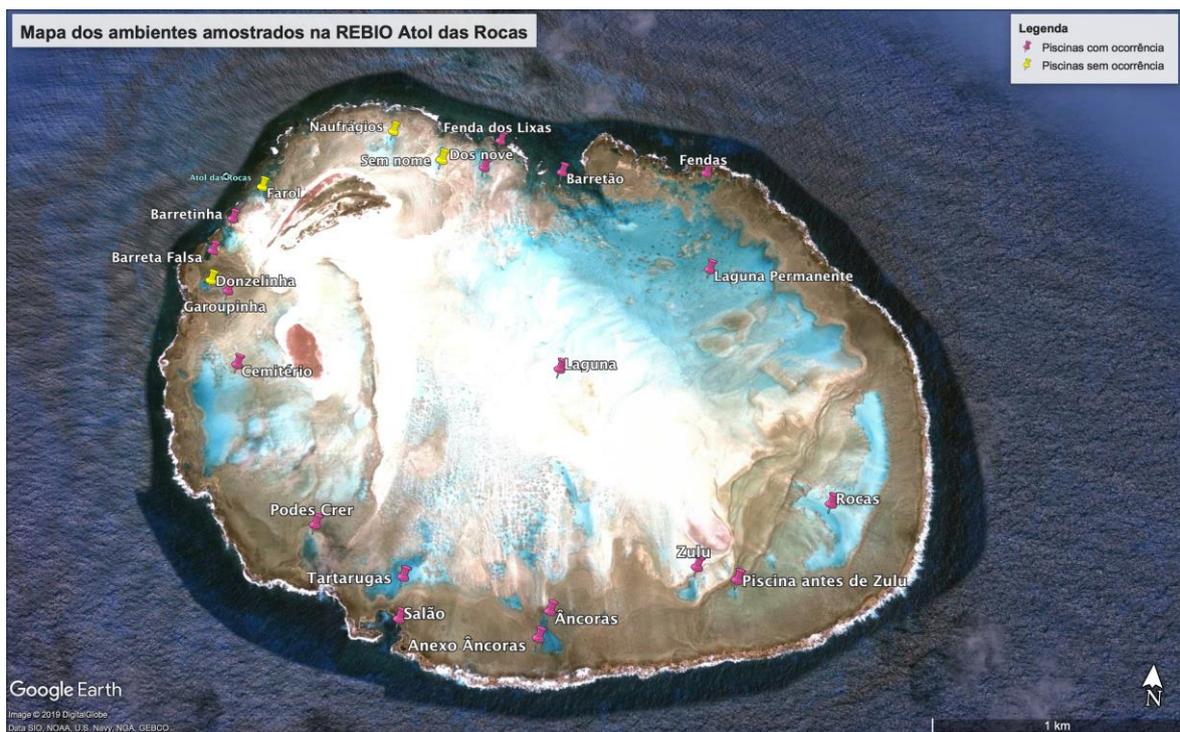


Figura 2: Mapa da Reserva Biológica do Atol das Rocas, indicando os ambientes /piscinas amostrados(as). Pins rosas e amarelos representam piscinas com e sem avistagens, respectivamente.

Foi realizado um total de três expedições à Reserva Biológica do Atol das Rocas, uma antes do período reprodutivo da espécie (17 de abril a 13 de maio de 2018), que vai dos meses de maio a agosto, uma durante (09 de agosto a 02 de setembro de 2018) e uma depois (16 de novembro a 13 de dezembro de 2018) (Afonso *et al.* 2016). As expedições tiveram duração média de 27 dias, sendo realizados 61 censos visuais subaquáticos ao longo das três expedições, totalizando 63 horas e 7 minutos de mergulho, sendo 22 mergulhos em 16 horas e 52 minutos na expedição 1, 39 mergulhos em 21 horas e 1 minuto na expedição 2, e 50 mergulhos em 25 horas e 10 minutos na expedição 3. Assim

como em Castro e Rosa (2005). os censos visuais foram padronizados quanto: aos locais de coleta, o número de mergulhos/censos por local, o tempo de cada censo/ponto de coleta. Além das piscinas amostradas por Castro e Rosa (2005), foram também amostradas piscinas sugeridas pela equipe da REBIO onde possivelmente podíamos avistar espécimes de tubarão-lixá. As amostragens ocorreram em sua maioria (92%) na baixamar devido as condições de mergulho, e em cada ambiente amostrado, o mergulho ocorria percorrendo o contorno da piscina, e nos casos de piscinas com formação recifal em seu interior, estas também eram contornadas.

Tabela 1: Características dos diferentes ambientes amostrados na porção interna do Atol das Rocas

| Ambientes | Nomes locais | Área (m ²) | Perímetro (m) | Tempo de mergulho | Número de Mergulhos |
|--------------------------|-----------------------|------------------------|---------------|-------------------|---------------------|
| Piscinas Abertas | Barretão | ~97.676 | ~1.597 | 03:51 | 6 |
| | Barretinha | ~8.321 | ~420 | 03:47 | 10 |
| | Barreta Falsa | ~3.271 | ~244 | 01:18 | 7 |
| | Fenda dos Lixas | ~270 | ~75 | 00:16 | 2 |
| | Salão | ~12.128 | ~573 | 01:45 | 4 |
| | Podes Crer | ~12.787 | ~579 | 01:48 | 4 |
| | Fendas | ~3683 | ~459 | 01:47 | 5 |
| Piscinas Fechadas | Âncoras | ~7.353 | ~482 | 02:51 | 7 |
| | Anexo Âncoras | ~320 | ~83 | 00:48 | 5 |
| | Cemitério | ~91.676 | ~1.539 | 08:29 | 6 |
| | Donzelinha | ~2.224 | ~229 | 00:57 | 4 |
| | Dos Nove | ~3.288 | ~414 | 01:28 | 5 |
| | Farol | ~3.650 | ~331 | 00:59 | 4 |
| | Garoupinha | ~1.899 | ~224 | 01:02 | 5 |
| | Naufrágios | ~12.294 | ~821 | 00:36 | 4 |
| | Piscina antes de Zulu | ~850 | ~127 | 00:06 | 1 |
| | Rocas | ~113.403 | ~2.586 | 10:55 | 5 |
| | Sem nome | ~1.512 | ~169 | 00:27 | 4 |
| | Tartarugas | ~28.992 | ~1.275 | 11:20 | 9 |
| | Zulu | ~4.167 | ~573 | 00:58 | 4 |
| Laguna central | Total | ~3.007.976 | ~11.725 | 06:04 | 9 |

Para cada local amostrado foram registrados o tempo total gasto em cada mergulho, além do número de tubarões observados, seus comprimentos totais estimados e sexo (presença ou ausência de clássper), em ambas as marés (preamar e baixamar), se o animal estava ativo ou em repouso, e se estava junto à outros indivíduos ou sozinho. Para cada animal avistado também foi avaliada a presença de sinais distintivos naturais, como marcas, cicatrizes e escoriações, comumente encontradas em suas nadadeiras dorsais, nadadeiras peitorais e nadadeira caudal, ou mesmo nas demais partes do corpo (como em Carrier *et al.* 1994, Castro & Rosa 2005). Uma vez encontrados, foram registrados em prancheta de PVC o tipo do sinal/marca, posição, e seu esboço, junto às demais informações do espécime. Todos os animais foram criteriosamente fotografados e registrados em vídeo. No caso das amostragens na laguna, esta foi percorrida em toda sua extensão a bordo de um pequeno barco inflável durante a preamar, de modo a localizar os tubarões. Assim que localizados, foram realizados mergulhos de modo a obter as mesmas informações obtidas nas piscinas, em especial o registro vídeo-fotográfico.

Os registros fotográficos ocorreram com uma câmera subaquática Olympus TG-3 com caixa-estanque. A estimativa do comprimento corporal total (CT) foi possível com o uso de dois apontadores laser paralelos (Z-Bolt Underwater Green Dive Laser), com distância fixa entre os feixes de laser (10/13cm), acoplados a um suporte de câmera (GoPro Hero 6) (Rohner *et al.* 2011). Cada animal avistado foi filmado (resolução 1080p e 120fps) de modo a registrar todo o comprimento do corpo. Pela análise dos vídeos foi possível estimar o comprimento total (CT) de cada animal, utilizando os feixes de laser de distância conhecida, incidindo no corpo do animal, como referência, com o uso do software Photoshop CC (Figura 3).

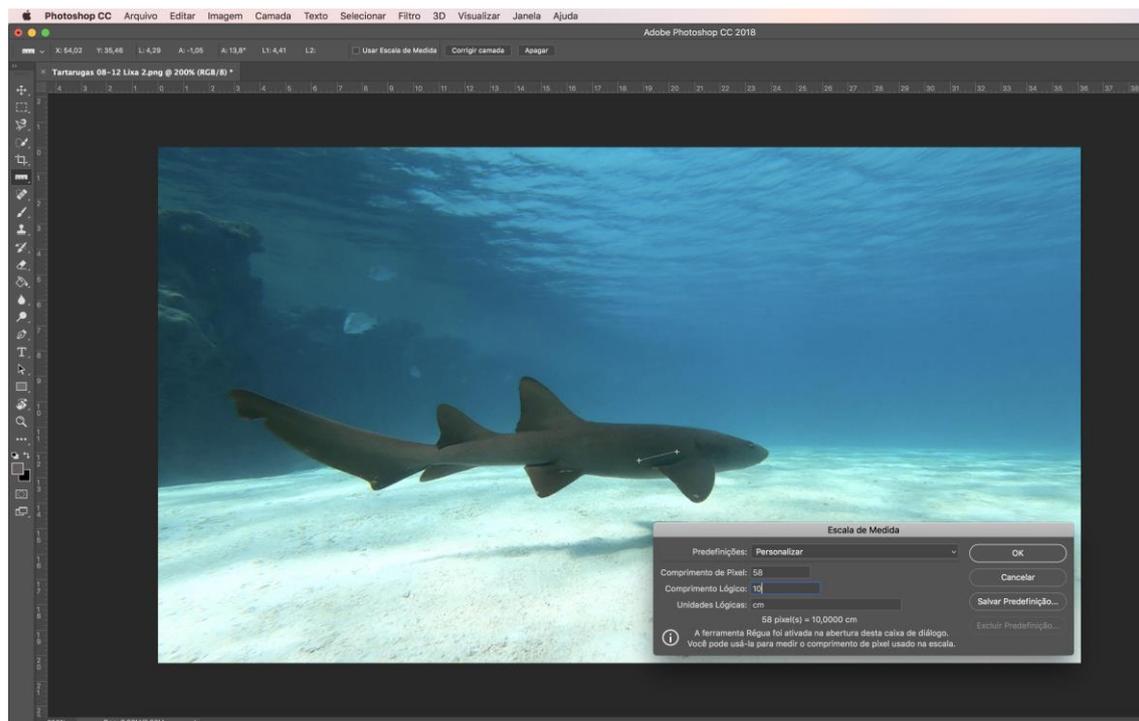


Figura 3: Imagem de tubarão-lixia apontado com feixes de laser no Photoshop CC para estimativa de comprimento.

Quando apenas parte do corpo do animal foi registrada em vídeo, o CT foi estimado utilizando coeficiente de correlação entre distâncias corpóreas. Para tanto, a partir de imagens em que todo o corpo do tubarão estava visível, foram correlacionadas a medição do CT, com distâncias a) entre olho e focinho, b) entre olho e início da peitoral, c) olho e dorsal, d) início da dorsal 1 e início da dorsal 2, e e) do início da dorsal 1 ao fim da caudal. Os dados foram logaritmizados em base 10 para serem utilizados no software Statistica 7.1 (StatSoft, 2005). Regressões lineares entre o CT e as diferentes medidas de distâncias corpóreas mostraram um coeficiente de correlação próximo de 1 ($r=0,90$) para a distância entre início da dorsal 1 e início da dorsal 2. Tal medida foi então utilizada na equação para estimar o CT de indivíduos em que o corpo inteiro não pôde ser registrado nas imagens de vídeo (Figura 4).

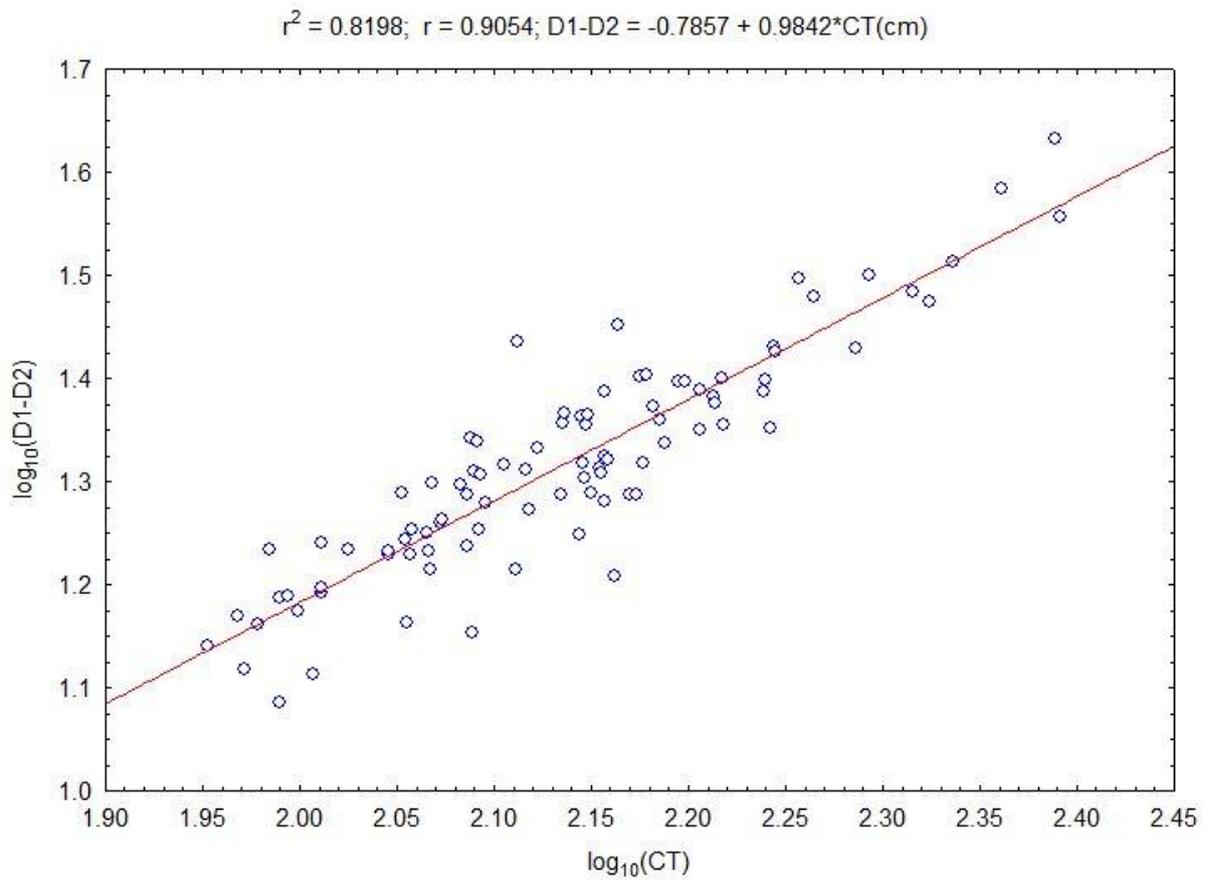


Figura 4: Regressão linear da distância entre nadadeiras Dorsal 1 e Dorsal 2 contra o comprimento total (CT) estimado no Photoshop CC.

3.3. Análise de dados

Todos os registros fotográficos e de vídeo foram incorporados a um banco de imagens, permitindo a análise em laboratório, de modo a registrar sinais não detectados em campo, e catalogação das imagens/indivíduos. A análise destes sinais foi utilizada para a identificação individual dos tubarões, permitindo detectar reavistagens de animais anteriormente fotografados/filmados em diferentes eventos amostrais.

Para auxiliar na detecção das MN e consequente identificação individual, foi utilizado o software *Interactive Individual Identification System – Contour* (I3S) (http://www.reijns.com/i3s/about/I3S_Contour.html). Tal software permite a construção de um banco de imagens que podem ser comparadas quanto à diferentes atributos, de modo a identificar imagens repetidas, que, no nosso caso, representariam reavistagens do mesmo indivíduo. Nesse estudo, foi utilizada a modalidade de contorno, sendo inserida imagens com ambas as nadadeiras dorsais (ND), mas analisados o contorno apenas da primeira ND. A segunda ND foi utilizada para tentar distinguir entre indivíduos que apresentassem correspondência no contorno da 1ª ND mas sem que apresentassem marcas evidentes (nadadeiras lisas). Como o contorno das ND é o mesmo em ambos os lados (direito e esquerdo), as fotografias do lado direito das dorsais foram invertidas para que fossem inseridas no software fotos padronizadas. Apesar de outras porções do corpo apresentarem sinais potencialmente distintivos, a padronização de imagens de uma única região corporal facilita o processamento de tais imagens evitando falsos “matches”. De modo geral, segundo o manual do programa, para o processamento, as imagens devem apresentar boa qualidade, estando as nadadeiras perpendiculares ao ângulo de filmagem ($\pm 30^\circ$).

Para cada indivíduo avistado e fotografado/filmado, uma imagem contendo ambas nadadeiras dorsais foi adicionada ao banco de imagem do programa, além de metadados como data do registro, piscina e evento amostral. O contorno da 1ª ND foi cuidadosamente marcado manualmente, através de pontos ao longo de sua borda.

A medida que novas fotos são inseridas no software, essas são comparadas com outras fotos mantidas no banco de imagens possibilitando a identificação de correspondência. O I3S oferece também uma lista com sugestão das top 10 e 50 fotos presentes no banco de imagens e que possam ser correspondentes à foto analisada, a partir de um “score” que vai de 0 a infinito, sendo as de menor valor mais prováveis de serem o mesmo indivíduo. Para cada imagem inserida, todas as possibilidades de compatibilidade

foram avaliadas (top 10 e 50), possibilitando determinar se a foto se tratava de uma reavistagem ou um novo indivíduo a ser inserido no "*database*". Além do uso do software, comparações foto a foto também foram realizadas, utilizando todas as imagens registradas, em especial quando não houvesse indicação de correspondência pelo software. Os dados de reavistagens foram utilizados tanto para a realização de estimativas do tamanho populacional, como também para avaliar a utilização e deslocamento dos indivíduos pelos tipos de ambiente (piscinas abertas, piscinas fechadas e laguna central) do atol.

A abundância e o CT de tubarões-lixia foram comparados entre os diferentes ambientes amostrados (piscinas abertas, piscinas fechadas e laguna central), assim como para expedição, utilizando equações de estimações generalizadas (EEGs), indicados para acomodar dados com medidas repetidas (Diggle *et al.* 2002). As EEGs foram realizadas com o pacote SPSS 15, utilizando a distribuição de Poisson e log como função de ligação para abundância e distribuição gama e log como função de ligação para os dados de tamanho. Modelos aditivos generalizados (GAMs), selecionados pelo critério de informação de Akaike (AIC), disponíveis em CANOCO 4.5, também foram utilizados para avaliar a relação entre o deslocamento de tubarões-lixia entre piscinas dentro das mesmas expedições e o tamanho desses indivíduos (Hastie & Tibshirani 1990).

3.4. Estimadores populacionais

A partir dos dados de reavistagens, estimadores de tamanho populacional comumente aplicados em estudos de captura, marcação e recaptura foram utilizados para estimar o tamanho da população do tubarão lixia no Atol das Rocas, como em Castro e Rosa (2005). Tais estimadores assumem que, para cada expedição é esperado que sejam avistados um número X de tubarões, e que dentre eles uma parcela apresentará sinais distintivos. Tais animais foto-identificados e reavistados possibilitaram a estimativa do tamanho populacional (N) através de diferentes estimadores populacionais. De modo a possibilitar uma comparação direta com as estimativas de Castro e Rosa (2005), foram utilizados os mesmos estimadores populacionais, assim como número de expedições.

O primeiro estimador foi proposto por Bailey (1951 *apud* Begon 1979), como modificação do estimador de Petersen, de modo a garantir maior acurácia na estimativa em experimentos com pequenas amostras ($m_2 < 10$ e $n_2 \ll N$). O estimador é dado por:

$$N = \frac{n_1 \cdot (n_2 + 1)}{(m_2 + 1)}$$

O erro-padrão desta estimativa é dado por:

$$EPN = \sqrt{\frac{ni^2 \cdot (n_2 + 1) \cdot (n_2 - m_2)}{(m_2 + 1)^2 \cdot (m_2 + 2)}}$$

Foram obtidas duas estimativas de Petersen-Bailey (P_B) para o tamanho populacional de *G. cirratum* no Atol das Rocas, referente à 1^a – 2^a expedições e 2^a – 3^a expedições. Feito isso, foi calculado o tamanho total da população (N) como média dos valores anteriores como em Cliff *et al.* (1996), sendo:

$$\bar{N} = \frac{\sum Ni}{(S - 1)}$$

Onde:

N = estimativa do tamanho populacional

n₁ = total de indivíduos capturados na amostra i,

n₂ = total de animais individualizados dentre os avistados na segunda amostra,

m₂ = total de indivíduos marcados anteriormente à amostra i,

S = número de amostras

Recomendado para populações fechadas, o método de Schnabel (1938) também foi aplicado. O cálculo do tamanho populacional não mais se dá entre dois eventos amostrais, como em Petersen-Bailey, e sim, utilizando todos os eventos amostrais em uma só equação:

$$N = \frac{\sum MiCi}{\sum Ri}$$

Onde:

N = estimativa do tamanho populacional

C_i = total de indivíduos capturados na amostra i,

M_i = total de indivíduos marcados anteriormente à amostra i

R_i = total de recapturas na amostra i

O erro-padrão desta estimativa é dado por:

$$EPN = \sqrt{\frac{(\sum M_i)^2 \sum C_i (\sum C_i - \sum R_i)}{(\sum R_i)^3}}$$

De modo complementar, foi utilizado o estimador de Jolly-Seber (Jolly 1965, Seber 1965 *apud* Seber 1982), proposto para populações abertas, e baseado no estimador de Petersen (Fernandez 1995).

No caso do estimador de Jolly-Seber, também é utilizada toda a sequência de eventos amostrais, sendo necessário um mínimo de três eventos sucessivos ($S \geq 3$), não sendo necessário o cálculo da média entre as estimativas. Assim sendo:

n_i = nº de tubarões-lixia individualizados na amostra i .

m_i = nº dos indivíduos n_i já avistados anteriormente à amostra i .

R_i = nº dos indivíduos n_i que foram soltos em i (como não ocorrerão capturas neste estudo, $R_i = n_i$).

r_i = nº dos indivíduos n_i que foram avistados em amostras subsequentes à i .

$(M_i - m_i)$ = nº de indivíduos avistados anteriormente à amostra i e que não foram avistados na amostra i .

Z_i = nº dos indivíduos de $M_i - m_i$ que foram vistos em amostras subsequentes à i .

O primeiro passo na utilização do estimador de Jolly-Seber é o cálculo do número de marcas em risco (M_i), isso é, o número de indivíduos marcados (individualizados) na população no momento i . Por se tratar de uma população fechada, o número de indivíduos marcados é supostamente conhecido. Entretanto, como o cálculo leva em consideração as reavistagens de animais individualizados ao longo de todo o estudo, supostas perdas de indivíduos individualizados podem ser contornadas por este cálculo, como propõe o método, justificando o uso de mais este método. Assim sendo, M_i é dado por:

$$Mi = mi + \frac{Ri + Zi}{ri}$$

O Tamanho populacional (Ni), por sua vez, é dado por:

$$Ni = \frac{ni.Mi}{mi}$$

E o erro-padrão das estimativas de Ni é dado por:

$$EPNi = \sqrt{Ni(Ni - ni) \left\{ \frac{Mi - mi + ri}{Mi} \cdot \left(\frac{1}{Zi} - \frac{1}{ri} \right) + \frac{1}{mi} + \frac{1}{ni} \right\}}$$

O teste t de Student pareado foi utilizado no Statistica 7.1 para avaliar a diferença entre as estimativas de tamanho populacional calculadas por Castro e Rosa (2005) e os valores calculados no presente estudo. Foram utilizadas as estimativas encontradas a partir dos estimadores Jolly-Seber e Petersen-Bailey (inclusive entre expedições 1 e 2 e 2 e 3), não utilizando os resultados encontrados por Schnabel visto que o mesmo não foi utilizado por Castro e Rosa (2005), e que não haviam dados disponíveis para que fosse calculado.

4. RESULTADOS

4.1. Estrutura populacional

Durante as três expedições foram avistados 444 tubarões-lixia, correspondendo a uma taxa de avistagem de 7,03 tubarões por hora. Nas piscinas abertas foram obtidas 38,7% das avistagens, nas piscinas fechadas 47,8% e na laguna central 13,5%, sendo que para a laguna, 81,7% das avistagens ocorreram na segunda expedição (Figura 5) (Tabela 2). O comprimento total médio foi de 150,11 cm, mas não foram obtidos dados de CT de 39,6% dos indivíduos devido à má qualidade de imagens (Figura 6). Os maiores indivíduos foram avistados no Barretão, na Salão (piscinas abertas) e na laguna central, com média de 201,1 cm, 200,5 cm e 180,9 cm, respectivamente. No entanto, 55% dos registros nesses ambientes ocorreram durante a segunda expedição que coincidiu com o período reprodutivo da espécie.

Tabela 2: Tabela de mergulhos e avistagens em cada ambiente amostrado.

| Ambientes | Piscinas | Número de mergulhos | Preamar | Baixamar | Avistagens | Identificados | Perímetro / Tempo | Avistagens/n mergulhos |
|----------------|--------------------|---------------------|---------|----------|------------|---------------|-------------------|------------------------|
| Abertas | Barreta Falsa | 7 | 0 | 7 | 2 | 1 | 187,7 | 0,3 |
| | Barretão | 6 | 0 | 6 | 68 | 27 | 414,8 | 11,3 |
| | Barretinha | 10 | 0 | 10 | 45 | 22 | 111,0 | 4,5 |
| | Fenda dos Lixas | 2 | 0 | 2 | 6 | 3 | 281,3 | 3,0 |
| | Fendas | 5 | 0 | 5 | 3 | 2 | 257,4 | 0,6 |
| | Podes Crer | 4 | 0 | 4 | 27 | 7 | 321,7 | 6,8 |
| | Salão | 4 | 0 | 4 | 21 | 5 | 327,4 | 5,3 |
| Fechadas | Âncoras | 7 | 1 | 6 | 40 | 9 | 169,1 | 5,7 |
| | Anexo Âncoras | 5 | 0 | 5 | 6 | 6 | 103,8 | 1,2 |
| | Cemitério | 6 | 0 | 6 | 67 | 34 | 181,4 | 11,2 |
| | Donzelinha | 4 | 0 | 4 | 0 | 0 | 241,1 | 0,0 |
| | Dos Nove | 5 | 0 | 5 | 2 | 1 | 282,3 | 0,4 |
| | Farol | 4 | 0 | 4 | 0 | 0 | 336,6 | 0,0 |
| | Garoupinha | 5 | 0 | 5 | 1 | 1 | 216,8 | 0,2 |
| | Naufraágios | 4 | 0 | 4 | 0 | 0 | 1368,3 | 0,0 |
| | Piscina antes Zulu | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1270,0 | 1,0 |
| | Rocas | 5 | 0 | 5 | 44 | 32 | 236,9 | 8,8 |
| | Sem nome | 4 | 0 | 4 | 0 | 0 | 375,6 | 0,0 |
| | Tartarugas | 9 | 1 | 8 | 69 | 25 | 112,5 | 7,7 |
| | Zulu | 4 | 0 | 4 | 5 | 3 | 592,8 | 1,3 |
| Laguna central | Laguna | 9 | 7 | 2 | 60 | 16 | 1932,7 | 6,7 |

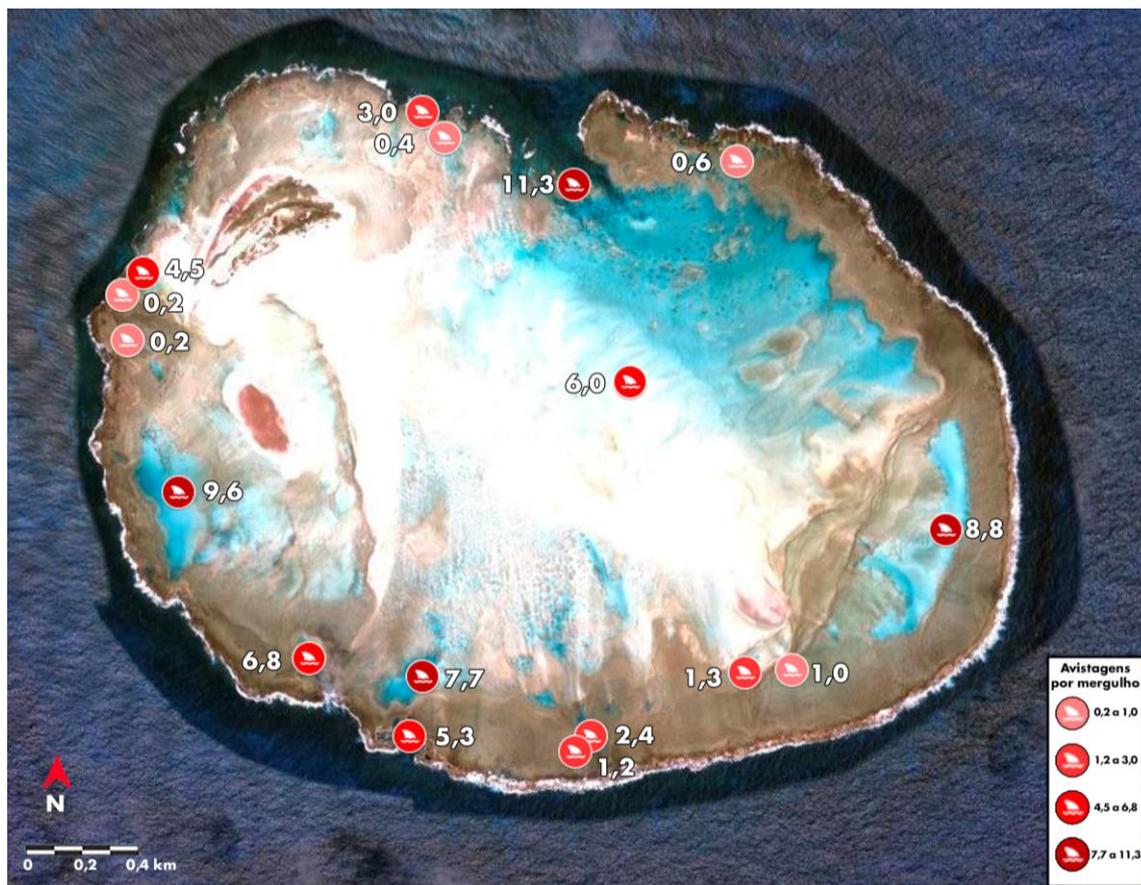


Figura 5: Mapa por categorias de avistagem de tubarões-lixia por mergulho em cada piscina.

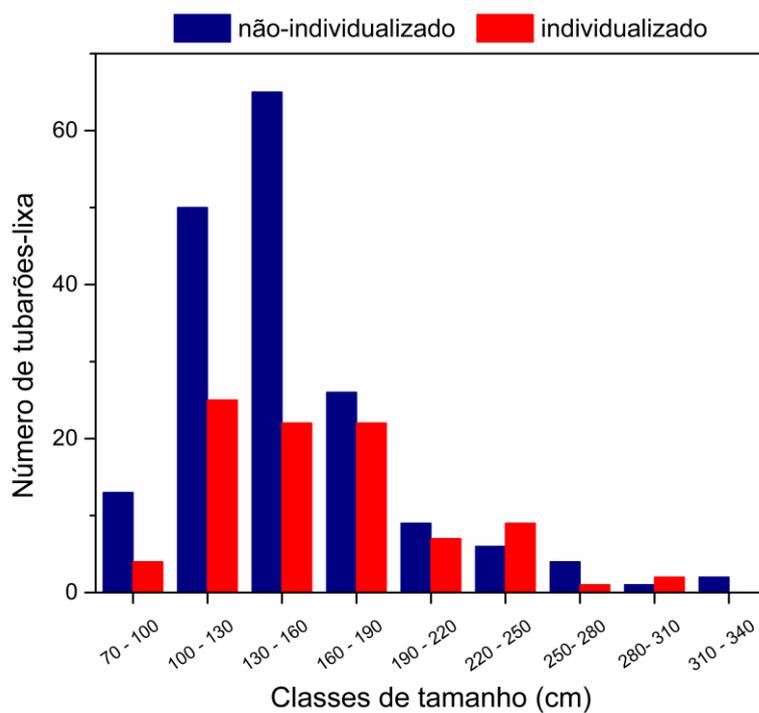


Figura 6: Comprimento total de *G. cirratum* avistados por meio de mergulhos em apneia na ReBio Atol das Rocas

Segundo as EEGs, a abundância de tubarões-lixia diferiu significativamente entre expedições, mas não entre tipos de ambientes, com interação significativa entre expedição e tipo de ambiente (Tabela 3).

Tabela 3: Valores do X² de Wald e significância no modelo EEG para abundância de tubarões-lixia em tipos de ambientes e expedição.

| Fator | Chi-Quadrado de Wald | Significância |
|------------------------------|-----------------------------|----------------------|
| Expedição | 13.553 | 0,001 |
| Tipo de ambiente | 2.821 | 0,244 |
| Expedição × Tipo de ambiente | 24.735 | <0,001 |

Enquanto o padrão da abundância de tubarões-lixia na Laguna aumenta durante a segunda expedição e na terceira volta a ser menor que os outros ambientes, a abundância nas piscinas fechadas diminui gradualmente ao longo das expedições, equiparando com piscinas abertas na segunda expedição e tornando-se menor que estas na expedição 3. Já nas piscinas abertas a abundância se manteve constante ao longo do período estudado (Figura 7). A abundância foi significativamente maior na Laguna durante a expedição 2 do que nos demais ambientes em todas as expedições, e embora a Frequência de amostragens tenha sido menor, esse resultado está relacionado à agregação de fêmeas no período reprodutivo.

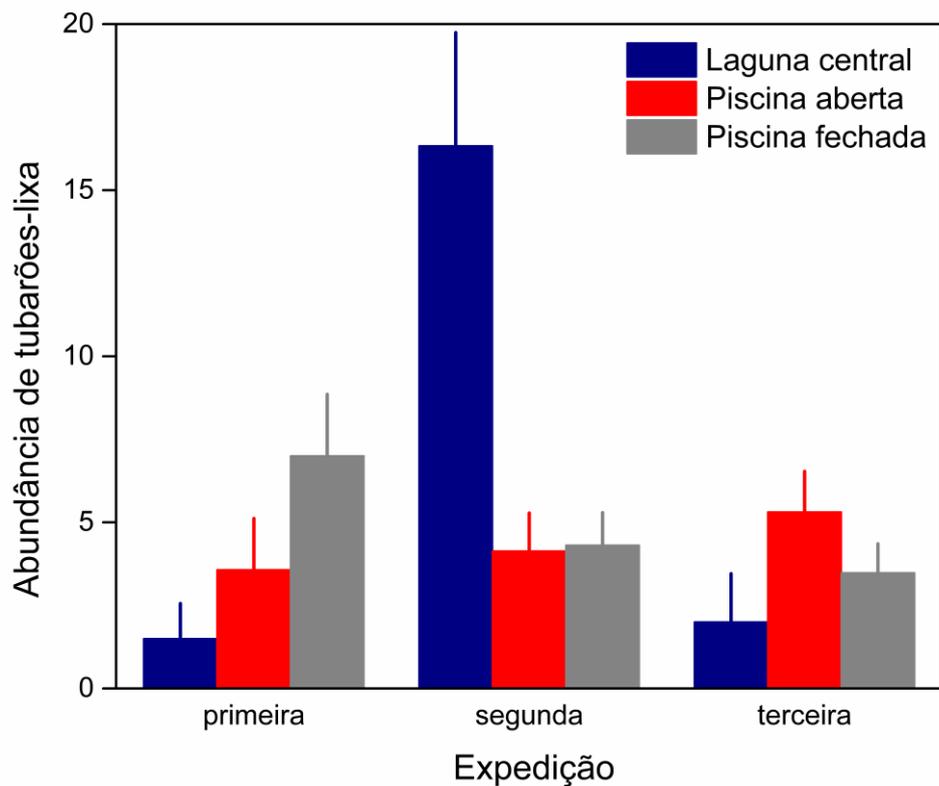


Figura 7: Variação temporal da abundância de *G. cirratum* nos diferentes ambientes da ReBio Atol das Rocas

Segundo as EEGs, os tamanhos médios dos tubarões-lixia entre expedições diferiram significativamente, assim como entre tipos de ambiente e também apresentou interação significativa entre expedição e tipo de ambiente (Tabela 4).

| Fator | Chi-Quadrado de Wald | Significância |
|------------------------------|----------------------|---------------|
| Expedição | 36.995 | <0,001 |
| Tipo de ambiente | 43.778 | <0,001 |
| Expedição × Tipo de ambiente | 12.378 | 0,015 |

Tabela 4: Valores do χ^2 de Wald e significância no modelo EEG para tamanhos médios de tubarões-lixia em tipos de ambientes e expedição.

Os padrões de tamanho médio observados na Laguna e nas piscinas abertas entre as expedições destoam das piscinas fechadas que não apresentaram variação. Na primeira expedição, o tamanho dos indivíduos das piscinas abertas foi maior, quando comparado às outras expedições. Na segunda expedição, esse valor aumentou, mas não cresceu tanto como o tamanho de tubarões da Laguna, que foi o maior entre os tipos de ambiente, por ser ambiente de agregação reprodutiva. Na terceira expedição, os tamanhos de indivíduos da Laguna e das Piscinas abertas diminuíram e foram similares. O tamanho de tubarões-lixia das piscinas fechadas variou pouco, sendo maior na segunda expedição por essa ter ocorrido durante o período reprodutivo da espécie (Figura 8). Sendo assim, a segunda expedição, que ocorreu durante o período reprodutivo, teve indivíduos maiores em todos os tipos de ambiente.

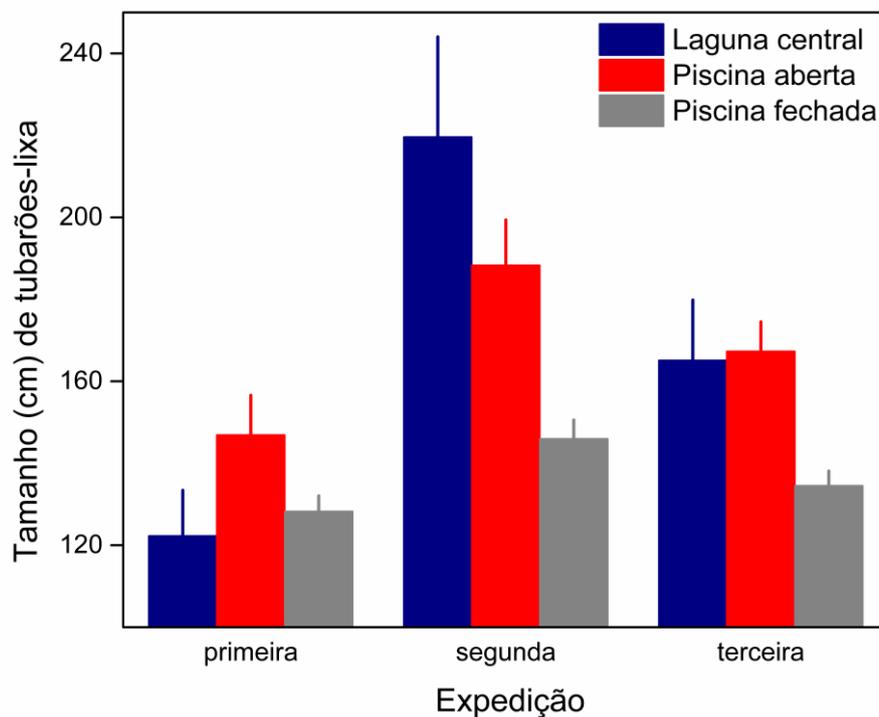


Figura 8: Variação temporal do tamanho médio de *G. cirratum* nos diferentes ambientes da ReBio Atol das Rocas

Dos 444 indivíduos avistados, 47,3% eram fêmeas, 5,2% machos (não foram avistados machos na expedição de abril) e 47,5% não tiveram o sexo identificado, por se encontrarem refugiados no interior de cavernas ou ativos e distantes dos mergulhadores (Figura 9). Apenas 9 dos 112 mergulhos foram realizados durante a maré alta. Durante as amostragens na maré alta, 72,4% dos animais estavam ativos, enquanto na maré baixa 81,3% estavam em repouso. No entanto, 83,1% das avistagens de maré alta ocorreram no

período reprodutivo, no qual é registrado o comportamento de agregação de fêmeas na parte mais rasa da região (especialmente na Laguna Central). Em geral, 18,9% dos tubarões estavam agregados e 94,1% das agregações eram de indivíduos em repouso.

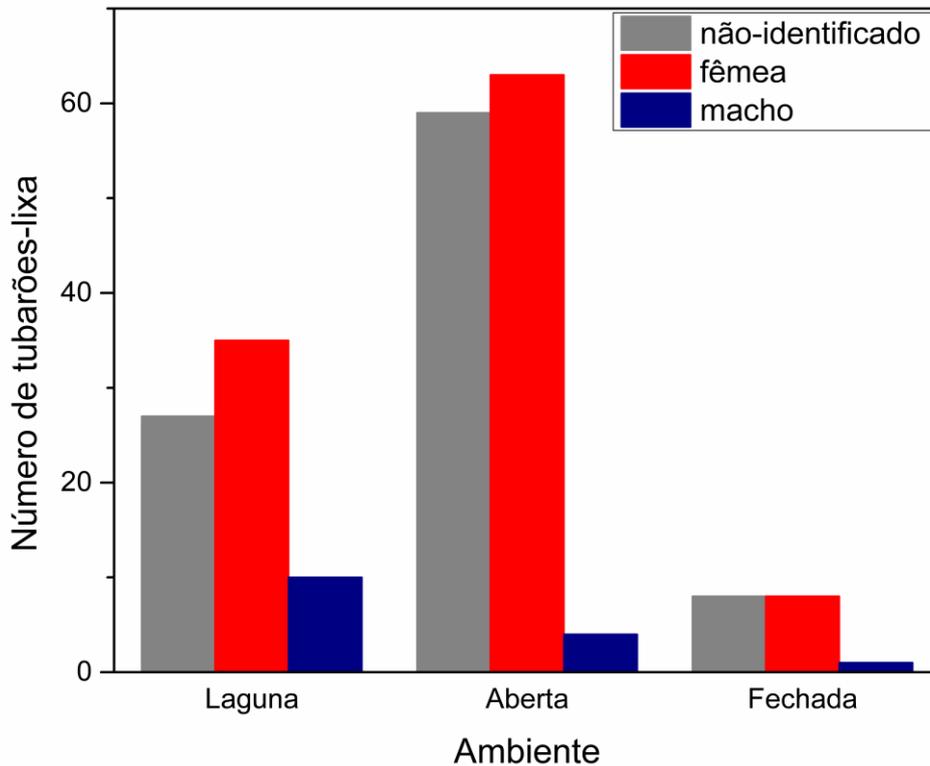


Figura 9: Abundância de *G. cirratum* por sexo nos diferentes ambientes da ReBio Atol das Rocas

4.2. Foto-identificação

Dos 444 indivíduos avistados e fotografados, 55% (n=244) apresentavam algum tipo de marca distintiva ao longo do corpo (nadadeiras dorsais, peitorais, caudais, ou manchas no corpo), sendo que em 53,8% (n=239) dos indivíduos as marcas se localizavam na primeira dorsal, podendo apresentar marcas adicionais em outras partes do corpo. Tais marcas permitiram identificar 139 indivíduos. É importante que a segunda dorsal seja registrada na mesma imagem que a primeira dorsal, pois, caso a primeira dorsal não tenha marcas e a busca de imagens do software I³S indique semelhança com outras nadadeiras lisas, a comparação da segunda dorsal pode ser feita pelo pesquisador, a olho nu, em um número mais restrito de registros, visto que o algoritmo não compara a segunda dorsal (Figura 10). Dos 77 indivíduos reavistados, 37,7% das reavistagens foram imediatamente

identificadas pelo software I³S com menor *score*. Em 61% das reavistagens, a foto correspondente foi apresentada dentre as top 10, enquanto em 83,1% das reavistagens a foto correspondente foi apresentada dentre as top 50. Quando as fotos correspondentes não foram sugeridas no top 10, todo banco de dorsais foi analisado foto a foto no banco de dados. Ao encontrar a foto correspondente, o pesquisador voltava ao software e buscava na lista o indivíduo correspondente.

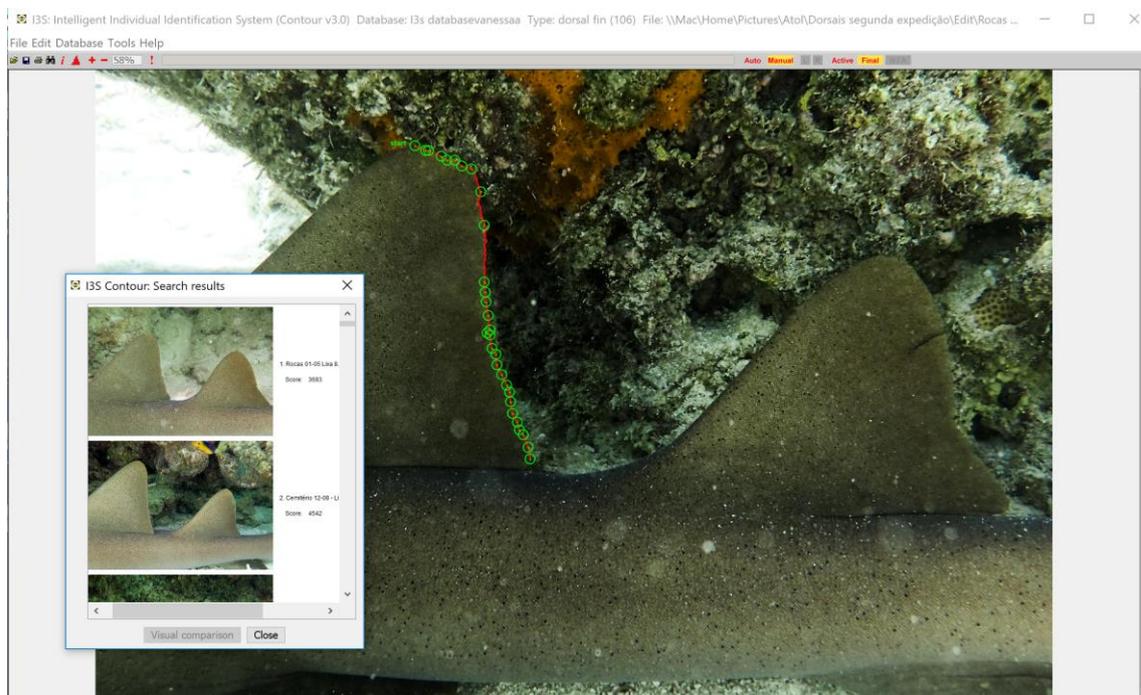


Figura 10: Nova fotografia com contorno marcado no programa I³S e fotografias já inseridas no banco de dados comparadas em ordem de maior correspondência

Na primeira expedição, das 91 avistagens, 53 dorsais foram inseridas no software I³S. Já no mês de agosto, foram 79 dorsais dentre os 179 registros, sendo que dessas, 17 já haviam sido registrados no mês de abril. No mês de novembro, foi possível inserir 83 dorsais dos 174 tubarões avistados. No entanto, entre as dorsais inseridas estão ocorrências repetidas de um ou mais indivíduos durante a mesma expedição.

4.3. Reavistagens e deslocamento

Ao se considerar apenas as reavistagens registradas em uma mesma expedição (23 reavistagens), o intervalo de reavistagens dentro das mesmas expedições variou de 1 a 20 dias, e o deslocamento médio foi de 228,3 m. Para a expedição 1, o deslocamento médio foi nulo, pois as 3 reavistagens ocorreram nas mesmas piscinas, Cemitério e Tartarugas. Já o deslocamento médio da expedição 2 foi de 378,79 m, com 7 reavistagens, das quais 4

ocorreram nas mesmas piscinas (Tartarugas e Rocas) e 3 apresentaram deslocamentos: o indivíduo #44 foi registrado na Podes-Crer, 11 dias depois na Tartarugas e 3 dias depois na Podes Crer novamente; o #51 foi registrado na piscina Anexo âncoras e 14 dias depois foi registrado na piscina Âncoras; e o #63 foi fotografado na piscina Tartarugas 3 dias depois de seu registro na Barretinha. Já na expedição 3, o deslocamento médio foi de 199,96 m, com 13 reavistagens, das quais 8 ocorreram nas mesmas piscinas (Cemitério, Rocas, Barretão e Barretinha) e 5 entre piscinas: o #47 foi avistado na piscina Tartarugas e 5 dias depois no Salão; o #50 foi visto na Laguna 15 dias após seu registro no Barretão; o #52 foi registrado na piscina Anexo Âncoras e 10 dias depois na Âncoras; o #70 foi fotografado na piscina Cemitério 4 dias após seu registro na piscina Podes Crer; e o indivíduo #129 foi registrado na piscina Rocas e depois de 20 dias, foi avistado na piscina sem nome próxima de Zulu.

O AIC selecionou um modelo linear para a relação entre deslocamento de tubarões-lixia entre piscinas e comprimento total dos indivíduos. O AIC linear foi igual a 12787,02, $f = 3,17$ e $p = 0,088384$. O modelo indica que os indivíduos que não se deslocaram apresentaram menor tamanho médio que os que se deslocaram e eram mais fiéis a piscinas fechadas (Figura 11).

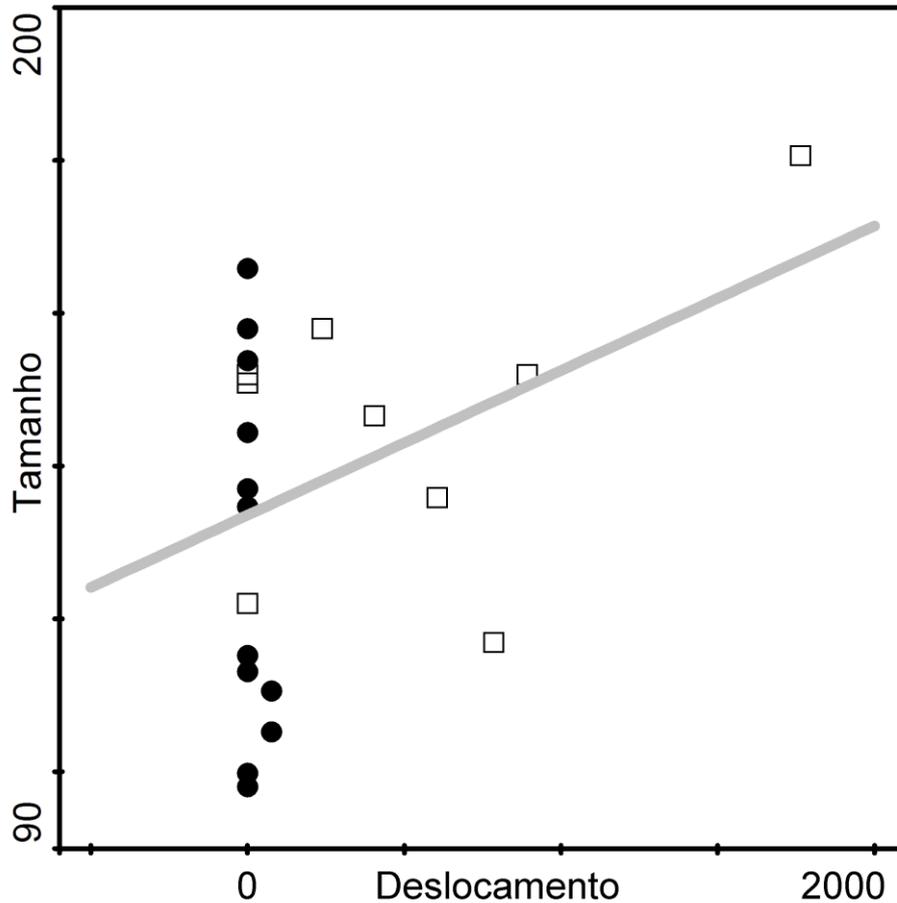


Figura 11: Relação entre deslocamento (m) entre piscinas durante uma mesma expedição e o tamanho dos tubarões-lixia. A linha representa Modelo Aditivo Generalizado pelo critério de informação de Akaike. Círculos representam piscinas fechadas e quadrados representam piscinas abertas e Laguna

4.4. Estimativa do tamanho populacional

Para utilizar os estimadores populacionais, foi considerada apenas uma das avistagens de um mesmo indivíduo por expedição. Sendo assim, foram considerados os valores totais de tubarões individualizados nas expedições 1, 2 e 3, como sendo 50, 71 e 67, respectivamente. Dos 71 tubarões individualizados na segunda expedição, 17 já haviam sido registrados na expedição 1, e dos 67 individualizados no mês de novembro, 22 já haviam sido registrados na expedição anterior, e 32 foram previamente registrados nas expedições de abril ou agosto. Utilizando a fórmula de Petersen-Bailey entre a primeira e a segunda expedição e entre a segunda e a terceira, as populações estimadas de tubarões-lixia do Atol das Rocas são $200 \pm 39,76$ e $209,91 \pm 34,86$, respectivamente, sendo a estimativa final para esse estimador de $204,96 \pm 37,30$ indivíduos. Pelo estimador de Schnabel, o tamanho populacional estimado foi de $237,9 \pm 80,60$. Pelo estimador de Jolly-Seber, o único aqui proposto para populações abertas, o tamanho populacional estimado foi de

205,79 ± 60,73. Sendo assim, a população de tubarões-licia amostrados na parte interna da REBIO Atol das Rocas, considerando que não houve captura de neonatos, pode variar entre 145,06 e 318,5 indivíduos. O teste t de Student pareado revelou diferenças altamente significativas (t-valor = 11,2; p < 0.001) entre as estimativas de tamanho populacional calculados pelo presente estudo e os por Castro e Rosa (2005), indicando que o tamanho da população em 2018 é menor do que o amostrado em 1999 na Reserva Biológica do Atol das Rocas.

5. DISCUSSÃO

5.1. Estrutura populacional

A maior abundância registrada na Laguna durante a segunda expedição se deve ao comportamento de agregação de fêmeas na parte mais rasa da região possivelmente para proteção contra machos com potencial de cópula (Afonso *et al.* 2016). Uma outra explicação para a agregação na região mais rasa poderia ser a relação entre a temperatura mais quente da água e o metabolismo das fêmeas, assim como foi constatado para *Dasyatis sabina* e *Carcharhinus melanopterus* (Wallman & Bennett 2006; Speed *et al.* 2012). Nas outras expedições, a abundância da Laguna foi significativamente menor que os outros tipos de ambientes indicando a importância da laguna central nos períodos reprodutivos. Por ser um ambiente dependente de maré, que fica completamente seco durante a baixamar, diferente de outros locais onde o comportamento já foi descrito (Afonso *et al.* 2016; Carrier *et al.* 1994), as fêmeas ficariam vulneráveis às tentativas de aproximação dos machos nos períodos de maré baixa porque teriam que voltar para ambientes mais profundos.

Para os tubarões sexados, o número de machos se mostrou consideravelmente menor que o número de fêmeas, concordando com Castro e Rosa (2005). A crescente avistagem de machos ao longo das expedições pode ser explicada, em parte, pelo aumento na experiência do pesquisador em identificar o cláspere, mesmo em indivíduos juvenis. Entretanto, mesmo na última expedição, a razão sexual se mostrou ainda distante da razão sexual de 1:1 reportada para a espécie em outros trabalhos (Santander-Neto *et al.* 2011, Ferreira *et al.* 2013, Afonso *et al.* 2014, Garla *et al.* 2016, Hannan *et al.* 2012). Por outro lado, o aumento da proporção de machos ao longo do estudo também pode estar refletindo em alterações temporais na razão sexual. Ferreira *et al.* (2013) registraram um aumento significativo na captura de machos entre os meses de outubro e março na costa de Recife (PE). Por outro lado, Castro e Rosa (2005) encontraram a maior proporção de machos em maio, sendo que nesse período os animais se mostraram significativamente maiores que nos demais meses amostrados (pers. com.). Desconsiderando o mês de abril, onde nenhum tubarão-lixo macho foi registrado, a razão sexual encontrada nos demais meses (6,8:1 a favor de fêmeas) se mostrou semelhante aos valores encontrados por Castro e Rosa (2005; 7,2:1) e por Agra (2009; 6,1:1) para a espécie, ambos na Rebio Atol das Rocas. A segregação de sexos é comum em elasmobrânquios, e existe uma tendência para

associação de indivíduos da mesma espécie, sexo e tamanho (Castro 2000). Como não houve amostragem na região externa do atol, não foi possível calcular uma possível segregação espacial por sexo, mas se as fêmeas realmente utilizam a região da laguna central para evitar machos, a razão sexual de mais fêmeas faz sentido. Como não houve essa amostragem na região externa do atol, não sabemos se mais machos ocupam a região e, se ocupam, se essa área de vida seria dentro dos limites da REBIO ou se extrapolaria a área da reserva, os deixando mais vulneráveis à pesca.

A distribuição em classes de tamanho indicou a ocorrência majoritária de indivíduos de juvenis, mas sem o registro de neonatos. O CT dos tubarões-lixia avistados nas piscinas abertas se mostrou significativamente maior que nas piscinas fechadas, indicando que indivíduos menores são mais residentes e preferem ambientes de menores dimensões (e.g. piscinas fechadas), que provavelmente proporcionam abrigos mais estáveis, reduzindo o risco de predação por outros tubarões de maior porte (e.g. tubarões tigre, *Galeocerdo cuvier*, e tubarão bico fino, *Carcharhinus perezii*). O Barretão, o Salão (piscinas abertas mais profundas) e a laguna central apresentaram os maiores indivíduos, com média de 201,06 cm, 200,53 cm e 180,93 cm, respectivamente. Por um lado, seu acesso às porções externas do atol e sua maior profundidade podem explicar os maiores tamanhos registrados nesses ambientes (Castro 2000, Castro & Rosa 2005). No entanto, 55% dos registros nessas piscinas ocorreram durante a segunda expedição, coincidindo com o período reprodutivo proposto para a espécie, o que poderia contribuir também para os maiores CT encontrados. De fato, essa temporada coincidiu com a maior avistagem de grupos de fêmeas, algumas aparentemente grávidas, em especial na laguna central. Durante a segunda expedição, 25,8% das fêmeas com tamanho estimado eram adultas, corroborando o período reprodutivo, visto que na primeira expedição não foram avistadas fêmeas adultas e na terceira expedição apenas 6,4% das fêmeas medidas tinham mais que 220 cm. Assim como para abundância, tais registros sugerem uma influência de comportamentos comumente registrados durante o período reprodutivo da espécie (Carrier *et al.* 1994), onde fêmeas grávidas e/ou já fertilizadas tendem a se agregar em locais mais rasos, evitando machos buscando acasalamento e cópula. Comportamento similar também foi observado por Castro e Rosa (2005) em maio e agosto de 1999, incluindo também um evento de tentativa de cópula.

No presente estudo foi observado o maior CT já registrado para um tubarão lixa, 321,6 cm. Embora Compagno (1984) sugira o tamanho máximo como sendo 403 cm para a espécie, Castro (2000) descreveu 280 cm como sendo o tamanho máximo alcançado pela espécie. No entanto, o CT máximo estimado por Castro e Rosa (2005) foi superado por Ferreira *et al.* (2013) que capturaram e mediram uma fêmea com 305 cm na costa de Pernambuco. O CT máximo registrado no presente trabalho se referiu a uma fêmea grávida avistada no banco de areia Zulu na laguna central durante a maré alta. Além da estimativa com laser, foram tomadas medidas comparativas com as dimensões da pesquisadora que posa na fotografia ao lado do indivíduo, corroborando assim, as estimativas de comprimento (Figura 12). Rohner *et al.* (2011) encontraram um erro padrão médio de 8,86 cm para o uso da estimativa laser comparado com estimativas visuais de mergulhadores experientes, enquanto Rohner *et al.* (2015) encontraram 1,2% de erro padrão. Tais variações se aplicadas ao presente trabalho, ainda validam a estimativa de maior tubarão-lixo já registrado. Estudos de marcação e recaptura agregariam conhecimentos valiosos sobre as taxas de crescimento individual para a população e estimativas no tempo de vida, podendo explicar diferenças encontradas com populações de tubarões-lixo de outras regiões.



Figura 12: Imagem da fêmea grávida de tubarão-lixo com maior CT estimado junto da pesquisadora.

Considerando os padrões de atividades do tubarão-lixo, embora 72,4% dos indivíduos estivessem ativos nas amostragens de maré alta, 83,1% das avistagens nesta condição de maré ocorreram no período reprodutivo. Durante a maré baixa, 81,2% dos

espécimes estavam inativos, em repouso. Compagno (1984) já descrevia a espécie como caracteristicamente noturna, com hábito predominantemente de repouso durante o dia. Para o ambiente do Atol das Rocas, é possível que os ciclos de maré influenciem essa dinâmica, visto que a mudança de marés influencia no alerta contra predadores, e na acessibilidade de ambientes para forrageamento. Como a maioria das avistagens ocorreu durante a maré baixa, visto que foram 103 mergulhos nesta condição, e apenas 9 na maré cheia, e sempre durante o dia, não foi possível discutir mudanças na atividade da espécie entre marés e período do dia. Também vale ressaltar que 18,9% dos indivíduos estavam agregados, sendo que a maioria (95,1%) se encontrava em repouso, reforçando o comportamento de agregação de indivíduos durante o período inativo, como já descrito para a espécie no Atol das Rocas (Castro & Rosa 2005), na Flórida e Bahamas (Carrier *et al.* 1994) ou mesmo para outras espécies de tubarões, (Gruber *et al.* 1988, Klimley & Nelson 1984, McKibben & Nelson 1986).

Estudos que objetivam investigar a estrutura populacional de uma dada espécie, dependem da eficiência e acurácia na obtenção de informações como tamanho e sexo dos indivíduos de uma população. O uso de censos visuais tem se mostrado de grande importância para estudos populacionais de peixes recifais (McIntyre *et al.* 2015, Prato *et al.* 2017). No entanto, limitações se mostram evidentes em tais estudos. Uma das limitações encontradas se deu à estratégia utilizada para a estimativa do CT, onde um segundo mergulhador ficou responsável pelo registro em vídeo do animal com uso dos apontadores laser. Como o primeiro mergulhador ficava responsável pelo censo visual e registro fotográfico para identificação individual, muitas vezes o animal se mostrava perturbado e fugia antes de que pudesse ser registrado em vídeo para a estimativa do CT. Tal estratégia limitou o número de animais que tiveram o CT apropriadamente estimados.

Outra aparente limitação foi a capacidade de sexagem dos tubarões avistados. Assim como em Castro e Rosa (2005), apenas uma parcela da população pode ser sexada, seja devido ao pequeno tamanho dos indivíduos que dificultava a identificação dos cláspers não maduros, ou pela disposição dos tubarões no ambiente. Quando em repouso, a determinação da existência de cláspers se mostrou dificultada uma vez que a região pélvica permanecia em contato com o substrato, tornando-se visível apenas quando o animal mudava de local ou abandonava o repouso em natação ativa. Tubarões que exibiram comportamento ativo tiveram seu sexo definido com mais facilidade e acurácia.

Entretanto, a ausência de dados de CT e/ou sexo para todos os indivíduos avistados pode ser minimizada pela quantidade total de indivíduos registrados, reforçando o potencial de uso dos censos visuais como importante metodologia alternativa para levantamentos populacionais, principalmente em ambientes de baixa profundidade e alta visibilidade, como é o caso do Atol das Rocas (Buray *et al.* 2009). Por exemplo, no presente estudo, foram identificados 139 indivíduos em 3 expedições de aproximadamente um mês cada, enquanto Ferreira *et al.* (2013) levaram cerca de 7 anos para coletar informações de um número semelhante (N = 152) de tubarões-lixia.

5.2. Estimativa do tamanho populacional

As estimativas populacionais obtidas nesse estudo sugerem uma população variando entre 145,6 e 318,5 indivíduos. Tais estimativas diferem significativamente daquelas obtidas por Castro e Rosa (2005), com populações variando entre 339 a 368 indivíduos. Uma explicação para as diferenças encontradas entre os estudos para o tamanho populacional seria que os tubarões-lixia da parte interna do Atol das Rocas não configuram uma população tipicamente. A maior abundância de indivíduos de maior CT durante o período reprodutivo e seu subsequente declínio indicam que, pelo menos na região interna do atol, os adultos não utilizam prioritariamente aquele espaço exceto durante o período de agregação reprodutiva, e assim como em Kohler (1998) e Pratt *et al.* (2018), poderiam explorar uma área muito maior do que a da Unidade de Conservação. A cadeia de montanhas submarinas entre Fortaleza e o Atol possui 500 km e é composta por três elevações e um *guyot*. Do Atol até o Arquipélago de Fernando de Noronha são 148 km e mais dois montes. Essas distâncias vão de encontro aos deslocamentos encontrados por Kohler (1998) e Pratt *et al.* (2018). Dados de microsátélites também falharam em detectar diferenças genéticas marcantes entre as populações amostradas ao longo de trechos contínuos ao longo da costa ou separados por pequenas extensões de oceano (Karl *et al.* 2011). Tal maior conectividade poderia a) advogar contrário à utilização de estimadores de populações fechadas ou então b) limitar a capacidade da REBIO do Atol das Rocas em proteger a população estudada, uma vez que a mesma também poderia estar sujeita à impactos atuantes em áreas bem mais distantes.

Sendo assim, a redução populacional na REBIO do Atol das Rocas, pode ser resultado de pressões promovidas em regiões externas aquela Unidade de Conservação de uso restrito. De fato, o estado de conservação dos tubarões lixia em regiões externas as

áreas de proteção se mostra preocupante. Mesmo estando protegida por lei desde 2004 (IN05), essa espécie é continuamente pescada ao longo do litoral nordestino, com vários registros, ainda que anedóticos, da sua captura em diferentes partes da costa. Na costa do Ceará, a espécie é frequentemente vista em desembarques, embora o CT dos indivíduos desembarcados aparente estar diminuindo (Santander-Neto *et al.* 2011). A ausência de dados de estatísticas pesqueiras infelizmente impede a avaliação mais profunda sobre o status das populações da espécie em águas brasileiras. Assim, é de se esperar que mesmo no interior de áreas protegidas as populações de espécies migradoras possam ser comprometidas por impactos ocasionados em regiões circunvizinhas. Atualmente, a Rebio conta com monitoramento de barcos através do PREPS (Programa Nacional de Rastreamento de Embarcações Pesqueiras por Satélite), assim como outras ferramentas disponíveis online, no entanto, após sua implementação em 1991, barcos de pesca no interior da Rebio foram um problema por muitos anos. Embora os tubarões-lixia não sejam alvo da pesca segundo a chefe da Rebio, Maurizélia Brito, que relata barcos voltados principalmente à pesca de lagostas, a presença desses barcos indica uma ameaça às populações de tubarão-lixia nas regiões mais afastadas e profundas do atol. A espécie tem maturação tardia, crescimento lento, as fêmeas se reproduzem a cada dois anos e são animais de vida longa, sendo o mais longo registrado com 25 anos em um aquário, o que diminui a capacidade de aumento de suas populações (Clark, 1963; Castro, 2000). Por isso, a pressão da pesca após as coletas de Castro e Rosa (2005) pode ter influenciado no número de indivíduos maduros se reproduzindo nesses últimos anos.

Por outro lado, considerando a profundidade (>1.000 m) entre o Atol das Rocas e outras áreas sobre influência da pesca, não é possível desconsiderar que as estimativas aqui apresentadas também reflitam possíveis flutuações interanuais em populações dinâmicas, ou mesmo erros inerentes de estimadores probabilísticos do tamanho populacional. Os dados muito parecidos de estrutura populacional encontrados no presente trabalho e em Castro e Rosa (2005) refletem uma dinâmica importante na população da espécie no Atol das Rocas. Além de indicarem que os ambientes amostrados naquela Unidade de Conservação funcionam como um importante sítio de refúgio de indivíduos juvenis da espécie, além de, como também comprovado pelo atual trabalho, de agregação reprodutiva.

Comparando com o trabalho de Castro e Rosa (2005), tal diferença pode também ter sido resultado das diferenças na capacidade de sinalizar reavistagens daquele estudo.

Por se tratar de registros fotográficos em filmes analógicos de 35mm, as fotos tinham que ser reveladas para então serem analisadas, acumulando possíveis perdas de resolução. Além disso, apenas uma única foto era registrada para cada marca, aumentando a chance de perda de capacidade de análise devido à baixa luminosidade, ausência de foco, mal enquadramento ou demais problemas na obtenção da imagem, inerentes em estudos subaquáticos dessa natureza. A evolução da tecnologia de obtenção de fotos submarinas permitiu o registro de um maior número de fotos por indivíduo fotografado, além de uma maior capacidade de foto-processamento da imagem e correção de fotometragem. Além disso, as fotografias podiam ser conferidas imediatamente depois do registro, permitindo que novas fotografias fossem tomadas para a correção de tais problemas. Como já mencionado acima, outro avanço tecnológico no presente estudo é a utilização do software I³S que pode auxiliar na detecção de MN que passariam despercebidas. Ademais, nesse estudo foram realizados também vídeos registro dos indivíduos fotografados, possibilitando a conferência adicional das MN, eliminando o risco de serem ignoradas.

No que tange ao uso de estimadores de populações fechadas, ambos estudos se valeram do mesmo pressuposto de que mesmo podendo haver taxas de emigração e imigração (além de nascimentos e/ou morte), tais eventos se mostram potencialmente irrelevantes para o período de tempo em que o estudo transcorreu. Além disso, erros por violação do pressuposto de população fechada se dariam na mesma proporção em ambos os estudos, não explicando, portanto, as diferenças encontradas entre os mesmos. Por outro lado, existe a probabilidade de que a habilidade de identificação dos indivíduos seja afetada por mudanças nas marcas. Como em Castro e Rosa (2005) utilizaram as marcas em diferentes partes do corpo, alterações de uma marca poderiam ser mais facilmente detectadas levando-se em consideração outras a identificação de outras marcas presentes em um mesmo indivíduo. De fato, tubarões-lixia são descritos por possuir uma cicatrização muito rápida (Pratt & Carrier, 2001). No entanto, para pequenos intervalos entre eventos amostrais as mudanças podem ser mais facilmente detectadas, como em Castro e Rosa (2005) e no presente trabalho (Figura 13).

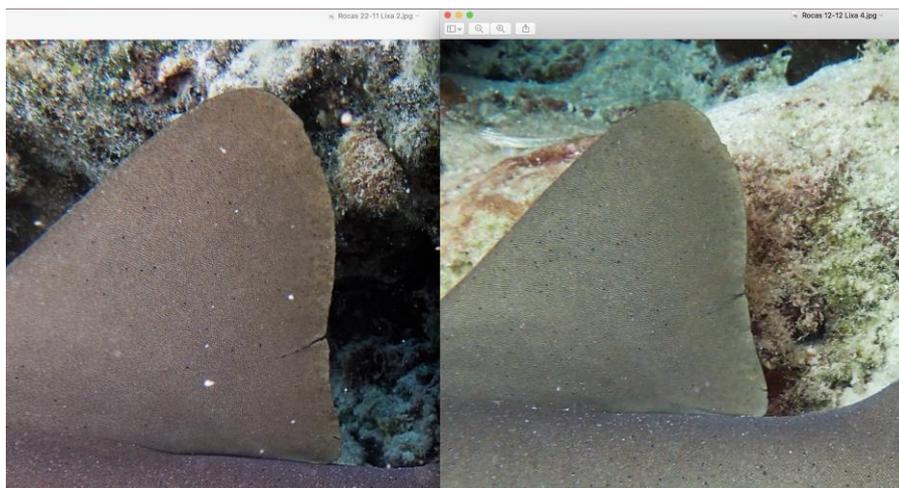


Figura 13: Cicatrização de marca natural na nadadeira dorsal de indivíduo com intervalo de 20 dias

Não obstante às diferenças nas estimativas do tamanho das populações, diferenças foram também observadas na quantidade de animais registrados nos censos visuais, que também podem interferir nas estimativas. Tais diferenças podem estar relacionadas às diferenças metodológicas como: a) locais amostrados, onde nem sempre as mesmas piscinas foram amostradas ou mesmo pela maior número de censos em ambientes externos e/ou piscinas abertas no caso de Castro e Rosa (2005); b) no tempo empregue em cada censo, que pode ser influenciado pelo tipo de ambiente amostrado; c) ou até mesmo pela experiência individual do pesquisador responsável pela realização dos censos, o que pode resultar em diferenças na capacidade de avistagem, tempo requerido para o registro fotográfico, velocidade de nado, dentre outros. De fato, a taxa de avistagem do presente trabalho (7 tubarões/hora) indica um adensamento populacional maior que registrada por Castro e Rosa (2005) (4,6 tubarões/hora).

Neste sentido, considerando a diminuição da população e as possíveis explicações para a diferença no tamanho populacional encontrado no trabalho atual e por Castro e Rosa (2005), estudos de captura e marcação, marcadores via satélite e coletas genéticas são de extrema importância para se aumentar o conhecimento sobre a dinâmica de uso de habitats, conectividade, e área total ocupada pelas populações de tubarão-lixia, não somente na Rebio como também em locais adjacentes.

5.3. Foto-identificação

O uso de software para a identificação das fotos se mostrou o maior desafio, visto que se faz necessário padronizar a aproximação do mergulhador e a tomada de imagens em ângulos similares para que as marcas individuais de cada espécime fossem tomadas de maneira a permitir a comparação futura. Para o software I3S, as limitações incluem a análise 2D para um animal 3D. Por isso, recomenda-se uma angulação de no máximo 30° para que haja precisão na comparação das fotos. A segunda limitação ocorre devido ao fato de o programa considerar que as partes do corpo do animal estão sempre rígidas e na mesma posição, o que não é o caso do tubarão-lixá, cuja posição das dorsais fica suscetível às correntes.

Nesse estudo, 57,7% dos tubarões avistados apresentavam MN nas nadadeiras dorsais, que permitiram reavistar um total de 77 tubarões. A proporção de animais fotografados e posteriormente individualizados se mostrou semelhante àquela alcançada por Castro e Rosa (2005) (54,8%), utilizando também foto-ID de tubarões lixá, mas não apenas das duas primeiras ND, como também de diferentes MN presentes em várias regiões do corpo. Era de se esperar que a opção de utilizar apenas a primeira ND poderia resultar em redução na capacidade de individualização, uma vez que marcas não presentes nas dorsais foram desconsideradas. Entretanto, a busca de padronização na obtenção de imagens de uma porção específica do corpo resultou em uma maior resolução no processamento das imagens utilizando um software análise do contorno, compensando a ausência de informações advindas de outras regiões do corpo. De fato, alguns estudos sugerem o uso de regiões específicas para aumento da probabilidade de reconhecimento e acurácia na obtenção de marcas distintivas (Domeier & Nasby-Lucas 2006).

Além de uma maior resolução nas comparações, o uso de regiões específicas resultou em maior velocidade nos registros, sendo que para se registrar todas as partes do corpo de um indivíduo exige-se mais tempo, aumentando o risco de perturbação e fuga do indivíduos durante o processo. Além disso, nem todas as partes podem ser igualmente acessadas, uma vez que depende fortemente da posição do animal. Por exemplo, em muitas ocasiões as nadadeiras peitorais se mostraram parcialmente soterradas em animais em repouso, e ainda não são facilmente registradas em animais ativos, dificultando a obtenção das margens e contornos. No caso da nadadeira caudal, essa também depende da posição corpórea do animal em repouso, uma vez que pode se apresentar dobrada ou escondida,

comprometendo um registro adequado. É importante ressaltar também que muitos animais não tiveram as nadadeiras apropriadamente registradas em foto e/ou vídeo, seja por se mostrarem perturbados, evitando aproximação do mergulhador, ou estarem ativos não permitindo a aproximação e, em menor número, pela posição corporal, em especial em animais em repouso no interior de locas e/ou cavernas de difícil acesso.

Em resumo, o uso do software I³S para identificação de marcas nas imagens registradas se mostrou de grande valia para acelerar a detecção de reavistagens. No entanto, tal ferramenta se mostrou dependente da experiência do pesquisador na obtenção das imagens e da conferência final pelo pesquisador, visto que a taxa de correspondência imediata foi de apenas 37,66%. Ao mesmo tempo, para grandes bancos de imagens, onde a busca foto a foto fica inviável, a busca dentre os top 50 se mostrou eficiente para 83,1% dos casos, agilizando, portanto, o processo de reconhecimento de indivíduos.

5.4. Reavistagens e deslocamentos

Além das estimativas de tamanho populacional, o uso da foto identificação para análise de reavistagens sinalizou deslocamento de indivíduos entre piscinas dentro de uma mesma expedição. A tendência de relação linear entre o deslocamento e o CT dos indivíduos, comprovada por GAM, mostra que os indivíduos que não se deslocaram, apresentam menor tamanho, sugerindo que a fidelidade de habitat dos tubarões-lixia do Atol das Rocas pode estar relacionada ao tamanho do indivíduo. Além disso, 84,6% dos indivíduos que foram reavistados nas mesmas piscinas durante a expedição estavam em piscinas fechadas. Já os indivíduos que apresentaram deslocamento entre piscinas abertas e fechadas apresentaram maiores tamanhos, o que indica que a laguna central e as piscinas abertas podem configurar ambientes mais transicionais, de conexão entre sítios de alimentação, reprodução e/ou refúgio. Ou seja, os indivíduos menores tendem a ficar em piscinas fechadas e se deslocarem menos. O que indica a importância das piscinas fechadas para refúgio de juvenis ou a exclusão competitiva contra animais maiores das regiões mais interessantes. Já os indivíduos maiores aparentemente exploram mais o ambiente, visto que suas avistagens em diferentes piscinas reforçam a hipótese de que durante a maré alta eles apresentam uma área de vida mais extensa. Como foram obtidas poucas reavistagens de um mesmo indivíduo dentro da mesma expedição (máximo 3), não é possível inferir detalhes mais aprofundados sobre áreas de vida preferenciais ou fidelidade de sítio (Chapman *et al.* 2015).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao fim desse trabalho, foi possível concluir que a foto-identificação é uma metodologia eficiente de diferenciação de indivíduos da espécie *Ginglymostoma cirratum*, a ser utilizada para estimadores populacionais e no uso de hábitat, principalmente em curtos intervalos de tempo, e ambientes de baixa profundidade e alta visibilidade. Ademais, o uso do software I³S se mostrou uma excelente ferramenta para a otimização do processo de identificação e aumento da acurácia de reavistagens.

A população amostrada é predominantemente de fêmeas juvenis. Além disso, foi possível concluir que existe uma segregação espacial por tamanho entre os indivíduos da espécie. Também foi possível observar o maior uso da laguna central durante o período reprodutivo, e o aumento no comprimento total dos indivíduos que a utilizam, assim como as piscinas abertas nesse período.

Embora tenha sido identificado uma redução no tamanho populacional de tubarões-lixia da parte interna da Reserva Biológica do Atol das Rocas, este ainda é o maior sítio populacional conhecido no Brasil, por isso, os dados aqui apresentados devem ser utilizados como base para que novos estudos com diferentes metodologias sejam realizados a fim de aprimorar estratégias de conservação para a população remanescente.

É importante frisar que os resultados obtidos refletem a população de tubarões-lixia que ocupa a parte interna do Atol das Rocas e que o estudo foi realizado em um período de tempo relativamente restrito, assim, padrões comportamentais e de utilização dos habitats da Rebio podem ser ampliados para outros períodos do ano e condições ambientais mais variadas (e.g. ciclos de maré, período noturno, micro habitats).

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFONSO, A. S., ANDRADE, H. A. & HAZIN, F. H. V. (2014). Structure and dynamics of the shark assemblage off Recife, Northeastern Brazil. *PLoS ONE*, 9(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102369>
- AFONSO, A. S., CANTARELI, C. V., LEVY, R. P. & VERAS, L. B. (2016). Evasive mating behaviour by female nurse sharks, *Ginglymostoma cirratum* (Bonnaterre, 1788), in an equatorial insular breeding ground, 14(December). <http://doi.org/10.1590/1982-0224-20160103>
- AGRA, G. (2009). Organização Social De Elasmobrânquios Na Reserva Biológica Do Atol Das Rocas, Brasil. Universidade Federal de Pernambuco.
- AUGER-METHE, M. & WHITEHEAD, H. (2007). The use of natural markings in studies of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). *Marine Mammal Science* 23, 77–93.
- BAILEY, N.T.J. (1951). On estimating the size of mobile populations from capture–recapture data. *Biometrika* 38: 293–306.
- BEGON, M. (1979). Investigating animal abundance: Capture-Recapture for Biologists. Edward Arnold, London.
- BRASIL. Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção – Peixes e invertebrados aquáticos. Brasília: Diário Oficial da União, n o 245, 18 dez. 2014. Seção 1.
- BURAY, N., MOURIER, J., PLANES, S. & CLUA, E. (2009). Underwater photo-identification of sicklefin lemon sharks, *Negaprion acutidens*, at Moorea (French Polynesia). *Cybium*, 33(1), 21–27.
- CARRIER, J. C., PRATT, H. L. Jr. & MARTIN, L. K. (1994). Group reproductive behavior in free-living nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*. *Copeia* 1994: 646–656.
- CASTRO, A. L. F. & ROSA, R. S. 2005. Use of natural marks on population estimates of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, at Atol das Rocas Biological Reserve, Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 72, 213–221.
- CASTRO, J. I. (2000). The biology of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, off the Florida east coast and the Bahama Islands. *Environmental Biology of Fishes*, 58, 1–22. <https://doi.org/10.1023/A:1007698017645>.
- CASTRO, J. I. 2009. Observations on the reproductive cycles of some viviparous North American sharks. *Aqua* 15:205–222.
- CEPSUL/ICMBIO. 2016. Avaliação do risco de extinção dos elasmobrânquios e quimeras no Brasil: 2010-2012.
- CHAPMAN, D. D., FELDHEIM, K. A., PAPASTAMATIOU, Y. P. & HUETER, R. E. (2015). There and Back Again: A Review of Residency and Return Migrations in Sharks, with Implications for Population Structure and Management. *Annual Review of Marine Science*, 7(1), 547–570. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015730>

- CLARK, E. (1963). The maintenance of sharks in captivity, with a report on their instrumental conditioning. In: Gilbert, P.W. (Ed.), *Sharks and Survival*. DC Heath, Boston, pp. 115–150.
- CLIFF, G., VAN DER ELST, R.P., GOVENDER, A., WITTHUHN, T.K. & BULLEN, E.M. (1996). First estimates of mortality and population size of white shark on the South African coast. pp. 393–400.
- COMPAGNO, L. J. V. (2001). *Sharks of the World: An Annotated and Illustrated Catalogue of Shark Species Known to Date. Volume 2. Bullhead, Mackerel and Carpet Sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes)*. FAO Fisheries and Aquaculture, Roma.
- COMPAGNO, L.J.V. (1984). *FAO Species Catalogue, Vol. 4, Parts 1 and 2: Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of shark species know to date*. FAO Fisheries and Aquaculture, Roma.
- CORCORAN, M. J. & GRUBER, S. H. (1999). The use of photo-identification to study the social organization of the spotted eagle ray, *Aetobatus narinari*. *Bahamas Journal of Science* 11, 21–27.
- DENT, F. & CLARKE, S. (2015). State of the global market for shark products. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 590, Roma, p.6-7.
- DIGGLE, P.J., HEAGERTY, P., LIANG, K. Y., ZEGER, S. L. (2002) *The analysis of longitudinal data*. Oxford University Press, Oxford, p. 379.
- DOMEIAR, M. & NASBY-LUCAS, N. (2006). Annual re-sightings of photographically identified white sharks (*Carcharodon carcharias*) at an eastern Pacific aggregation site (Guadalupe Island, Mexico). *Marine Biology* 150, p.977–984.
- DULVY, N.K., FOWLER, S.L., MUSICK, J.A., CAVANAGH, R.D., KYNE, P.M., HARRISON, L.R., CARLSON, J.K., DAVIDSON, L.N., FORDHAM, S.V., FRANCIS, M.P., POLLOCK, C.M., SIMPFENDORFER, C.A., BURGESS, G.H., CARPENTER, K.E., COMPAGNO, L.J., EBERT, D.A., GIBSON, C., HEUPEL, M.R., LIVINGSTONE, S.R., SANCIANGCO, J.C., STEVENS, J.D., VALENTI, S., WHITE, W.T., 2014. Extinction risk and conservation of the world’s sharks and rays. *eLife* 3, e00590.
- FERNANDEZ, F. (1995). Métodos Para Estimativas De Parâmetros Populacionais Por Captura, Marcação E Recaptura. *Oecologia Brasiliensis*. <https://doi.org/10.4257/oeco.1995.0201.01>
- FERREIRA, L. C., AFONSO, A. S., CASTILHO, P. C. & HAZIN, F. H. V. (2013). Habitat use of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, off Recife, Northeast Brazil: A combined survey with longline and acoustic telemetry. *Environmental Biology of Fishes*, 96(6), 735–745. <http://doi.org/10.1007/s10641-012-0067-5>
- FRANCIS, R.C., M.A. NIXON, M.E. CLARKE, S.A. MURAWSKU, and S. RALSTON. (2007). Ten commandments for ecosystem-based fisheries scientists. *Fisheries* 32:219-233
- GARLA, R. C., GADIG, O. B. F. & GARRONE-NETO, D. (2016). Movement and activity patterns of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, in an oceanic Marine

- Protected Area of the South-western Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, (September), 1–8. <https://doi.org/10.1017/S0025315416001028>
- GIGLIO, V. J., ADELIR-ALVES, J., BERTONCINI, A. A. (2014). Using scars to photo-identify the goliath grouper, *Epinephelus itajara*. Marine Biodiversity Records. 7: 1-4.
- GRUBER S.H., NELSON D.R. & MORRISEY J.F. (1988). Patterns of activity and space utilization of Lemon shark, *Negaprion brevirostris*, in a shallow Bahamian lagoon. Bulletin of Marine Science 43(1): 61-76.
- HALPERN, B.S. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? Ecological Applications 13(1): 117-137.
- HANNAN, K. M., DRIGGERS III, W. B., HANISKO, D. S., JONES, L. M. & CANNING, A. B. (2012). Distribution of the Nurse Shark, *Ginglymostoma Cirratum*, in the Northern Gulf of Mexico. Bulletin of Marine Science, 88 (1), 73–80. <https://doi.org/10.5343/bms.2011.1033>
- HASTIE, T. J., & TOSHIGAMI, R. J. (1990). Generalized additive models. Chapman and Hall, London, UK
- IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 16 jan.2017.
- JOLLY, G. M. (1965). Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. Biometrika 52:225–247.
- KARANTH, K.U. & NICHOLS, J. D. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. Ecology, 79(8): 2852–2862
- KARL, S. A., CASTRO, A. L. F. & GARLA, R. C. (2011). Population genetics of the nurse shark (*Ginglymostoma cirratum*) in the western Atlantic. Marine Biology 159, 489–498.
- KENYON, N., PHILLOTT, A. D. & ALFORD, R. A. (2009). Evaluation of the photographic identification method (PIM) as a tool to identify adult *Litoria genimaculata* (Anura: Hylidae). Herpetological Conservation and Biology 4, 403–410.
- KLIMLEY, A. P. & NELSON, D. R. (1984). Diel movement patterns of the scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) in relation to El Bajo Espiritu Santo: a refuging central-position social system, 45–54.
- KOHLER, N. E., CASEY J. G., TURNER P. A. (1998) NMFS cooperative shark tagging program, 1962-93: an atlas of shark tag and recapture data. Marine Fisheries Review 60:1–87
- LEE, K., HUVENEERS, C., GIMENEZ, O., PEDDEMORS, V., & HARCOURT, R. (2014). To catch or to sight? A comparison of demographic parameter estimates obtained from mark-recapture and mark-resight models. Biodiversity Conservation. 23, 2781–2800.
- LESTER, S.E., HALPERN, B. S., GRORUD-COLVERT, K., LUBCHENCO, J., RUTTENBERG, B. I., GAINES, S. D., AIRAMÉ, S., WARNER, R. R.. 2009.

- Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384: 33–46.
- MARSHALL, A. D. & PIERCE, S. J. (2012). The use and abuse of photographic identification in sharks and rays. *Journal of Fish Biology*, 80 (5), 1361–1379. <http://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03244.x>
- MARSHALL, A. D., DUDGEON, C. & BENNETT, M. B. (2011). Size and structure of a photographically identified population of manta rays *Manta alfredi* in southern Mozambique. *Marine Biology* 158, 1111–1124.
- MCINTYRE, F., NEAT, F., COLLIE, N., STEWART, M., FERNANDES, P. G. (2015). Visual surveys can reveal rather different 'pictures' of fish densities: Comparison of trawl and video camera surveys in the Rockall Bank, NE Atlantic Ocean. *Deep Sea Research I* 95, 67–74.
- MCKIBBEN, J.N. & NELSON, D.R. (1986). Patterns of movement and grouping of gray reef sharks, *Carcharhinus amblyrhynchos*, at Enewetak, Marshall Islands. *Bulletin of Marine Science* 38: 89-110.
- MEEKAN, M. G., BRADSHAW, C. J. A., PRESS, M., MCLEAN, C., RICHARDS, A., QUASNICHKA, S. & TAYLOR, J. G. (2006). Population size and structure of whale sharks (*Rhincodon typus*) at Ningaloo Reef, Western Australia. *Marine Ecology Progress Series* 319, 275–285.
- PRATO, G., THIRIET, P., DI FRANCO, A. & FRANCOUR, P. (2017). Enhancing fish underwater visual census to move forward assessment of fish assemblages: an application in three Mediterranean marine protected areas. *PLoS ONE* 12, e0178511. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178511>
- PRATT, H. L. JR., PRATT, T. C., MORLEY, D., LOWERRE-BARBIERI, S., COLLINS, A., CARRIER, J. C., HART, K. M. & WHITNEY, N. M. (2018). Partial migration of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum* (Bonnaterre), from the Dry Tortugas Islands. *Environmental Biology of Fishes* 101(4), 515–530. <http://doi.org/10.1007/s10641-017-0711-1>
- PRATT, H. L. JR. & CARRIER, J.C. (2001). A review of elasmobranch reproductive behavior with a case study on the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*. *Environ. Biol. Fish.* 60: 157–188.
- REISSER, J., PROIETTI, M., KINAS, P. & SAZIMA, I. (2008). Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tag loss. *Endangered Species Research* 5: 73–82.
- ROHNER, C. A., RICHARDSON, A. J., MARSHALL, A. D., WEEKS, S. J. & PIERCE, S. J. (2011). How large is the world's largest fish? Measuring whale sharks *Rhincodon typus* with laser photogrammetry. *Journal of Fish Biology*, 78 (1), 378–385. <http://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02861.x>
- ROHNER, C. A., RICHARDSON, A. J., PREBBLE, C. E. M., MARSHALL, A. D., BENNETT, M. B., WEEKS, S. J. & PIERCE, S. J. (2015). Laser photogrammetry

- improves size and demographic estimates for whale sharks. PeerJ, 3 (Smith 1828), e886. <http://doi.org/10.7717/peerj.886>
- ROSA, R.S. & R.L. MOURA. (1997). Visual assessment of reef fish community in the Atol das Rocas Biological Reserve, off Northeastern Brazil. Proc. 8th Int. Coral Reef Symp. 1: 983–986.
- ROSA, R.S., CASTRO, A.L.F., FURTADO, M., MONZINI, J. & GRUBBS, R.D. (2006). *Ginglymostoma cirratum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T60223A12325895. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T60223A12325895.en> Acesso em: 16 jan .2017.
- SANTANDER-NETO, J., SHINOZAKI-MENDES, R. A., SILVEIRA, L. M., JUCÁ-QUEIROZ, B., FURTADO-NETO, M. A. A. & FARIA, V. V. (2011). Population structure of nurse sharks, *Ginglymostoma cirratum* (Orectolobiformes), caught off Ceará State, Brazil, south-western Equatorial Atlantic. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 91(6), 1193–1196. <https://doi.org/10.1017/S0025315410001293>
- SCHNABEL, Z.E. (1938). The estimation of total fish populations of a lake. The American Mathematical Monthly, 45: 348-352.
- SEBER, G. A. F. (1965). A note on the multiple recapture census. Biometrika, 52: 249-259.
- SEBER, G. A. F. (1982). The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters. 2ª Edição. Charles Griffin & Co Ltd. Londres. p.654.
- SEBER, G.A.F. (1986). A review of estimating animal abundance. Biometrika. 42: 267–292.
- SPEED, C. W., MEEKAN, M. G., FIELD, I. C., MCMAHON, C. R., BRADSHAW, C. J. A. (2012). Heat-seeking sharks: support for behavioural thermoregulation in reef sharks. Marine Ecology Progress Series 463:231-244. <https://doi.org/10.3354/meps09864>
- STATSOFT (2005). Statistica: data analysis software system, version 7.1 [software]. Tulsa: StatSoft, 2005. Available from: www.statsoft.inc.
- WALLMANN, H. L., BENNETT, W. A. (2006). Effects of parturition and feeding on thermal preference of Atlantic stingray, *Dasyatis sabina* (Lesueur). Environmental Biology of Fishes 75: 259–267.
- WARD-PAIGE, C. A., MORA, C., LOTZE, H. K., PATTENGILL-SEMMENS, C., MCCLENACHAN, L., ARIAS-CASTRO, E., & MYERS, R. A. (2010). Large-scale absence of sharks on reefs in the greater-caribbean: A footprint of human pressures. PLoS ONE, 5(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011968>