

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E
CONSERVAÇÃO NOS TRÓPICOS

RAISSA SARMENTO PEREIRA

**CONSERVAÇÃO DAS AVES MARINHAS EM ABROLHOS, BAHIA, BRASIL:
VIABILIDADE POPULACIONAL DE *PHAETHON AETHEREUS* E PADRÕES DE
FORRAGEAMENTO E USO DO MAR DE *SULA* SPP.**

Maceió–AL

2014

RAISSA SARMENTO PEREIRA

CONSERVAÇÃO DE AVES MARINHAS EM ABROLHOS, BAHIA,
BRASIL: VIABILIDADE POPULACIONAL DE *PHAETHON AETHEREUS* E
PADRÕES DE FORRAGEAMENTO E USO DO MAR DE *SULA* SPP.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

Orientador: Prof. Dr. Marcio Amorim Efe

Maceió-AL

2014

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecária Responsável: Maria Auxiliadora G. da Cunha

P436c Pereira, Raissa Sarmento.

Conservação das aves marinhas em Abrolhos. Bahia, Brasil :
viabilidade populacional de *Phaethon Aethereus* e padrões de
forrageamento e uso do mar de *Sula spp.* / Raissa Sarmento Pereira. –
2014.

84 f. : il.

Orientador: Marcio Amorim Efe.

Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação nos
Trópicos) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências
Biológicas e da Saúde. Maceió, 2014.

Inclui bibliografias.

1. Aves marinhas - Brasil. 2. Conservação ambiental - Brasil.
3. Predação. 4. Rastreamento satelital - Brasil. I. Título.

CDU: 598.4(81)

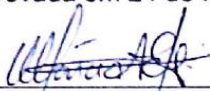
Folha de aprovação

Raissa Sarmento Pereira

VIABILIDADE POPULACIONAL DE *Phaethon aethereus* E
PADRÕES DE FORRAGEAMENTO E USO DO MAR DE Sula
spp. EM ABROLHOS, BAHIA, BRASIL.

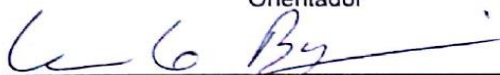
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

Dissertação aprovada em 24 de fevereiro de 2014.

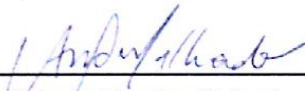


Prof. Dr. Márcio Amorim Efe - UFAL

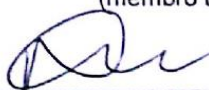
Orientador



Prof. Dr. Leandro Bugoni – FURG
(membro titular)



Profa. Dra. Ana Cláudia Mendes Malhado – UFAL
(membro titular)



Prof. Dr. Richard James Ladle – UFAL
(membro titular)

MACEIÓ - AL
Fevereiro / 2014

Dedico esse trabalho às aves, dedico simplesmente por terem me encantado infinitamente.

Dedico-o também a todos aqueles que de alguma forma estiveram comigo durante essa trajetória.

E a todas as pessoas que a partir de agora possam vir a ler esse trabalho e usá-lo para alguma ação positiva no mundo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço profundamente a todos aqueles que de alguma maneira me trouxeram incentivo e inspiração para a realização desse trabalho.

Ao Professor Dr. Márcio Amorim Efe, pela orientação, pela confiança depositada em mim, e pela ajuda sempre presente em campo;

Ao Professor Dr. Daniel Brito, pela disponibilidade em me receber durante duas semanas no Laboratório de Ecologia Aplicada e Conservação, obrigada pela atenção, pelo aprendizado e por todas as revisões feitas em meu trabalho;

Ao Professor Dr. Flávio Quintana, por tornar possível minha estadia no Centro Nacional Patagônico – CENPAT e pelas ricas discussões sobre meu trabalho;

À Doutora Agustina Gómez Laich que me orientou durante todo o tempo na Argentina, pela ajuda imensurável na análise dos meus dados espaciais e na construção dos meus mapas. Agradeço especialmente pela paciência e carinho durante as incansáveis aulas de R.

À Professora Ana Malhado por todo o incentivo, conversas e ajuda durante todo o mestrado;

À Berna, por todo o carinho e ajuda de campo durante as duas idas à Abrolhos;

À AVIDEPA pela parceria durante todo o tempo de coleta em Abrolhos;

À minha irmã querida que sempre me ajudou tanto com as revisões do inglês de todo o texto;

À Analice Souza por todas as revisões feitas no texto, pela ajuda prática e emocional durante todo o meu mestrado. Agradeço de todo o coração por todas as coisas bonitas trocadas;

Aos meus companheiros de casa Ruan e Carol, por todo o carinho compartilhado, pela vivência do dia-a-dia, pelas risadas e desesperos vividos ao longo desses dois anos de Pós e pela ajuda mutua em nossos trabalhos;

À Tia Corrinha e Tia Karlison por todo o carinho recebido durante todas as minhas temporadas em Maceió;

À minha tão amada família por todo o carinho e paciência durante esse tempo tão conturbado de minha vida. Agradeço imensamente por todo o apoio, incentivo e por literalmente tornarem possível a realização desse trabalho;

Ao Galego por ter estado comigo sempre e vivido na pele todos os meus desesperos e mudanças nessa etapa da minha vida;

Agradeço finalmente ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro durante todo período de desenvolvimento e execução do mestrado.

SUMÁRIO

1. Apresentação.....	9
Referências	11
2. Revisão da literatura.....	13
2.1 Conservação de Aves Marinhas	13
2.2 Espécies exóticas	14
2.3 Análise de viabilidade de populações	15
2.4 Padrões de forrageamento e uso do mar em aves marinhas	17
2.5 Área de estudo	21
2.5.1 O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAM).....	21
2.6 Espécies estudadas	22
2.6.1 Phaethontidae.....	22
2.6.2 Rabo-de-palha-de-bico-vermelho, <i>Phaethon aethereus</i>	22
2.7 Sulidae.....	25
2.7.1 Atobá-mascarado, <i>Sula dactylatra</i>	26
2.7.2 Atobá-marrom, <i>Sula leucogaster</i>	27
Referências	28
3. Predation by invasive rats as a threat to the viability of the red-billed tropicbird (<i>Phaethon aethereus</i>) in South Atlantic Ocean.	41
3.1 Abstract.....	42
3.1.1 Resumo	42
3.2 Introduction	43
3.3 Methods.....	44
3.4 Results	48
3.5 Discussion	48
3.6 Acknowledgements.....	51
Referências	51
3.7 Tables	56
3.8 Figures	58
4. Foraging behavior and at- sea distribution of <i>Sula</i> spp. in the South Atlantic Ocean, Bahia, Brazil	61
4.1 Abstract.....	62
4.2 Introduction	62
4.3 Methods.....	64
4.4 Results	66
4.5 Discussion	68
4.6 Acknowledgements.....	71
Referências	72
4.7 Tables	77
4.8 Figures	79
5. Conclusões Gerais	83

1 APRESENTAÇÃO

Dentro do ecossistema marinho, as aves marinhas destacam-se por ser um grupo carismático e bem estudado por pesquisadores no âmbito global (Weimerskirch 2001). Das 346 espécies existentes, 28% estão em risco de extinção e 10% são listadas globalmente como quase ameaçadas (Croxall *et al.* 2012). No Brasil, as aves marinhas representam uma grande porção (10,5%) da lista de animais ameaçados (Olmos 2005) e estão sujeitas a ameaças não apenas em seu período reprodutivo, mas também no momento de forrageio, onde dependem de grandes extensões do ambiente marinho para sua alimentação (Weimerskirch *et al.* 2005). Além disso são afetadas por diversos impactos, tais como degradação e perda de seus habitats de nidificação (BirdLife International 2008), introdução de predadores exóticos e poluição marinha (Votier *et al.* 2005; Jones *et al.* 2008), interação e competição com a pesca comercial (Bugoni *et al.* 2008; Anderson *et al.* 2011), impactos de exploração e turismo (Burger & Gochfeld 1993) assim como mudanças climáticas (Chambers *et al.* 2011).

Neste sentido, enquanto algumas ameaças, tais como mudanças de rota ou de distribuição da fauna exigem uma ampla mobilização mundial para que ocorra uma mudança efetiva, outras podem ser resolvidas com ações locais e de escala nacional (Lascelles *et al.* 2012), sendo a criação e conservação de áreas marinhas protegidas (AMPs) (Kelleher 1999) um componente resolutivo fundamental e inicial para essa ação. No Brasil, o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAM) foi a primeira unidade de conservação marinha a ser criada, em 1983 (Alves *et al.* 1997) e atualmente é um importante mantenedor da biodiversidade marinha do país, principalmente no tocante às aves (Alves *et al.* 2004). É fato, que Abrolhos abriga colônias de várias aves marinhas, tais como *Sula leucogaster*, *Sula dactylatra*, *Fregata magnificens*, *Anous stolidus*, *Onychoprion fuscatus*, *Phaethon lepturus* e *Phaethon aethereus*, que se utilizam das ilhas e seu entorno para repouso, alimentação e reprodução (Alves *et al.* 1997). No entanto, estudos sobre aves marinhas no litoral brasileiro são escassos e seu estado de conservação em longo prazo, incerto, tornando urgente a necessidade de pesquisas com enfoque na ecologia e conservação dessas aves (Efe 2008).

Além disso, as áreas marinhas protegidas são explicitamente dedicadas à proteção e manutenção da biodiversidade marinha, assim como de seus ecossistemas e recursos culturais, sendo os mesmos devidamente administrados para este fim (Kelleher 1999). No entanto, apesar da popularidade destas como ferramentas de gestão, poucas parecem cumprir seu papel (Chape *et al.* 2005). Diante desse cenário, surge uma demanda mundial por estudos que possam utilizar avaliações objetivas capazes de apontar atividades de manejo, de forma a melhorar a eficácia dos esforços de gestão e otimizar a alocação de recursos humanos e financeiros (Pomeroy *et al.* 2005). Igualmente importante, a descontinuidade espacial em ecossistemas terrestres permite a identificação direta de habitats propícios à proteção, o que não ocorre na maioria dos ecossistemas oceânicos, que são vastos em escala e muitas vezes transitórios espaço-temporalmente (Hooker & Gerber 2004). Em consequência dessa dificuldade, o tamanho de uma área protegida pode ser considerado pequeno ou ecologicamente insuficiente, principalmente quando considerados os animais com grande capacidade de movimentação, como as aves marinhas (Lascelles *et al.* 2012).

Diante do apresentado torna-se urgente um estudo capaz de integrar fatores que influenciam na capacidade de sobrevivência dessas espécies, a fim de prever a viabilidade das populações e adquirir ferramentas eficientes para sua conservação. A partir dessa perspectiva, o presente trabalho abrange a temática da conservação de três espécies de aves marinhas residentes no Arquipélago de Abrolhos. Essa dissertação é apresentada em três capítulos, sendo o primeiro de cunho introdutório constituído por uma revisão bibliográfica. O segundo capítulo avalia a probabilidade de extinção e estima os efeitos de ameaças sobre a população do rabo-de-palha-de-bico-vermelho, *P. Aethereus*, no Arquipélago de Abrolhos, Brasil. O terceiro capítulo define durante a época reprodutiva, locais e padrões de forrageamento das duas espécies de atobás (*S. dactylatra* e *S. leucogaster*) residentes no Arquipélago de Abrolhos, Brasil.

REFERÊNCIAS

- ALVES, V. S. et al. Aves do Arquipélago dos Abrolhos, Bahia, Brasil. **Ararajuba**, v. 5, p. 209-218. 1997.
- ALVES, V. S. et al. Aves marinhas de Abrolhos. In: BRANCO J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: UNIVALI, 2004. p. 213-232.
- ANDERSON, O.R.J .et al. Global seabird bycatch in longline fisheries. **Endangered Species Research**, v. 14, p. 91-106. 2011.
- ANTAS, P. T. Z. Status and conservation of seabirds breeding in Brazilian waters. In: CROXAL, J.P (Ed.). **Seabird status and conservation: a supplement**. Cambridge, ICBP Technical Publication. p. 140-158. 1991.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. **State of the world's birds: indicators for our changing world**. Cambridge, BirdLife International. 2008.
- BUGONI, L. et al. Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. **Endangered Species Research**, v. 5, p. 137-147. 2008.
- BURGER, J.; GOCHFELD, M. Tourism and short-term behavioural responses of nesting masked, red-footed, and blue-footed, boobies in the Galapagos. **Environmental Conservation**, v. 20, p. 255-259. 1993.
- CHAMBERS, L. E. et al. Observed and predicted effects of climate on Australian seabirds. **Emu**, v. 111, p. 235-251. 2011.
- CHAPE, S. et al. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 360, p. 443-455. 2005.
- CROXALL, J. P. et al. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. **Bird Conservation International**, v. 22, p. 1-34. 2012.
- EFE, M. A. *Phaethon aethereus*; *P. lepturus*. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Org.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília, Fundação Biodiversitas, v. 2, p. 414-417. 2008.
- HOOKE, S.K.; GERBER, L.R. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. **American Institute of Biological Sciences**, v. 54, p. 27-39, 2004.
- JONES, H.P. et al. Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. **Conservation Biology**, v. 22, p. 16–26. 2008.

- KELLEHER, G. **Guidelines for MPAs**. Switzerland and Cambridge, IUCN. 1999.
- LASCELLES, B. G. et al. From hotspots to site protection: identifying marine protected areas for seabirds around the globe. **Biological Conservation**, v. 156, p. 5-14. 2012.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Instrução normativa MMA de 27 de maio de 2003**. DISPONÍVEL EM: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 31/01/2014.
- OLMOS, F. Aves ameaçadas, prioridades e políticas de conservação no Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 3, p. 21-42. 2005.
- POMEROY, R. S. et al. How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. **Ocean & Coastal Management**, v. 48, p. 485-502. 2005.
- VOTIER, S. C. et al. Oil pollution and climate have wide-scale impacts on seabird demographics. **Ecology Letters**, v. 8, p. 1157-1164. 2005.
- WEIMERSKIRCH, H. Seabird demography and its relationship with the marine environment. In: E. A. SCHREIBER; BURGER J. (Ed.). **Biology of marine birds**. Boca Raton, CRC Press. p.113-132. 2001.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. Foraging strategy of a tropical seabird, the red-footed booby, in a dynamic marine environment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 288, p. 251-261. 2005.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. Relationship between reversed sexual dimorphism, breeding investment and foraging ecology in a pelagic seabird, the masked booby. **Oecologia**, v. 161, p. 637-649. 2009.
- YOUNG, H.S. et al. Resource partitioning by species but not sex in sympatric boobies in the central Pacific Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 403, p. 291-301. 2010.

2 Revisão da literatura

2.1 Conservação de Aves Marinhas

Um dos principais desafios para a pesquisa e conservação das aves marinhas é entender a dinâmica de suas populações e os diferentes impactos causados pelas variações ambientais e pelas atividades antrópicas a que estão submetidas (Croxall *et al.* 2012). As aves marinhas apresentam considerável variabilidade em seu comportamento, em sua ecologia, história de vida e demografia (Hamer *et al.* 2001; Weimerskirch 2002) e respondem às mudanças nas condições do ambiente marinho em curto e longo prazo (Sydeman *et al.* 2009).

É fato, que o impacto humano nas últimas quatro décadas foi responsável pelo declínio populacional de muitas espécies e pela diminuição da cobertura original de diversos habitats (Butchart *et al.* 2010). Assim, nos últimos 2.000 anos, aproximadamente 25% das aves do mundo foram extintas (Steadman 1995), sendo o crescimento populacional humano e seu aumento na demanda de recurso, os principais responsáveis por esse impacto (Boersma *et al.* 2002). Nesse sentido, distúrbios como a captura incidental e a poluição costeira representam impactos capazes de causar o declínio de populações, já que são capazes de gerar mortalidade em massa em uma escala de tempo reduzida (Croxall *et al.* 2012). Portanto, estima-se que um quarto do estoque de peixes marinhos de que as aves marinhas são dependentes estão sendo superexplorados pela pesca (Furness *et al.* 2007).

Da mesma forma, em uma revisão feita por Croxall *et al.* (2012), foi observado que as aves marinhas são mais ameaçadas do que qualquer outro grupo de aves com o mesmo número de espécies e quase 30% delas são consideradas globalmente ameaçadas. Neste mesmo trabalho, os autores também observaram que as espécies pelágicas são mais ameaçadas do que as costeiras e por isso tendem a mostrar um maior declínio populacional (com 52% *versus* 33%). Além disso, práticas de conservação no ecossistema marinho são raras quando

comparadas ao ambiente terrestre (Wood *et al.* 2008). Neste sentido, a Convenção da Diversidade Biológica (CDB) sugere que até 2010 sejam protegidas 10% das eco-regiões oceânicas (incluindo áreas marinhas e costeiras, CDB 2006). Contudo, apenas pouco mais de 1% foram designadas como Áreas Marinhas Protegidas (AMP's, Wood *et al.* 2008). Além disso, a grande maioria das AMP's são pequenas, em áreas costeiras e focadas, principalmente, em habitats bentônicos (Game *et al.* 2009). Mesmo assim, ainda são consideradas ferramentas chave para a conservação da biodiversidade marinha (Chuenpagdee *et al.* 2013; Lascelles *et al.* 2012; Weaver & Johnson 2012) tão ameaçada por distúrbios antropogênicos tais como a degradação e perda de habitat, a poluição marinha, as mudanças climáticas e as doenças (BirdLife International 2008; Wilcove *et al.* 1998). Além disso, uma das maiores ameaças à biodiversidade e à dinâmica dos ecossistemas é a introdução de espécies exóticas (Kolar & Lodge 2001; Pimentel *et al.* 2005; Allen *et al.* 2009).

2.2 Espécies exóticas

Espécies exóticas são inseridas nos ambientes através de atividades humanas tais como agricultura, aquicultura, recreação e transporte (Kolar & Lodge 2001). No entanto, a persistência dessas espécies no ambiente invadido depende das características específicas da própria espécie e da condição ambiental encontrada (Kolar & Lodge 2001) podendo tornar-se uma espécie invasora sempre que o habitat for impactado negativamente (CDB 2010; McGeoch *et al.* 2010).

Assim, uma vez estabelecidas as espécies exóticas invasoras competem por recurso com as espécies nativas e em sua maioria apresentam melhor desempenho, já que seus predadores naturais não estão presentes (Leão *et al.* 2011). Desta forma, esse tipo de competição pode alterar ecossistemas naturais e levar à extinção de espécies (Reinthal & Kling 1997). É fato que, dentre todas as extinções ocorridas nos últimos 500 anos, 75% delas ocorreram em ilhas afetando vertebrados terrestres e mais de 66% afetando plantas (Sax & Gaines 2008). Além disso, que espécies nativas residentes de ilhas oceânicas são ainda mais susceptíveis devido ao tamanho populacional pequeno, distribuição limitada, pequena disponibilidade de recurso e falta de adaptação a predadores (Fernandez

2004; Leão *et al.* 2011). Dessa forma, a introdução de mamíferos em ilhas tem causado impactos desproporcionais nas espécies insulares (Clout & Russell 2006).

Neste sentido, dentre os seis mamíferos invasores mais devastadores está o rato, *Rattus rattus* (Russell & Le Corre 2009), uma espécie capaz de exercer forte efeito na predação de ovos e filhotes de aves marinhas (Leão *et al.* 2011). Eles possuem estratégias generalistas de forrageamento e alta adaptabilidade a novos ambientes o que caracteriza seu sucesso como invasor de ilhas (Jones *et al.* 2008). Segundo Towns *et al.* (2006), os ratos são os maiores causadores de impactos em populações de aves marinhas pois ocorrem em 90% de todas as ilhas, sendo responsáveis, inclusive, pelo declínio populacional de diversas espécies (Atkinson 1985). Em uma revisão feita por Jones *et al.* (2008) em 94 estudos que observaram os efeitos dos ratos nas aves marinhas foi observado que 10 populações de aves marinhas foram extirpadas após a introdução de ratos. O impacto foi observado tanto em aves pequenas (de 27 g) como em aves com mais de 2 kg, com variações filogenéticas, comportamentais e morfológicas (Jones *et al.* 2008).

Portanto, a erradicação de ratos invasores em ilhas passou a ser uma ferramenta altamente eficaz para a conservação das aves marinhas, tendo sido aplicada com sucesso em 318 campanhas ao redor do mundo (Howald *et al.* 2007). De acordo com Russell & Le Corre (2009), a erradicação serve como medida mitigadora imediata do impacto desses invasores mamíferos sobre as espécies nativas. No entanto, é necessário definir a melhor estratégia de ação e avaliar previamente cada situação e suas condições ambientais (Leão *et al.* 2011). Portanto, o desenho eficiente de estratégias de conservação passa pela obtenção de dados consistentes sobre a história de vida das espécies (Begon *et al.* 2006) e pela previsão do futuro de suas populações (Boyce 1992).

2.3 Análise de viabilidade de populações

Neste sentido, esta previsão pode ser realizada a partir de modelos matemáticos já bastante reconhecidos, como a análise de viabilidade populacional (AVP) (Boyce 1992). Essa é uma das análises mais eficazes para avaliar a

vulnerabilidade de uma população e o risco de extinção da mesma (Brito 2009). A AVP utiliza uma combinação de dados sobre a história de vida, demografia, e informações ambientais para modelar a dinâmica de uma população e estimar tendências populacionais (Morris & Doak 2002). Pode ser usada para comparar estratégias de manejo de acordo com seu impacto relativo na persistência de populações silvestres, comparar ameaças de acordo com seu impacto relativo nas populações, guiar decisões de políticas ambientais, bem como auxiliar no plano de manejo de áreas protegidas (Boyce 1992; Lindenmayer *et al.* 1993; Morris & Doak 2002).

Atualmente, o programa mais utilizado nas análises de viabilidade populacional ainda é o VORTEX, o qual modela os efeitos de processos determinísticos e estocásticos na dinâmica das populações de animais selvagens (Miller & Lacy 2005). Este pacote foi desenvolvido originalmente para populações de mamíferos e aves com baixa fecundidade (Miller & Lacy 2005) e vem sendo utilizado para simular a dinâmica das populações de espécies através de dados reais da história de vida das mesmas. O Vortex modela a dinâmica de populações através de eventos discretos e sequenciais (como nascimento, morte e catástrofes) que ocorrem com uma probabilidade definida (Lacy 2000). Esta probabilidade é modelada como eventos constantes ou como variáveis randômicas que seguem uma distribuição específica (Lacy 2000). O modelo realiza diversas simulações para revelar a distribuição de destinos que a população pode seguir sob um dado conjunto de condições de entrada. Assim, o Vortex simula uma dada população percorrendo uma série de eventos que descrevem o ciclo de vida típico de reprodução do organismo (Lacy 2000).

Desta forma, a AVP já provou a sua utilidade como um instrumento válido e preciso para a conservação e manejo de espécies ameaçadas (Boyce 1992; Brook *et al.* 2000). Por isso, estudos de análises de viabilidade populacional tem ampla utilização em todo o mundo (Norton 1995; Taylor 1995; Beissinger & Westphal 1998; Duca 2009). Os resultados destas análises costumam ser usados para categorizar o grau de ameaça na construção de listas de espécies ameaçadas com base nos critérios da IUCN (IUCN 2001). O *Conservation Breeding Specialist Group* (CBSG)

da *World Conservation Union* (IUCN) até o ano de 2009 já havia realizado mais de 130 análises deste tipo (CBSG 2012). Além disso, estudos importantes como os de Reed *et al.* (1998) e Brook *et al.* (2000) demonstraram a utilidade dessa análise como guia estratégico para o manejo das espécies e afirmam ser esta a melhor ferramenta que temos até o momento para abordar estas questões.

Apesar disto, no Brasil, poucas espécies de aves foram analisadas com esta ferramenta (Brito 2009). Paglia (2003) produziu estimativas de probabilidade de extinção de algumas espécies de vertebrados que ocorrem na região da Mata Atlântica do Sul da Bahia, entre elas do papagaio-chauá, *Amazona rhodocorytha*. Da mesma forma, São Bernardo (2004) avaliou o impacto da caça ilegal sobre a persistência de uma população insular de jacutingas, *Aburria jacutinga*. Além disso, Duca *et al.* (2009) apresentaram uma abordagem usada para auxiliar no manejo da população de *Neothraupis fasciata* do Cerrado brasileiro, não apenas ranqueando resultados biológicos e de viabilidade, mas incorporando custos econômicos, apresentando assim um novo fator a ser considerado nestas análises.

2.4 Padrões de forrageamento e uso do mar em aves marinhas

Igualmente importante para o desenvolvimento de medidas adequadas de conservação de aves marinhas (Boersma *et al.* 2001) são informação biológicas básicas sobre as áreas e estratégias de forrageio. No entanto, pouca informação existe disponível (Weimerskirch *et al.* 2005). Grande parte disso se deve à dificuldade de estudos com esses animais em mar aberto. No passado, a maioria dos trabalhos clássicos focaram seus esforços em estudo sobre a história de vida das aves marinhas dentro de suas colônias. Dessa forma, vários pressupostos foram derivados de estudos desenvolvidos em terra, incluindo estudos sobre fenologia de reprodução, tempo de forrageamento, taxas de entrega de alimento para a prole e dieta (Ashmole 1971; Ricklefs 1990). No entanto, atualmente, com a miniaturização dos equipamentos eletrônicos, especialmente transmissores por satélites (Jouventin & Weimerskirch 1990) e aparelhos bio-registradores, tornou-se possível examinar, com algum detalhe, como predadores lidam com a fragmentação e heterogeneidade dos recursos marinhos (Weimerskirch *et al.* 2007). Assim, a

tecnologia do Sistema de Posicionamento Global (GPS) para estudo de aves no mar vem sendo amplamente utilizada (Weimerskirch *et al.* 2002; Gremillet *et al.* 2004; Kotzerka *et al.* 2010; Le Corre *et al.* 2012), embora no Brasil ainda seja uma tecnologia pouco aproveitada.

Em adição, a tecnologia GPS está avançando rapidamente e vêm sendo produzidos dispositivos de rastreamento com tamanhos e pesos reduzidos (p.e., 24 x 14,5 x 4 mm e menos de 2g sem bateria) o que torna possível sua aplicação em espécies cada vez menores. Além disso, o rastreamento por GPS pode fornecer uma fina resolução espacial de poucos metros e tem sido usado com sucesso em uma variedade de estudos com aves marinhas (Weimerskirch *et al.* 2005; Grémillet *et al.* 2004; Hamer *et al.* 2000; Torres *et al.* 2011) e na definição de limites de áreas marinhas protegidas (Thaxter 2012) e áreas importantes para a conservação das aves (IBAS - Birdlife International 2009).

No entanto, a colocar limites em torno dos ecossistemas é muito mais difícil no meio marinho, pois as fronteiras são dinâmicas e fluidas (Hooker & Gerber 2004). Em consequência dessa dificuldade, o tamanho de uma área protegida pode ser considerado pequeno ou ecologicamente insuficiente, principalmente quando considerados os animais de grande capacidade de movimentação, como as aves marinhas (Ludynia *et al.* 2012). Nesse sentido, estudos sobre a área de vida dessa fauna podem ser úteis não apenas devido ao conhecimento gerado sobre sua ecologia, mas também para o estabelecimento de áreas-alvo e limites para áreas de proteção marinha (Le Corre *et al.* 2012). Em adição, o padrão de distribuição e comportamento de forrageio utilizado pelas aves marinhas no ambiente marinho depende principalmente da distribuição, abundância e previsibilidade de suas presas (Bell 1991). No entanto, uma série de fatores como história de vida, competição intra/interespecífica e interação com o meio são de extrema importância na determinação da forma como as espécies saem à procura de seu alimento (Ricklefs 1990).

Além disso, durante a época reprodutiva, a área utilizada para forrageio pelas aves marinhas é restrita, devido à necessidade dos adultos proverem alimento para

si e ao mesmo tempo para suas crias (Weimerskirch 2005). Portanto, essa área pode variar de acordo com o estágio do ciclo reprodutivo em que a ave se encontra (BirdLife International 2004). Em algumas espécies, como albatrozes e petréis, o padrão de distribuição no mar durante o forrageio apresenta acentuada variação entre o período de incubação e criação dos filhotes (BirdLife International 2004). Estudo realizado na ilha de Possession (Ilhas Crozet) com o albatroz-errante, *Diomedea exulans* mostra que durante o período de incubação, indivíduos podem chegar a permanecer no mar durante 10 dias (variando entre 2 e 22 dias) e percorrer longas distâncias alcançando os 3.600 km (BirdLife International 2004). Já no período de cuidado com os filhotes essa média pode reduzir pela metade. Além disso, na maioria das espécies que apresentam dimorfismo sexual, o padrão de distribuição no mar pode variar também em relação ao sexo, como no caso do petrel-gigante-do-norte, *Macronectes halli*. Essa espécie apresenta acentuado dimorfismo sexual (González-Solís 2004) e estudos sobre hábito alimentar, análise da dieta e isótopos estáveis mostraram forte segregação do nicho trófico entre machos e fêmeas da espécie (Becker *et al.* 2002; González-Solís *et al.* 2002b). Foi observado ainda segregação com relação à área e padrão de forrageio, tendo machos apresentado menor duração média de viagem, menor distância diária percorrida e menor velocidade de voo (González-Solís *et al.* 2000a,b). Por outro lado, no ambiente tropical, Mancini *et al.* (2013) não encontraram diferença significativa nas posições tróficas e áreas de forrageamento entre machos e fêmeas em nenhuma das seis espécies tropicais estudadas.

Ademais, a área escolhida para forragear pode ser afetada pela competição entre populações de uma mesma espécie que vivam em colônias vizinhas ou entre espécies que reproduzem em áreas próximas (Weimerskirch 2001). No entanto, a competição inter-específica pode ser evitada através da segregação ecológica com base na escolha do alimento (Weiss *et al.* 2009), na áreas de alimentação (Wilson 2010), pela profundidade do mergulho (Mori & Boyd 2004) ou através do horário escolhido para forragear (Wilson 2010). De certo, exemplos de segregação ecológica podem ser encontrados em atobás, os quais frequentemente são encontrados reproduzindo em simpatria com seus congêneres (Weimerskirch *et al.*

2009a; Young *et al.* 2010). Neste sentido, vários estudos demonstram que a dieta dessas espécies é bastante similar, concentrada na captura de presas como peixe-voador (Exocoetidae) e lulas (especialmente Ommastrephidae) (Harrison *et al.* 1983; Alves *et al.* 2004; Serrano & Azevedo-Junior 2005; Young *et al.* 2010). No entanto, dada a similaridade da dieta, a segregação espacial parece evitar uma possível competição entre espécies. No Atol Palmyra, na parte tropical do Oceano Pacífico, foram observadas, através de dispositivos de rastreamento GPS, diferenças pronunciadas no padrão de forrageamento das duas espécies de atobás, *Sula dactylatra* e *S. sula* (Young *et al.* 2010), sendo o mesmo observado em Galápagos entre *S. dactylatra* e *S. nebouxii* (Anderson & Ricklefs 1987).

Outrossim, área de forrageamento é ainda influenciada pela distribuição dos recursos. Essa distribuição está diretamente ligada às condições oceanográficas, tais como batimetria, temperatura da superfície do mar, produtividade primária, velocidade e direção dos ventos (Ballance *et al.* 1997; Shaffer *et al.* 2009). No entanto, as águas tropicais são consideradas menos produtivas, e menos estruturadas com relação à distribuição dos recursos do que águas temperadas e polares (Longhurst & Pauly, 1987). Dessa forma, a distribuição e abundância de presas nessa região parece ser heterogênea e imprevisível (Ashmole 1971). Igualmente importante é o fato de que estudos com aves marinhas em ambientes tropicais são menos frequentes e apresentam variação em relação ao padrão de forrageio (Weimerskirch 2007).

Quanto à identificação de possíveis fatores de risco em relação às ações antrópicas desenvolvidas fora dos limites das unidades de conservação, sabe-se que as aves marinhas têm sido um dos grupos de vertebrados mais impactados pela exploração e transporte de hidrocarbonetos (Marchioro *et al.* 2005). Esse impacto pode ser causado em decorrência de derrames deliberados ou acidentais com petroleiros, dutos e plataformas (Marchioro *et al.* 2005). Estes derrames não apenas causam a mortalidade direta de indivíduos (em alguns casos eliminando populações inteiras), mas também afetam a disponibilidade de alimento e causam contaminação crônica, com reflexos de longo prazo (Marchioro *et al.* 2005). Outro fator de risco é a pesca, especialmente quando o pescador e as aves têm como

alvo a mesma presa (Okes *et al.* 2009; Trebilco *et al.* 2010). Sabe-se que áreas de forrageamento de aves marinhas frequentemente se sobrepõem com a pesca, muitas vezes levando a efeitos negativos, como a captura incidental de aves marinhas e a competição por recursos comuns (Tasker *et al.* 2000; Montevecchi 2002; Furness 2003). Dessa forma, tais fatores podem comprometer o sucesso reprodutivo das populações de aves marinhas (Okes *et al.* 2009; Trebilco *et al.* 2010).

2.5 ÁREA DE ESTUDO

2.5.1 O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (PARNAM)

O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (Figura 1), com uma área de 87.943 hectares, foi criado pelo Decreto nº 88.218, de 6 de abril de 1983. O parque é composto por cinco ilhas, sendo elas Siriba, Sueste, Redonda, Guariba e Santa Bárbara. Esta última está sob jurisdição da Marinha do Brasil (IBAMA 1991). Além do arquipélago, o limite do PARNAM ainda engloba o Parcel dos Abrolhos e o Parcel das Paredes (IBAMA 1991). O Arquipélago dos Abrolhos, primeiro Parque Nacional Marinho brasileiro abrange o maior e mais rico complexo de recifes de coral do Oceano Atlântico Sul (Francini-Filho & Moura 2008). Possui uma diversa fauna marinha, considerada como uma das mais importantes no litoral brasileiro (Francini-Filho & Moura 2008). A avifauna do parque é composta por 33 espécies, das quais seis são espécies de aves marinhas residentes, que usam o arquipélago para descanso e reprodução (Alves *et al.* 1997). Conforme Antas (1991), o arquipélago dos Abrolhos possui a principal colônia de *P. aethereus* da costa brasileira, além de importantes populações reprodutivas de *S. dactylatra*, *S. leucogaster* e *A. stolidus*. A temperatura média anual é de 27°C e precipitação anual de cerca de 1400 mm e a temperatura média da superfície do mar fica entre 28°C e 30°C e a salinidade entre 35.0 e 37.0‰ (Macedo *et al.* 1998). O clima é tropical com duas estações distintas: período chuvoso, de janeiro a agosto e período seco no resto do ano. O arquipélago recebe de forma intensa e constante os ventos alísios de sudeste (Batistella 1996).

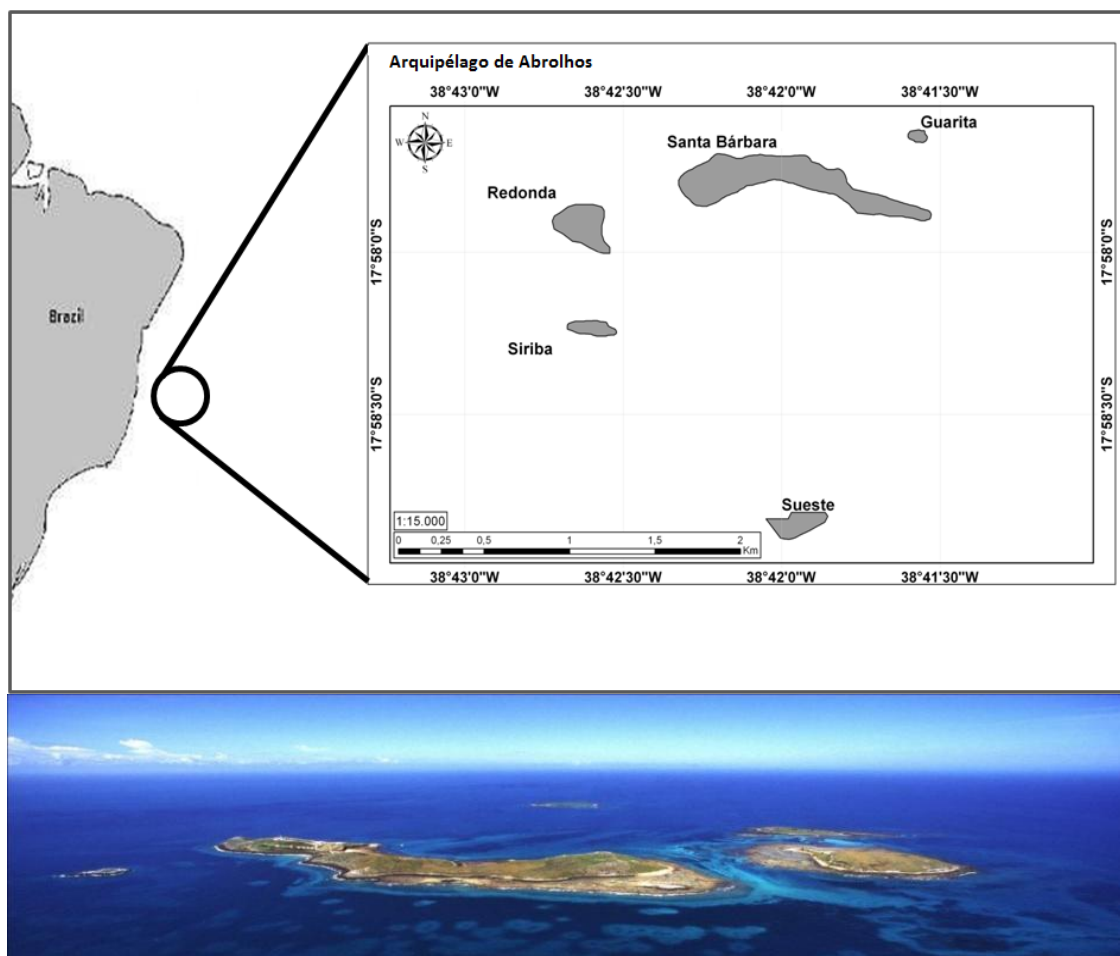


Figura 1: Arquipélago de Abrolhos, composto por 5 ilhas, localizado a aproximadamente 70 km da costa sul do Estado da Bahia, Brasil. Fonte: Mapa - Autor 2014, Imagem retirada do Google.

2.6 ESPÉCIES ESTUDADAS

2.6.1 Phaethontidae

Phaethontidae é uma família com apenas um gênero e três espécies: *Phaethon aethereus*, *P. lepturus* e *P. rubricauda* (Figura 2) (Orta 1992). Conhecidas como grazinas ou rabo-de-palhas, são aves oceânicas de médio porte e típicas de mares tropicais e subtropicais (Orta 1992). Nas Américas ocorrem e reproduzem em ilhas oceânicas ou na costa dos oceanos Atlântico e Pacífico (Orta 1992). A

característica mais marcante dessas aves é a cauda com penas centrais alongadas, de onde origina seu nome (Harrison 1985).

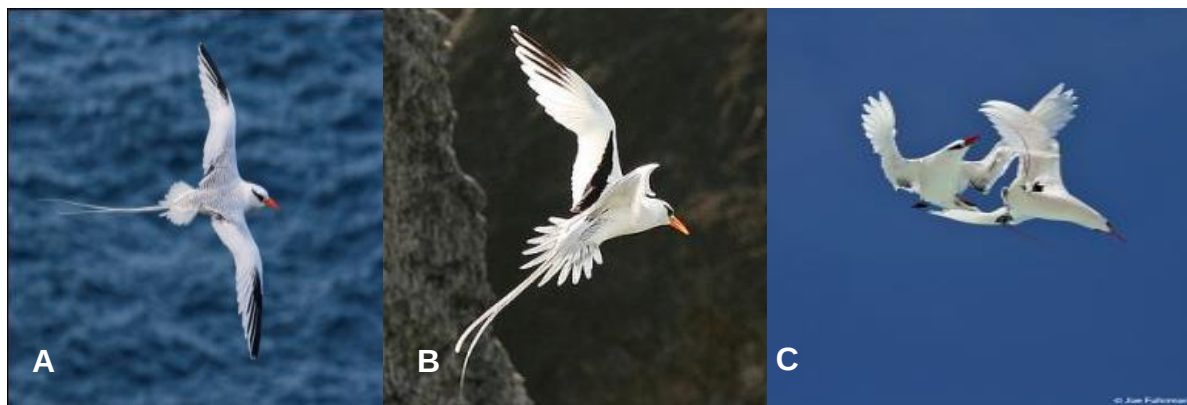


Figura 2: Espécies da família Phaethontidae. a) *Phaethon aethereus*, b) *Phaethon lepturus*, c) *Phaethon rubricauda*. Fonte: Google.

Essas aves apresentam grande capacidade de voo e mergulham a pique no mar para capturar suas presas (Sick 1997). Alimentam-se principalmente de peixes-voadores (Exocoetidae) e lulas (Ommastrephidae), assim como de outros tipos de peixes, cefalópodes e raramente de crustáceos (Orta 1992; Le Corre 1997; 2001; Ramos & Pacheco 2003; Castillo-Guerrero *et al.* 2011). Passam a maior parte do tempo sozinhas, ou em pares, voando sobre o oceano (Sick 1997).

2.6.2 Rabo-de-palha-de-bico-vermelho, *Phaethon aethereus*

No Brasil, *P. aethereus* nidifica em Fernando de Noronha, no Arquipélago de Abrolhos e ocasionalmente visita a costa do Maranhão (Sick 1997). Sua maior colônia brasileira está presente em Abrolhos (Antas 1991) onde é encontrado colocando seus ovos nas cinco ilhas, com maior concentração de ninhos na Ilha Santa Bárbara (Alves *et al.* 1997). Em Abrolhos nidificam em cavernas, nos penhascos e cavidades entre blocos de rochas no solo (Efe 2008) (Figura 3a).

Nunes *et al.* (2013) ao investigar a existência de dimorfismo sexual em *P. aethereus*, encontrou diferença significativa entre machos e fêmeas, com machos demonstrando ter tamanho de bico e asa maiores do que as fêmeas. As penas

longas da cauda são flexíveis e são usadas pela ave como sinal visual nas exhibições de corte (Orta 1992) (Figura 3b). Os pés são pequenos e totipalmados diminuindo a capacidade de movimentar-se em terra (Orta 1992). Suas asas são longas, estreitas e pontudas, o que permite um voo forte e direcionado (Harrison 1985). Apresentam uma rede de sacos aéreos cobrindo a cabeça, a garganta e o pescoço que são responsáveis por absorver o impacto no momento do mergulho da ave na água (Orta 1992).

Em alguns locais de ocorrência, como na ilha de Farallón de San Ignacio, no Golfo da Califórnia, a reprodução ocorre em épocas definidas (Castillo-Guerrero *et al.* 2011), já em outros locais, como na ilha de Ascensão, no Atlântico Sul (Stonehouse 1962) e na ilhas Daphne, em Galápagos (Snow 1965; Harris 1979) os ovos são postos durante todo o ano. Os pais alimentam os filhotes com comida semi-digerida através de regurgitação (Orta 1992). Os ovos são incubados por 42-46 dias (Stonehouse 1962; Snow 1965). Os recém-nascidos pesam cerca de 20 g e são alimentados pelos pais até adquirirem plumagem, que ocorre entre 70-91 dias (Stonehouse 1962; Orta 1992). A plumagem dos adultos é atingida com cerca de dois a três anos de idade (Orta 1992). Essas aves podem viver de 16 a 30 anos (Harrison 1985; Orta 1992).

Embora *P. aethereus* não seja globalmente considerada uma ave ameaçada, a espécie apresenta uma distribuição global restrita (BirdLife International 2013). A estimativa de sua população global é de 8.000 pares, com evidência de declínio populacional (Lee & Walsh-McGehee 2000; BirdLife International 2013). Esse declínio foi documentado em colônias residentes em Bermuda, Cuba, Ilhas Cayman, Porto Rico e Jamaica (Lee & Walsh-McGehee 2000). O gênero *Phaethon*, embora não venha sendo extinto de seus locais de reprodução, tornam-se restritos a locais inacessíveis devido ao impacto da presença humana (Lee & Walsh-McGehee 2000). Além disso, não existe nenhuma evidência histórica que indique colonização de novos locais, ou seja, esse gênero não apresentou qualquer tipo de expansão populacional desde o final do Pleistoceno (Walsh-McGehee *et al.* 1999).

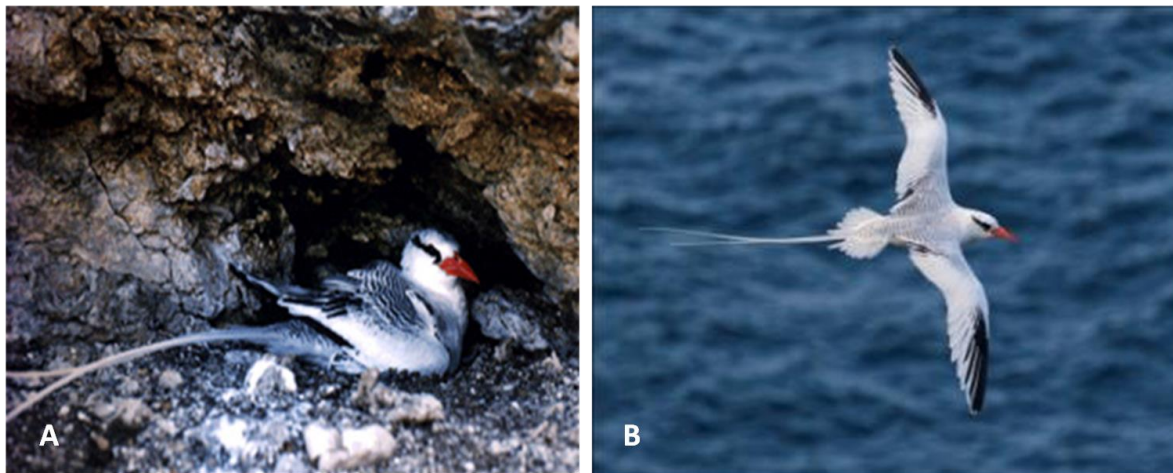


Figura 3: *Phaethon aethereus* a) nidificando em cavernas nos penhascos, b) sobrevoando o arquipélago de Abrolhos, Bahia, Brasil. Fonte: a) Autor, 2013, b) Google.

2.7 Sulidae

Existem nove espécies de sulídeos em todo o mundo (Carboneras 1992), das quais três são encontradas em ambientes temperados (*gannets*) e seis em ambientes tropicais (atobás) (Carboneras 1992). Destas, cinco são registradas no Brasil, *Morus capensis*, *M. serrator*, *Sula sula*, *S. dactylatra*, e *S. leucogaster* (CBRO 2006; Efe *et al.* 2006) e as últimas duas nidificam no Arquipélago de Abrolhos (Figura 4).

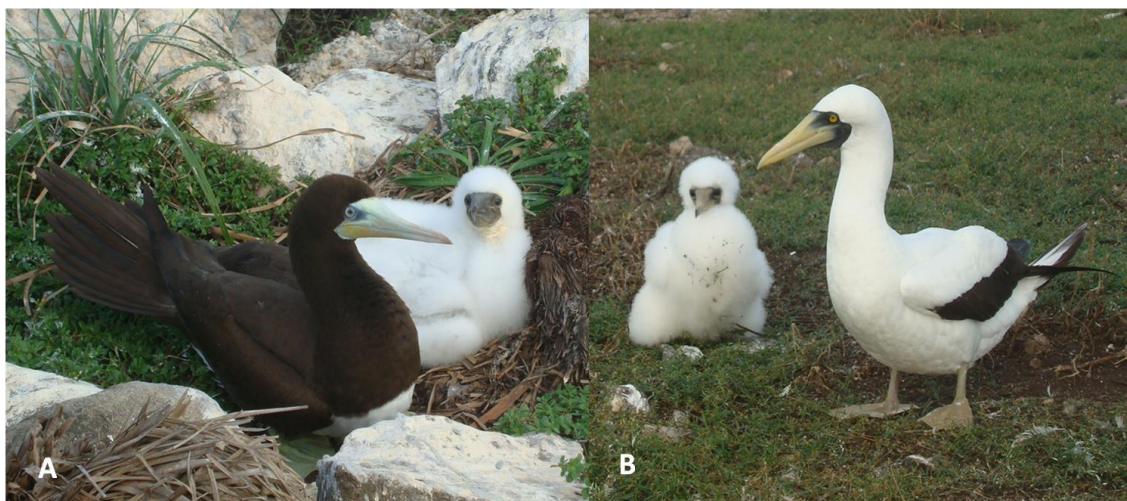


Figura 4. Espécies da família Sulidae reproduzindo no Arquipélago de Abrolhos, Bahia, Brasil: a) *Sula leucogaster* b) *Sula dactylatra*. Fonte: Autor, 2013.

2.7.1 Atobá-mascarado, *Sula dactylatra*

Sula dactylatra é uma ave com ampla distribuição pelos oceanos tropicais e subtropicais (Harrison 1983). Apresenta hábitos pelágicos e reproduz-se em ilhas oceânicas, sendo dificilmente avistados próximo à costa (Nelson 1978). No território brasileiro, as principais colônias concentram-se no Atol das Rocas, Arquipélago de Fernando de Noronha e Arquipélago dos Abrolhos, ocorrendo ocasionalmente na ilha da Trindade (Fonseca-Neto 2004). Em Abrolhos, *S. dactylatra* é considerada a mais comum e abundante dentre as aves marinhas residentes do arquipélago, com uma estimativa de 800 indivíduos reprodutores distribuídos por todas as ilhas do arquipélago (Alves *et al.* 2000). Em geral, seus ninhos são construídos em locais planos, tanto na região periférica como no interior das ilhas (Nelson 1978; Alves *et al.* 2000). Utilizam como material de construção para seus ninhos gravetos e folhas secas (Alves *et al.* 2000). A coloração do corpo é branca com asas e caudas marrom escura, íris amarela, bico e pés amarelados e uma mancha preta azulada ao redor dos olhos e na base do bico (Nelson 1978; Sick 1997). A espécie apresenta um reduzido dimorfismo sexual quando comparado com outros membros dessa família (Mancini *et al.* 2013). No entanto, as fêmeas apresentam tamanho corporal superior aos machos (Mancini *et al.* 2013) e a vocalização entre os sexos é

também diferente e fácil de ser reconhecida, sendo a do macho um assobio agudo e a da fêmea um grito grave (Nelson 1978). A fêmea põe dois ovos brancos, incubados por cerca 45 dias e ambos os sexos participam da incubação e do cuidado com o filhote (Alves *et al.* 2000). Apenas um dos filhotes sobrevive (Alves *et al.* 2000; Weimerskirch *et al.* 2009b). *Sula dactylatra* obtém suas presas mergulhando em média até dois metros de profundidade, podendo alcançar até seis metros (Weimerskirch *et al.* 2008). Forrageia de forma solitária ou em pequenos grupos (Carboneras 1992). Em estudo prévio sobre a dieta de *S. dactylatra* na região de Abrolhos (Serrano & Azevedo-Junior 2005) foi observado uma dieta preferencial de peixes das famílias Exocoetidae, Hemiramphidae e Clupeidae. Destacando-se os peixes-voadores *Cypselurus* spp. e *Prognichthys* spp., a agulha-preta *Hemiramphus brasiliensis* e a sardinha-bandeira *Ophistonema oglinum*. Em outros locais, como no Arquipélago do Havaí, estudos de ecologia alimentar registraram a presença constante de lulas (Ommastrephidae) na dieta de *S. dactylatra* e *S. leucogaster* (Harrison *et al.* 1983).

2.7.2 Atobá-marrom, *Sula leucogaster*

Sula leucogaster é considerada a espécie de menor tamanho corporal da família (Carboneras 1992). Essa espécie é tipicamente pantropical (Sick 1997). Distribui-se no continente americano influenciado pela Corrente do Golfo, ao norte, e pela Corrente do Brasil, ao sul (Jones 2001; Mellink *et al.* 2001; Chaves-Campos & Torres 2002; Branco *et al.* 2005). Na costa brasileira reproduz-se em ilhas oceânicas, como nos Penedos de São Pedro e São Paulo, Arquipélago de Fernando de Noronha, Atol das Rocas e no Arquipélago dos Abrolhos. Também é encontrado reproduzindo em ilhas costeiras, como Ilha de Cabo Frio, Cagarras, Arquipélago de Santana, Ilhas dos Currais e Ilhas Moleques do Sul (Alves *et al.* 2004; Both & Freitas 2004). Em Abrolhos, reproduz durante todo o ano, principalmente nas ilhas Sueste, Redonda e Santa Bárbara (Alves *et al.* 1997, 2000). Em julho de 1994 a população de Abrolhos foi estimada em 400 indivíduos adultos em ninhos com ovos e/ou filhotes (M.A. Efe, *com. pess.*). A espécie tem preferência por áreas periféricas das ilhas, geralmente na borda de encostas em áreas de alta declividade (Coelho *et*

al. 2004; Schultz-Neto 2004), onde constrói seus ninhos com materiais como graveto, folhas e raízes (Sick 1997). Contudo, também costumam nidificar em áreas planas, como observado no Atol das Rocas (Schultz-Neto 2004). Ambos os sexos tem participação na construção de seus ninhos, assim como se envolvem na incubação dos ovos e cuidados com o filhote (Nelson 1978). Essa espécie coloca dois ovos, mas como regra apenas um filhote sobrevive (Nelson 1978). Reproduz-se continuamente e de forma assincrônica durante o ano, apresentando algumas vezes picos reprodutivos (Martins & Dias 2003). *Sula leucogaster* é considerada uma ave arisca e territorialista, demonstrando alta filopatria (Nelson 1978). Possui plumagem predominantemente marrom escura, com ventre e partes inferiores das asas brancas (Nelson 1978). A espécie apresenta dimorfismo sexual reverso, onde as fêmeas possuem tamanho corporal maiores do que os machos, coloração dos pés e manchas oculares (Sick 1997; Mancini *et al.* 2013). A fêmea apresenta o bico de cor amarelo-rosado com uma mancha à frente dos olhos. O macho apresenta o bico mais afilado que a fêmea e a coloração é por sua vez amarelo-azulada, contrastando com o azul existente em volta dos olhos (Alves *et al.* 2000). Nos machos a região da bolsa gular adquire uma tonalidade alaranjada, característica de indivíduos em época de reprodução (Alves *et al.* 2000). Também apresenta dimorfismo vocal (Nelson 1978). Essa espécie tem o hábito de pescar em águas rasas, mergulha penetrando na superfície da água através de mergulhos oblíquos (Nelson 1978). É geralmente observado forrageando perto da costa e alimenta-se principalmente de peixes-voadores (Exocoetidae) e lulas (Ommastrephidae) (Dorward 1962; Nelson 1978; Harrison *et al.* 1983). Em Abrolhos, foi encontrada alimentando-se de espécies de cinco famílias de peixes, predominando aqueles da família Exocoetidae. Os itens mais consumidos foram agulha-preta, *Hemiramphus brasiliensis* e o peixe-voador, *Parexocoetus brachypterus* (Alves *et al.* 2004).

REFERÊNCIAS

ALLEN, J.A. *et al.* Non-native plant invasions of United States National Parks. **Biological Invasions**, v. 11, p. 2195–2207. 2009.

- ALVES, V. S. et al. Aves do Arquipélago dos Abrolhos, Bahia, Brasil. **Ararajuba**, v. 5, p. 209-218. 1997.
- ALVES, V.S. et al. As **Aves do Arquipélago de Abrolhos (Bahia, Brasil)**. Brasília: Ed. IBAMA. p. 40. 2000.
- ALVES, V. S. et al. Aves marinhas de Abrolhos. In: BRANCO J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: UNIVALI, 2004. p. 213-232.
- ANDERSON, D.J.; RICKLEFS, R.E. Radio-tracking masked and blue-footed boobies (*Sula* spp.) in the Galápagos Islands. **National Geographic Research**, v. 3, p. 152-163. 1987.
- ANTAS, P. T. Z. Status e conservation of seabirds breeding in Brazilian waters. In: CROXAL, J.P (Ed.). **Seabird status and conservation: a supplement**. Cambridge, ICBP Technical Publication. p. 140-158. 1991.
- ARNOULD, J. P. Y.; KIRKWOOD, R. Habitat selection by female Australian fur seals (*Arctocephalus pusillus doriferus*). **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 17, p. S53–S67. 2008.
- ASHMOLE, N.P. Seabird ecology and the marine environment. **Avian Biology**, v.1, p. 223–286. 1971.
- ATKINSON, I.A.E. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effect on island avifaunas. In: P. J. Moors (ed.) **Conservation of island birds**. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK. p. 35-81. 1985.
- BALLANCE, L.T.; PITMAN, R.L.; REILLY, S.B. Seabird community structure along a productivity gradient: importance of competition and energetic constraint. **Ecology**, v. 78, p. 1502-1518. 1997.
- BATISTELLA, M. Espécies vegetais dominantes do Arquipélago de Fernando de Noronha: grupos ecológicos e repartição espacial. **Acta Botanica Brasilica**, 10: 223-235. 1996.
- BECKER, P. H. et al. Feather mercury levels in seabirds at South Georgia: Influence of trophic position, sex and age. **Marine Ecology Progress Series**, v. 243, p. 261-269. 2002.
- BELL, W. J. et al. **Searching behaviour: the behavioural ecology of finding resources**. Chapman and Hall Ltd, 1991.

- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Fundamentos em ecologia**. Artmed Editora. 2006.
- BEISSINGER, S. R.; WESTPHAL, M. I. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. **Journal of Wildlife Management**, p. 821-841. 1998.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. Tracking ocean wanderers: the global distribution of albatrosses and petrels. Results from the Global Procellariiform Tracking Workshop. **BirdLife International**, Cambridge, UK. 2004.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. State of the world's birds: indicators for our changing world. **BirdLife International**, Cambridge, UK. 2008.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. Using Seabird Satellite Tracking Data to Identify Marine IBAs: A Workshop to Determine How to Achieve This Goal. CNRS, Chize, France. 2009.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Phaethon aethereus*. In: IUCN 2013. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 31/01/2014. 2013.
- BOCHER, P.; CHEREL, Y.; HOBSON, K.A. Complete trophic segregation between South Georgian and common diving petrels during breeding at Iles Kerguelen. **Marine Ecology Progress Series**, v. 208, p. 249-264. 2000.
- BOERSMA, P. D. et al. Seabird conservation. In: SCHREIBER, E. A., BURGER, J. (Eds.), **Biology of marine birds**. CRC Press, New York, p. 559-579. 2002.
- BOTH, R.; FREITAS, T. Aves marinhas no arquipélago de São Pedro e São Paulo. In: BRANCO J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: UNIVALI, p. 193-212. 2004.
- BOYCE, M.S. Population viability analysis. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 481-506. 1992.
- BRANCO, O.B. et al. Dieta de *Sula leucogaster* Boddaert (Sulidae, Aves), nas Ilhas Moleques do Sul, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 1044-1049. 2005.
- BRITO, D. Análise de viabilidade de populações: uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. **Oecologia Australis**, v. 13, p. 452-469. 2009.
- BROOK, B.W. et al. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. **Nature**, v. 404, p. 385-387. 2000.

- BUTCHART, S.H.M. et al. Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, v. 328, p. 1164-1168. 2010.
- CARBONERAS, C. Family Sulidae (Gannets and Boobies). In: DEL HOYO, J.; ELLITOTT, A.; SARGATAL J. (Ed.). **Handbook of the birds of the world**. Barcelona, Lynx. v. 1. p. 312-325. 1992.
- CASTILLO-GUERRERO, J. A.; GUEVARA-MEDINA, M. A.; MELLINK, E. Breeding ecology of the red-billed tropicbird *Phaethon aethereus* under contrasting environmental conditions in the Gulf of California. **Ardea**, v. 99, p. 61-71. 2011.
- CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). (2006). **Listas das aves do Brasil**. Versão 01/01/2014. Disponível em < <http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 10/02/2014. 11ª Edição
- CDB. **Panorama da Biodiversidade Global 3**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA), 2010.
- CHAVES-CAMPOS, J.; TORRES, J. Distribution of nests of the brown booby (*Sula leucogaster*) in relation to the inclination of terrain. **Ornitología Neotropical**, v. 13, p. 205-208. 2002.
- CHUENPAGDEE, R. et al. Marine protected areas: re-thinking their inception. **Marine Policy**, v. 39, p. 234-240. 2013.
- CLOUT M. N.; RUSSELL J. C. The eradication of mammals from New Zealand Islands. In: Koike F, Clout M. N., Kawamichi M, DePoorter M., Iwatsuki K. (eds.) **Assessment and control of biological invasion risks**. IUCN, Gland, p. 127-141. 2006.
- COELHO, E.P. et al. O atobá-marrom (*Sula leucogaster*) na Ilha de Cabo Frio, Arraial do Cabo, Rio de Janeiro. In: BRANCO J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: UNIVALI, 2004. p. 266.
- CROXALL, J.P. et al. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. **Bird Conservation International**, v. 22, p.1-34. 2012.
- DORWARD, D. F. Comparative biology of the white booby and the brown booby *Sula* spp. at Ascension. **Ibis**, v. 103, p. 174-220.1962.
- DUCA, C. et al. Cost-efficient conservation for the white-banded tanager (*Neothraupis fasciata*) in the Cerrado, central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, p. 563-574. 2009.

- EFE, M. A. et al. Análise dos dados de recuperação de *Sula* spp. (Pelecaniformes, Sulidae) ocorridas no Brasil entre 1981 e 2000. **Ornithologia**, v. 1, p. 125-133. 2006.
- EFE, M. A. *Phaethon aethereus*; *P. lepturus*. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Org.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília, Fundação Biodiversitas, 2008. v. 2, p. 414-417.
- FERNANDEZ, F. A. S. Invasores de outros mundos: perda de biodiversidade por contaminação biológica. In: **Fundação O Boticário de Proteção à Natureza** (Ed.), IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação - Seminários, Vol. 2. Curitiba: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 2004.
- FONSECA-NETO, F. P. Aves marinhas da Ilha Trindade. In: BRANCO J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: UNIVALI, p. 119-146. 2004.
- FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, p. 1166-1179. 2008.
- FREITAS, M. O.; ABILHOA, V. Feeding ecology of *Lutjanus analis* (Teleostei: Lutjanidae) from Abrolhos Bank, Eastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, p. 411-418. 2011.
- FURNESS, R. W. Impacts of fisheries on seabird communities. **Scientia Marina**, v. 67, p. 33-45. 2003.
- FURNESS, R. W. Responses of seabirds to depletion of food fish stocks. **Journal of Ornithology**, v. 148, p. 247-252. 2007.
- GAME, E. T. et al. Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, p. 360-369. 2009.
- GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; CROXALL, J. P.; BRIGGS, D. R. Activity patterns of giant petrels *Macronectes* spp. using different foraging strategies. **Marine Biology**, v. 140, p. 197-204. 2002a.
- GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; SANPERA, C.; RUIZ, X. Metals as bioindicators of geographic and trophic segregation in giant petrels *Macronectes* spp. **Marine Ecology Progress Series**, v. 244, p. 257-264. 2002b.
- GONZÁLEZ-SOLÍS, J. Sexual size dimorphism in northern giant petrels: ecological correlates and scaling. **Oikos**, v. 105, p. 247-254. 2004.

- GRÉMILLET, D. et al. Offshore diplomacy, or how seabirds mitigate intra-specific competition: a case study based on GPS tracking of Cape gannets from neighbouring colonies. **Marine Ecology Progress Series**, v. 268, p. 265-279, 2004.
- HAMER, K. C. et al. Foraging ranges, diets and feeding locations of gannets in the North Sea: evidence from satellite telemetry. **Marine Ecology Progress Series**, v. 200, p. 257-264. 2000.
- HAMER, K. C.; SCHEREIBER, E. A.; BURGUER, J. Breeding biology, life histories, and life history-environment interactions in seabirds. In: SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. (edd.). **Biology of marine birds**. Boca Raton, CRC Press. p. 217-261. 2001.
- HARRISON, C. S.; HIDA, T. S.; SEKI, M. P. Hawaiian seabird feeding ecology. **Wildlife Monographs**, v. 85, p. 1-71. 1983.
- HARRISON, P. **Seabirds: an identification guide**. Revised edition. Christopher Helm Publisher. A & C Black: London. ISBN. 1985.
- HARRIS, M. P. Survival and ages of first breeding of Galápagos seabirds. **Bird-Banding**, v. 50, p. 56-61. 1979.
- HERTEL, F.; BALLANCE, L. T. Wing ecomorphology of seabirds from Johnston Atoll. **Condor**, v. 101, p. 549-556. 1999.
- HOOKE, S.K.; GERBER, L.R. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. **BioScience**, v. 54, p. 27-39. 2004.
- HOWALD, G. et al. Invasive rodent eradication on islands. **Conservation Biology**, v. 21, p.1258-1268. 2007.
- IBAMA, FUNATURA. **Plano de Manejo: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos**. IBAMA FUNATURA, Brasília, 1991.
- IUCN. **Red List categories and criteria: Version 3.1**. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN Species Survival Commission. 2001.
- JONES, R.J. The Status of seabird colonies on the Cook Island Atoll of Suvarrow. **Bird Conservation International**, v.11, p. 309-318. 2001.
- JONES, H.P. et al. Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. **Conservation Biology**, v. 22, p. 16-26. 2008.
- JOUVENTIN, P.; WEIMERSKIRCH, H. Satellite tracking of wandering albatrosses. **Nature**, v. 343, p. 746-748.1990.

- KOLAR, C.S.; LODGE, D.M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, p. 199-204. 2001.
- KOTZERKA, J.; GARTHE, S.; HATCH, S. A. GPS tracking devices reveal foraging strategies of black-legged kittiwakes. **Journal of Ornithology**, v. 151, p. 459-467. 2010.
- LACY, R. C. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. **Ecological Bulletin**, v. 48, p. 191-203. 2000.
- LASCELLES, B.G. et al. From hotspots to site protection: identifying Marine Protected Areas for seabirds around the globe. **Biology Conservation**, v. 156, p. 5-14. 2012.
- LEÃO, T. C. C, et al. **Espécies exóticas invasoras no nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas**. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE. 2011. 99 p.
- LE CORRE, M. Diving depths of two tropical Pelecaniformes: the red-tailed tropicbird and the red-footed booby. **Condor**, v. 99, p. 1004-1007. 1997
- LE CORRE, M. Breeding seasons of seabirds at Europa Island (southern Mozambique Channel) in relation to seasonal changes in the marine environment. **Journal of Zoology**, v. 254, p. 239-249. 2001.
- LE CORRE, M. et al. Tracking seabirds to identify potential Marine Protected Areas in the tropical western Indian Ocean. **Biological Conservation**, v. 156, p. 83-93. 2012.
- LEE, D. S.; WALSH-MCGEHEE, M. Population estimates, conservation concerns, and management of tropicbirds in the Western Atlantic. **Caribbean Journal of Science**, v. 36, p. 267-279. 2000.
- LINDENMAYER, D. B. et al. Population viability analysis as a tool in wildlife management: a review with reference to Australia. **Environmental Management**, v. 17, p. 745-758. 1993.
- LONGHURST, A. R.; PAULY, D. **Ecology of tropical oceans**. Academic Press, San Diego, CA. 1987.
- LUDYNIA, K.; KEMPER, J.; ROUX, J. P. The Namibian Islands' marine protected area: using seabird tracking data to define boundaries and assess their adequacy. **Biological Conservation**, v. 156, p. 136-145. 2012.

- MACEDO, S. J. et al. **REVIZEE**. Programa de Avaliação do Potencial Sustentável dos Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva, SCORE/NE. Relatório da Oceanografia Química. UFPE. Recife/PE. 37p. 1998.
- MARCHIORO, G. B. et al. Avaliação dos impactos da exploração e produção de hidrocarbonetos no Banco dos Abrolhos e adjacências. **Megadiversidade**, v. 1, p. 225-310. 2005.
- MANCINI, P. L. et al. Foraging segregation in tropical and polar seabirds: testing the Intersexual Competition Hypothesis. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 449, p. 186-193. 2013.
- MARTINS, F.C.; DIAS, M.M. Cuidado parental de *Sula leucogaster* (Boddaert) (Aves, Pelecaniformes, Sulidae) nas Ilhas dos Currais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, p.583-589. 2003.
- MCGEOCH et al. Global indicators of alien species invasion: threats, biodiversity impact and responses. **Diversity and Distribution**, v. 16, p. 95-108. 2010.
- MELLINK, E.; DOMINGUEZ, J. E LUEVANO, J. Diet of eastern Pacific brown boobies *Sula leucogaster brewsteri* on Isla San Jorge, North-Eastern Gulf of California, and an April comparison with diets in the middle Gulf of California. **Marine Ornithology**, v. 29, p. 23-28. 2001.
- MILLER, P. S.; LACY, R. C. VORTEX. **A stochastic simulation of the simulation process**. Version, v. 9, 2005.
- MONTEVECCHI, W. A. Interactions between fisheries and seabirds. In: SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. (eds.) **Biology of marine birds**. Boca Raton: CRC Press, p. 527-555. 2002.
- MORRIS, W.F.; DOAK, D.F. **Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis**. Sinauer, Sunderland. p. 480. 2002.
- MORI, Y.; BOYD, I.L. Segregation of foraging between two sympatric penguin species: does rate maximization make the difference? **Marine Ecology Progress Series**, v. 275, p. 241-249. 2004.
- NELSON, J. B. **The Sulidae: gannets and boobies**. Oxford University Press, Oxford. 1978.
- NORTON, T. W. (ed.) Special issue: applications of population viability analysis to biodiversity conservation. **Biological Conservation**, v. 73, p. 91-176. 1995.
- NUNES, G. T. **Dimorfismo sexual de tamanho, variabilidade genética e conectividade intraespecífica de *Phaethon aethereus* e *Phaethon lepturus***

- no Brasil.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande - FURG. 2013.
- OKES, N. C. et al. Competition for shifting resources in the southern Benguela upwelling: seabirds versus purse-seine fisheries. **Biological Conservation**, v. 142, p. 2361-2368. 2009.
- ORTA, J. Family Phaethontidae. In: DEL HOYO, J.; ELLITOTT, A.; SARGATAL J. (eds.). **Handbook of the birds of the world**. Barcelona, Lynx. 1992. v. I. p. 280-289.
- PAGLIA, A. P. Análises de viabilidade populacional: quantos indivíduos? Serão eles suficientes? Estudo de caso para espécies ameaçadas da mata atlântica do sul da Bahia. **Corredores de Biodiversidade na Mata Atlântica do Sul da Bahia**, 2003.
- PIMENTEL, D. et al. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, v. 52, páginas? 2005.
- RAMOS, J. A.; PACHECO, C. Chick growth and provisioning of surviving and nonsurviving white-tailed tropicbirds (*Phaethon lepturus*). **Wilson Bulletin**, v. 115, p. 414-422. 2003.
- REED, J.M.; MURPHY, D.D.; BRUSSARD, P.F. Efficacy of population viability analysis. **Wildlife Society Bulletin**, v. 26, p. 244-25. 1998.
- REINTHAL, P.N.; KLING, G.W. Exotic species, trophic interactions, and ecosystem dynamics: a case study of Lake Victoria. In **Theory and application in fish feeding and ecology**. Strouder, D.J. et al. (eds.), University of South Carolina Press. p. 295-313. 1997.
- RICKLEFS, R.E. Seabird life histories and the marine environment: some speculations. **Colonial Waterbirds**, v. 13, p. 1-6. 1990.
- ROSA, R. S.; GROTH, F. Ictiofauna dos ecossistemas de brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba. In: Pôrto, K. C et al. (eds.). **brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba**. MMA, Brasília. 2004.
- RUSSELL, J.C.; LE CORRE, M. Introduced mammal impacts on seabirds in the Îles Éparses ,Western Indian Ocean. **Marine Ornithology**, v. 37, p. 121-129. 2009.
- SAX, D. F.; GAINES S. D. Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, p. 11490-11497. 2008.

- SCHULTZ-NETO, A. Aves insulares do Arquipélago de Fernando de Noronha. In: BRANCO J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: UNIVALI, 2004. p. 147-168.
- SERRANO, I. L.; AZEVEDO-JUNIOR, S.M. Dietas das aves marinhas no Parque Nacional dos Abrolhos, Bahia, Brasil. **Ornithologia**, v. 1, p. 75-92. 2005.
- SÃO BERNARDO, C.S. Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil. 176p. 2004.
- SHAFFER, S. A. Spatiotemporal habitat use by breeding sooty shearwaters *Puffinus griseus*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 391, p. 209-220. 2009.
- SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro, Nova Fronteira. 912 pp. 1997.
- SNOW, D. W. The breeding of the red-billed tropicbird in the Galapagos Islands. **Condor**, v. 67, p. 210-214. 1965.
- STEADMAN, D. W. Prehistoric extinctions of Pacific Island birds: biodiversity meets zooarchaeology. **Science**, v. 267, p. 1123-1130. 1995.
- STONEHOUSE, E. The tropic birds (Genus *Phaethon*) of Ascension Island. **Ibis**, v. 103, p. 124-161. 1962.
- SYDEMAN, W. J. et al. Seabirds and climate in the California Current: a synthesis of change. **CalCOFI Reports**, v. 50, p. 82-104. 2009.
- TASKER, M. L. et al. The impacts of fishing on marine birds. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, p. 531-547. 2000.
- TAYLOR, B. L. The reliability of using population viability analysis for risk classification of species. **Conservation Biology**, v. 9, p. 551-558. 1995.
- THAXTER, C. B.; et al. Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate marine protected areas. **Biological Conservation**, v. 156, p. 53-61. 2012.
- TORRES, L. G. et al. White-capped albatrosses alter fine-scale foraging behavior patterns when associated with fishing vessels. **Marine Ecology Progress Series**, v. 428, p. 289-301. 2011.
- TOWNS D. R. et al. Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? **Biological Invasions**, v. 8, p. 863-891. 2006.

- TREBILCO, R. et al. Mapping species richness and human impact drivers to inform global pelagic conservation prioritization. **Biological Conservation**, v. 144, p. 1758-1766. 2011.
- WALSH-MCGEHEE, M.; CLARIDGE, D.; LEE, D. S. Distribution and population status of white-tailed tropicbirds nesting in the Bahamas. **Bahamas Journal Science**, v. 6, p. 44-48.1999.
- WEAVER, P.; JOHNSON, D. Biodiversity: think big for marine conservation. **Nature**, v. 21, p. 483. 2012.
- WEIMERSKIRCH, H. Seabird demography and its relationship with the marine environment. In: SCHREIBER, E. A., BURGER J. (eds.). **Biology of marine birds**. Boca Raton, CRC Press. p.113-132. 2001.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. GPS tracking of foraging albatrosses. **Science**, v. 295, p. 1259. 2002.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. Foraging strategy of a tropical seabird, the red-footed booby, in a dynamic marine environment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 288, p. 251-261. 2005.
- WEIMERSKIRCH, H. Are seabirds foraging for unpredictable resources? **Deep Sea Research II**, v. 54, p. 211-223. 2007.
- WEIMERSKIRCH, H.; LE CORRE, M.; BOST, C.A. Foraging strategy of masked boobies from the largest colony in the world: relationship to environmental conditions and fisheries. **Marine Ecology Progress Series**, v. 362, p. 291-302. 2008.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. Species-and sex-specific differences in foraging behaviour and foraging zones in blue-footed and brown boobies in the Gulf of California. **Marine Ecology Progress Series**, v. 391, p. 267-278, 2009a.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. Relationship between reversed sexual dimorphism, breeding investment and foraging ecology in a pelagic seabird, the masked booby. **Oecologia**, v. 161, p. 637-649. 2009b.
- WEISS, F., R. W. et al. Trophic segregation of Falkland Islands seabirds-insights from stable isotope analysis. **Polar Biology**, v. 32, p.1753-1763. 2009.
- WILSON, R.P. Resource partitioning and niche hypervolume overlap in free-living Pygoscelid penguins. **Functional Ecology**, v. 24, p. 646-657. 2010.

- WILCOVE, D. S. et al. Quantifying threats to imperiled species in the United States. **BioScience**, v. 48, p. 607-615. 1998.
- WOOD, L. J. et al. Assessing progress towards global marine protection targets: short falls in information and action. **Oryx**, v. 42, p. 340-351. 2008.
- YOUNG, H. S. et al. Niche partitioning among and within sympatric tropical seabirds revealed by stable isotope analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 416, p. 285-294. 2010.

Predation by invasive rats as a threat to the viability of the red-billed tropicbird (*Phaethon aethereus*) population in South Atlantic Ocean.

RAISSA SARMENTO^{1§}, DANIEL BRITO², RICHARD JAMES LADLE³, GUSTAVO
DA ROSA LEAL¹ and MARCIO AMORIM EFE¹

Artigo regido de acordo com as normas para submissão ao periódico

Tropical Conservation Science

3 PREDATION BY INVASIVE RATS AS A THREAT TO THE VIABILITY OF THE RED-BILLED TROPICBIRD (*PHAETHON AETHEREUS*) POPULATION IN SOUTH ATLANTIC OCEAN.

RAISSA SARMENTO^{1§}, DANIEL BRITO², RICHARD JAMES LADLE³, GUSTAVO DA ROSA LEAL¹ and MARCIO AMORIM EFE¹

¹Laboratório de Bioecologia e Conservação de Aves Neotropicais, Setor de Biodiversidade e Ecologia, Universidade Federal de Alagoas, Alagoas, Brasil.

²Laboratório de Ecologia Aplicada e Conservação, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil.

³ Universidade Federal de Alagoas Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Maceió, Alagoas, Brasil & School of Geography and the Environment, South Parks Road, Oxford University.

§ Corresponding author: Raissa Sarmento. Laboratório de Bioecologia e Conservação de Aves Neotropicais, Setor de Biodiversidade e Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, ICBS, Universidade Federal de Alagoas, UFAL. Av. Lourival Melo Mota, s/n, Tabuleiro do Martins, CEP: 57072-900 - Maceió, AL, Brasil.
raissa.pereira@gmail.com

3.1 ABSTRACT

Seabird populations are widely declining due a combination of threats, such as destruction of nest sites and introduced predators. The Red-billed tropicbird (*Phaethon aethereus*) is a tropical, colonially nesting seabird. In Brazil, this species has a highly restricted distribution, with a small, isolated breeding colony located within the Abrolhos National Park. This is the most southerly population in the western Atlantic, and among the most southerly in its global distribution. In this study we conduct a population viability analysis of *Phaethon aethereus* in Abrolhos to estimate the impacts of predation by invasive rats on eggs and fledglings and to guide management actions. Our results indicate high levels of population stability under natural conditions (under absence of invasive rodents). However, predation by rats was identified as a significant threat with the potential to quickly drive the population into serious decline. To effectively reduce this threat, we suggest the urgent implementation of a rat eradication/control program.

Keywords: Seabird, conservation, rat, Brazil

3.1.1 RESUMO

Em todo o mundo as aves marinhas sofrem declínio populacional devido a uma combinação de ameaças, tais como destruição dos seus locais de nidificação e introdução de predadores exóticos. O Rabo-de-palha-de-bico-vermelho (*Phaethon aethereus*) é uma ave marinha tropical e colonial. No Brasil, essa espécie apresenta distribuição restrita, com uma pequena e isolada colônia nidificando dentro do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Essa população está localizada no limite sul da distribuição da espécie no Oceano Atlântico ocidental, e entre as populações mais ao sul de sua distribuição global. No presente estudo realizamos uma análise de viabilidade populacional de *Phaethon aethereus* em Abrolhos para estimar os impactos da predação por ratos invasores em ovos e filhotes, a fim de orientar ações de manejo. Nossos resultados mostram que a população foi considerada viável sob condições ambientais naturais. No entanto, a predação por ratos foi identificada como uma potencial ameaça capaz de rapidamente levar a população dessa ave a um acentuado declínio. Para que essa ameaça possa efetivamente ser contornada defendemos que a implementação de um programa de gestão direcionado para erradicar/controlar a população de ratos em Abrolhos deve urgentemente ser colocada em prática.

Palavras chaves: Aves marinhas, conservação, ratos, Brasil

3.2 Introduction

The present scenario of global biodiversity loss and species extinctions demands urgent long-term conservation actions [1]. Among birds, those that depict a marine habitat are the most threatened [2], particularly those which breed colonially [3]. Out of the 346 species of marine birds in the world, 28% are listed as threatened and 10% as Near-Threatened [3]. Marine birds are threatened by a combination of interlinked factors such as competition with the fishing industry [4,5], climate change [6], degradation of breeding sites and egg/chick predation by introduced species [7].

On oceanic islands and archipelagos, the introduction of non-native species is considered a serious threat to the persistence of seabirds [3]. Invasive rodents probably represent the largest impact on seabird populations, occurring on over 90% of all islands [8]. Seabird breeding colonies are particularly vulnerable to rats because most species nest on the ground or in burrows, and chicks are poorly adapted to escape from predators [9]. Rats have been observed to prey on seabird eggs, fledglings and adults, and are directly or indirectly responsible for 42% of bird extinctions on islands [10,11].

In Brazil, seabirds represent 10.5% of the bird fauna in the Brazilian red list, including species with >95% of their populations restricted to one or two breeding sites [12]. Among them is the Red-billed Tropicbird (*Phaethon aethereus*) a tropical colonially-nesting seabird, with restricted global geographical range, high breeding site fidelity, high longevity, late sexual maturation and annual reproduction [13,14]. Some of these characteristics have already been associated with high extinction risk for seabirds in Brazil [15]. The most important breeding colony of Red-billed Tropicbird in Brazil is located in the Abrolhos archipelago, and may be the most southerly in the western Atlantic, and among the most southerly in its global distribution [14]. Such peripheral populations, which are close to the limits of tolerance of the species, are predicted to be at the margins of viability in comparison to those occupying the central parts of the species range [16,17]. Moreover, this type of population are frequently morphologically, genetically and ecologically distinct [17] making them a legitimate target for conservation [18].

A clear understanding of the necessary conditions for the long-term maintenance of seabird populations is important for the development of effective conservation strategies [19]. Such understanding can be gained through population viability analysis (PVA), a widely used tool in conservation to assess extinction risk and guide conservation actions [20-22]. In this context, our aim was to estimate the extinction probability and identify threats to the viability of the Red-billed Tropicbird population in the Abrolhos archipelago.

3.3 Methods

Study area

Data collection was carried out in the Abrolhos archipelago, a set of five oceanic islands (Santa Bárbara - ASB; Redonda - ARE; Siriba – ASI; Guarita - AGU and Sueste - ASU) located approximately 70 km off the southern coast of Bahia state, Brazil (17°20'-18°10'S, 38°35'-39°20'W) (Figure 1). The archipelago is a Marine National Park, excluding the largest island, Santa Barbara, whose jurisdiction and control remain under the responsibility of the Brazilian Navy [23]. Abrolhos hosts the largest breeding colony of Red-billed Tropicbird in Brazil [24], divided in subpopulations breeding in all islands. The Abrolhos native fauna is composed of insects, arachnids, lizards and seabirds [25]. However, the archipelago has been subject to numerous planned and unintentional species introductions, and the current invasive fauna includes cockroaches, goats and two species of rats: the black rat (*Rattus rattus*) and the brown rat (*R. norvegicus*) [26].

Data collection

Demographic data were collected through a live capture-mark-recapture conducted over a nine year period during sporadic expeditions between 1991-1998 and bimonthly in 2011 and 2012. In the last two years, the nests were labeled, geo-referenced and checked for the presence of adults, chicks and eggs, as part of the Monitoring Program of Abrolhos Birds, coordinated by AVIDEPA (a Brazilian NGO).

Through this monitoring program it was possible to estimate the impacts of nest predation in the breeding population of Red-billed Tropicbird. The species lays one egg and raises one chick per year, nests in holes, cliffs and rock crevices [27]. Nests where either the egg or the chick disappeared before the minimum incubation or fledging period had been completed (42 and 84 days, respectively, [28]), were considered predated. As Red-billed Tropicbird has high site fidelity (they return to their natal island and nest in the same site every year – [13]), we could link birds to a specific breeding site. The few individuals that did not return to their original breeding site and bred on an alternative island were regarded as dispersing animals.

Life history and population attributes

Red-billed Tropicbird is a tropical, monogamous, colonially nesting seabird, long-lived species with late sexual maturation and annual reproduction [13,3]. In some places, reproduction occurs in restricted periods (usually during spring and summer), whereas in other places the eggs are laid year round [13]. Eggs are incubated for 42 to 46 days and parents feed their offspring with semi-digested food until they form plumage (70 to 91 days) [28]. Full adult plumage takes 2 to 3 years to be formed and longevity is 16 to 30 years [29]. Its diet is based on fish, captured in the open ocean while breeding takes place on remote oceanic islands [30,31]. Abrolhos archipelago hosts the largest breeding colony of Red-billed Tropicbird in Brazil, where the species is considered nationally threatened [32].

Population Viability Analysis (PVA)

The PVA was performed with the software VORTEX (Version 9.99b) [33]. The program simulates survival and reproductive events in successive years for each individual in the population, using the Monte Carlo method, modeling the effect of deterministic and stochastic processes on the dynamics of the population [34]. A detailed description of the package and its features is given in Lacy [35, 33] and Miller and Lacy [34].

PVA was modeled for 100 years [34]. The generation time of Red-billed Tropicbird was estimated as 8.5 years, so that a 100-year simulation covers approximately 11 generations. We used 1,000 interactions [36] in each modeling scenario. Extinction was defined as the total removal of at least one sex [37]. We used a metapopulation approach as this is more realistic for the Abrolhos archipelago, since the species show site fidelity and we could estimate a dispersal rate between islands of the Archipelago.

We used maximum habitat availability (measured as the number of nesting sites available) as an indication of the carrying capacity of each island, since there is no evidence of food or other environmental limitation. In order to estimate survival rate and metapopulation size we used Pollock's robust design model, which is a combination of the Cormack-Jolly-Seber (CJS) [38-40] live-recapture model and the closed capture models [41], using the software MARK [42]. In this model, instead of just one capture occasion between survival intervals, multiple capture occasions were used and allowed the estimation of the temporary emigration from the trapping area. As such, more precise estimates of survival were obtained due to additional information on probabilities of capture. For this analysis we used a seven years data period (1991 and 1998 were excluded from the analysis because we had just one visit per year, resulting in just one capture occasion) (for more details see [43,44]). The initial population size and percentage of breeding females were calculated based on the size of the metapopulation (see carrying capacity above) and the number of nests recorded and active nests on each island. Dispersal rate was determined by the number of individuals migrating from one island to another, and was defined as an individual found nesting in more than one island in different periods. The genetic parameters are based on VORTEX 9.99 default values of 3.14 lethal equivalents with 50% of that due to lethal alleles [34]. Population attributes and life history variables included breeding system, maximum age of reproduction, age of the first successful breeding, maximum number of brood and progeny per year and sex rate. These parameters were estimated from our field monitoring and supported, if necessary, by the published scientific literature [28,13,45,46]. The summary of all parameters used as input data to the PVA is given in Table 1.

Predation scenarios

We also created scenarios to estimate the impact of predation by invasive rats on Red-billed Tropicbird population. We observed the disappearance of eggs and chicks in the last two years of our monitoring program (2011 and 2012): in 2011, we recorded 103 eggs and 102 chicks; with a total of 73 eggs and 11 fledglings lost due to rat predation. In 2012 we recorded 81 eggs and 88 fledglings; with a total of 42 eggs and five fledglings lost due to rat predation. Therefore, we created scenarios modeling three levels of nestling predation: high predation (79% of nestling mortality, as recorded in 2011), low predation (55% of nestling mortality, as recorded in 2012) and a mean predation value (67% nestling mortality).

It is of great importance to model a management scenario with the objective to project the outcome of potential conservation strategies in order to guide the implementation of on-the-ground rat eradication actions. In these scenarios, we assumed that lower control of the rat populations will result in higher egg and fledging predation. So, as we increase the eradication rate of the rat population, we decrease the probability of Red-billed Tropicbird extinction. We modeled the effect of a rat eradication program on the probability of extinction of Red-billed Tropicbird (with eradication success rate varying from 10 to 100% of rat control).

Sensitivity analysis

In order to examine the robustness of our models we investigated model responses to parameter change. We selected two population parameters: percentage of females breeding and the effect of inbreeding depression. We used a variation of -20%, -10%, +10% and +20% of the basic scenarios for % reproductive females. The effect of inbreeding was examined by introducing inbreeding depression to the basic metapopulation scenario. The significance of the difference in output between the basic scenario and changed models was tested using a Student's two-tailed *t*-test [47].

3.4 Results

Using the capture-recapture database we estimated a metapopulation of 709 Red-billed Tropicbirds distributed among the four larger islands of Abrolhos archipelago, and a carrying capacity of 1095 individuals based on the number of available nests. An estimated 79% of the females were breeding and the population showed an annual survival rate of 93% (7% mortality) (Table 1).

The metapopulation baseline model suggests that the Red-billed Tropicbird population is likely to persist over the next 100 years, with a mean metapopulation size of 1001 individuals retaining 99% of the original gene diversity. Sensitivity analysis indicated that neither the result of variation in the % of breeding females or the inclusion of inbreeding depression were significantly different from the basic scenario; therefore their variation does not have a great influence on population trends (Table 2).

The scenarios modeled, of mean and high nestling predation (67% and 79% mortality, respectively), showed an increase in the probability of extinction of Red-billed Tropicbird from 0% (basic scenario) to 17% (mean predation scenario) and 98% (high predation scenario) (Figure 2). Overall, this result shows a very high sensitivity of the models to the predation parameter.

In the management scenario, as eradication rate of rats increased, we observed a decrease in the probability of extinction. With an eradication success of 40% (i.e., if eradication removes 40% of the rodent population), there was a dramatic reduction in the risk of population extinction (only 0.5% probability of extinction for the metapopulation) (Figure 3).

3.5 Discussion

This study shows that the Abrolhos population of Red-billed Tropicbird is viable under natural environmental conditions. However, a decrease in egg and chick survival due to the invasive predators (black and brown rats) has the potential to cause population declines and lead the extinction of the population.

Despite the wide global distribution of Red-billed Tropicbird, its total population size is small [48] and decreasing [14]. Populations at the core of the species' distribution exceed 1000 pairs (Galapagos Islands and West Indians [48,49]). However, Abrolhos houses only a few hundred individuals [50] (also see results of this study). Nunes [59] found that Abrolhos's population show high level of inbreeding and also small heterozygosity when compared with other seabirds with decreasing population trends. Nevertheless, the same authors found no evidence of recent bottlenecks in this population. For most species, intense ecological impacts, such as predation, that directly influence survival and reproduction, may pose the greatest extinction risk, as it can reduce the number of individuals, intensify inbreeding and loss of genetic diversity [51,52, 60].

Additionally, tropicbirds are known to vigorously defend their burrows or nests and the availability of burrows is often a limiting factor, sometimes causing extensive breeding failure [13]. Therefore, we found a carrying capacity of 1,095 individuals, with an estimated population size of 709 individuals, suggesting that nest site availability in Abrolhos is not currently a limiting factor for population growth.

Nonetheless, egg and chick survival rate of Red-billed Tropicbird in Abrolhos seems to be a critical demographic parameter for population persistence, and therefore, its conservation. During this period, Red-billed Tropicbird establish colonies, confining a large portion of the population to a very small geographic area [56]. It is a stressful time for adults, during which eggs and fledglings are particularly vulnerable to predation [11,57]. Red-billed Tropicbird is an easy and attractive prey to rats because their nest sites (burrows and crevices, holes in cliffs and spaces between rocks) are easily accessible, they have a long incubation period and lay a single egg [13]. Burrow or crevice-nesting strategies of seabirds may make them particularly vulnerable to predation by rats [58], as this predator uses such structures for foraging and nesting.

Rats were initially introduced to the Abrolhos Archipelago around 150 years ago, when the first lighthouse was built and vessels began to regularly arrive at the archipelago [23]. In 1994, domestic cats were also introduced in a failed attempt to

control rat infestation. After some years, cat removal was necessary because they were threatening the resident breeding population of Masked Boobies (*Sula dactylatra*). With the cat population removed, rats started to reproduce freely in the area, without a predator to regulate their population growth. A study on the Little Barrier Island recorded that the initial eradication of cats led to reduced breeding success of Cook's Petrels (*Pterodroma cooki*), as a result of uncontrolled rat predation [53]. The two rat species found in Abrolhos, black and brown rat, are among the most ecologically damaging invasive species, with the largest impacts on seabird populations [8,54,55]. Jones *et al.* [11] compiled global studies of isotopic analysis of rats, observations of seabird population declines after rat introduction, experimental manipulation of rats and direct observations of seabird depredation. The 94 studies demonstrated a very significant impact of rats on seabirds: 115 negative interactions were described in 61 oceanic islands, affecting 75 different species.

When rats threaten the viability of bird populations, as it is the case for Red-billed Tropicbird at Abrolhos, eradication is frequently the most common and effective management option. This strategy has been successfully applied in 318 conservation interventions globally [55]. Besides direct eradication, effective conservation actions may also include limiting other food sources for rats (e.g. garbage generated by the human population inhabiting the islands) and better sewage treatment. The procedures for garbage removal from the islands might also be revised and improved.

Conservation implications

Based on the results of our study, the future of Red-billed Tropicbird at Abrolhos is highly uncertain if the current high rates of rat predation on eggs and fledglings continue. The population faces a high risk of decline, with a mean probability of extinction of 57.5% and mean time to extinction of only 75 years. However, even if the ideal scenario of complete eradication of the rat populations is not achieved, a decrease of 40% in the rat population already shows a positive response in the viability of Red-billed Tropicbird population. Therefore we argue that the

implementation of a management program directed to eradicate/control the rat population in Abrolhos is of utmost importance for the long-term viability of Red-billed Tropicbird.

3.6 Acknowledgements

This paper forms part of the MSc. Thesis of Raissa Sarmento and was supported by CAPES and CNPq grants. Daniel Brito and Marcio Amorim Efe researchs are supported by the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (#305631/2009-8 and # 305446/2012-6; 474072/2010-0, respectively). We would like to thank CEMAVE/ICMBio, Parna Abrolhos and Marinha do Brasil for authorizations for work. Fieldwork in Abrolhos archipelago was supported for C.M. Musso and AVIDEPA staff to which we are extremely grateful.

REFERENCES

- [1] Pimm, S. and Raven, P. 2000. Biodiversity: extinction by numbers. *Nature* 403:843-845.
- [2] Butchart, S. H., Stattersfield, A. J., Bennun, L. A., Shutes, S. M., Akçakaya, H. R., Baillie, J. E. and Mace, G. M. 2004. Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds. *PLoS Biology* 2: e383.
- [3] Croxall, J. P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B., Stattersfield, A.J., Sullivan, B., Symes, A. and Taylor, P. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1-34.
- [4] Yorio, P., Quintana, F., Dell’Arciprete, P. and González-Zevallos, D. 2010. Spatial overlap between foraging seabirds and trawl fisheries: implications for the effectiveness of a marine protected area at Golfo San Jorge, Argentina. *Bird Conservation International* 20: 320-334.
- [5] Furness, R. W. 2003. Impacts of fisheries on seabird communities. *Scientia Marina* 67: 33-45.
- [6] Crick, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146:48-56.
- [7] Trebilco, R., Halpern, B. S., Flemming, J. M., Field, C., Blanchard, W. and Worm, B. 2011. Mapping species richness and human impact drivers to inform global pelagic conservation prioritisation. *Biological Conservation* 144: 1758-1766.

- [8] Towns, D. R., Atkinson, I. A. and Daugherty, C. H. 2006. Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions* 8: 863-891
- [9] Dumont, Y., Russell, J. C., Lecomte, V. and Le Corre, M. 2010. Conservation of endangered endemic seabirds within a multi-predator context: the Barau's Petrel in Réunion island. *Natural Resource Modeling* 23:381-436.
- [10] King, W. B. 1985. Island birds: will the future repeat the past. *Conservation of island birds* 3: 3-15.
- [11] Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D. A., Keitt, B. S., Finkelstein, M. E. and Howald, G. R. 2008. Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biology* 22:16-26.
- [12] Olmos, F. 2005. Aves ameaçadas, prioridades e políticas de conservação no Brasil. *Natureza & Conservação* 3: 21-42.
- [13] Orta, J. 1992. Family Phaethontidae (Tropicbirds). In: *Handbook of the Birds of the World, 1*. Del Hoyo, J., Elliot, A. and Sargatal, J. (Eds.) pp. 280-289. Lynx Edicions, Barcelona.
- [14] BirdLife International 2013. *Phaethon aethereus*. In: IUCN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.2. www.iucnredlist.org.
- [15] Machado, N., Brito, D. and Loyola, R.D. 2013. Modeling extinction risk for seabirds in Brazil. *Natureza & Conservação* 11: 48-53.
- [16] Gaston, K. J. Eds. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*: Osee. Oxford University Press.
- [17] Provan, J. I. M. and Maggs, C. A. 2012. Unique genetic variation at a species' rear edge is under threat from global climate change. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 279:39-47.
- [18] Hampe, A. and Petit, R. J. 2005. Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* 8:461-467.
- [19] Oro, D., Aguilar, J. S., Igual, J. M. and Louzao, M. 2004. Modeling demography and extinction risk in the endangered Balearic shearwater. *Biological Conservation* 116:93-102.
- [20] Brook, B. W., O'Grady, J. J., Chapman, A. P., Burgman, M. A., Akçakaya, H. R. and Frankham, R. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404:385-387.

- [21] Bekessy, S. A., Wintle, B. A., Gordon, A., Fox, J. C., Chisholm, R., Brown, B. and Burgman, M. A. 2009. Modeling human impacts on the Tasmanian Wedge-tailed Eagle (*Aquila audax fleayi*). *Biological Conservation* 142: 2438-2448.
- [22] Rivera-Ingraham, G. A., Espinosa, F., and García-Gómez, J. C. 2011. Population Dynamics and Viability Analysis for the Critically Endangered Ferruginean Limpet. *Journal of Shellfish Research* 30:889-899.
- [23] Funatura, Ibama. 1991. *Plano de Manejo: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos*. Ibama, Funatura, Brasília.
- [24] Efe, M. 2008. *Phaethon aethereus/Phaethon lepturus*. In: *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Vol. II*. Machado, A. B., Drummond, G. M. and Paglia, A. P. (Eds.), pp. 414–417. Fundação Biodiversitas, Brasília, Brazil.
- [25] Rocha, C. F. D., Dutra, G. F., Vrcibradic, D. and Menezes, V. A. 2002. The terrestrial reptile fauna of the Abrolhos Archipelago: species list and ecological aspects. *Brazilian Journal of Biology* 62: 285-291.
- [26] Alves, V. S., Soares, A. B. A., Couto, G. S., Ribeiro, A. B. B. and Efe, M. A. Eds. 2000. *Aves do Arquipélago dos Abrolhos, Bahia, Brasil*. Brasília: Ed. Ibama.
- [27] Phillips, N. J. 1987. The breeding biology of White-tailed Tropicbirds *Phaethon lepturus* at Cousin Island, Seychelles. *Ibis* 129:10-24.
- [28] Stonehouse, B. 1962. The Tropic Birds (Genus *Phaethon*) of Ascension Island. *Ibis* 103:124-161.
- [29] Harrison, P. Eds. 1985. *Seabirds: an identification guide*. Christopher: Helm Publisher. A & C Black: London.
- [30] Le Corre, M. 1997. Diving depths of two tropical Pelecaniformes: the Red-tailed Tropicbird and the Red-footed Booby. *Condor* 99: 1004-1007.
- [31] Le Corre, M., Cherel, Y., Lagarde F., Lormee H. and Jouventin, P. 2003. Seasonal and inter-annual variation in the feeding ecology of a tropical oceanic seabird, the red-tailed tropicbird *Phaethon rubricauda*. *Marine Ecology Progress Series* 255:289-301.
- [32] Ministério do Meio Ambiente. 2003. Instrução normativa MMA. www.mma.gov.br
- [33] Lacy, R. C. 2000. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. *Ecological Bulletins* 48:191-203.
- [34] Miller, P.S., and R.C. Lacy. 2003. VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process. Version 9.21 User's Manual. Apple Valley, MN: Conservation

Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).

[35] Lacy, R.C. 1993. VORTEX: a computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20:45-65.

[36] Chapman, A., Brook, B.W., Clutton-Brock, T.H., Grenfell, B.T. and Frankham, R. 2001. Population viability analysis on a cycling population: a cautionary tale. *Biological Conservation* 97:61-69.

[37] Ginzburg, L.V., Slobodkin, L.B., Johnson, K. and Bindman, A.G. 1982. Quasi extinction probabilities as a measure of impact on population growth. *Risk Analysis* 2:171-181.

[38] Cormack, R. M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika* 51: 429-438.

[39] Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika* 52:225-247.

[40] Seber, G. A. F. 1965. A note on the multiple-recapture census. *Biometrika* 52:249-259.

[41] Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G.C. and Anderson, D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62:1-135.

[42] White, G. C. and Burnham, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:S120-S139.

[43] Kendall, W. L. and Nichols, J. D. 1995. On the use of secondary capture-recapture samples to estimate temporary emigration and breeding proportions. *Journal of Applied Statistics* 22: 751-762.

[44] Kendall, W. L., Nichols, J. D. and Hines, J. E. 1997. Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design. *Ecology* 78: 563-578.

[45] Schreiber, E. A. and Burger, J. (Eds.) 2001. *Biology of marine birds*. CRC Press.

[46] Doherty, P.F.J.R., Schreiber, E.A., Nichols, J.D., Hines, J.E., Link, W.A., Schenk, G.A. and Schreiber, R.W. 2004. Testing life history predictions in a long-lived seabird: a population matrix approach with improved parameter estimation. *Oikos* 105:606-618.

[47] Zar, J. H. Eds. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.

- [48] Lee, D. S. and Walsh-McGehee, M. 2000. Population estimates, conservation concerns, and management of tropicbirds in the Western Atlantic. *Caribbean Journal of Science* 36: 267-279.
- [49] Van Halewyn, R. and Norton, R. L. 1984. The status and conservation of seabirds in the Caribbean. *ICBP Technical Publication* 2:169-222.
- [50] Alves, V. S., Soares, A.B.A., Couto, G.S., Ribeiro, A.B.B. and Efe, M. A. 1997. Aves do Arquipélago dos Abrolhos, Bahia, Brasil. *Ararajuba* 5: 209-218.
- [51] Lande, R. 1998. Demographic stochasticity and Allee effect on a scale with isotropic noise. *Oikos* 83:353-358.
- [52] Menges, E. S. 1991. The application of minimum viable population theory to plants. *Genetics and Conservation of Rare Plants* 45:158-164.
- [53] Rayner, M. J., Hauber, M. E., Imber, M. J., Stamp, R. K. and Clout, M. N. 2007. Spatial heterogeneity of mesopredator release within an oceanic island system. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:20862-20865.
- [54] Nogales, M., Martín, A., Tershy, B. R., Donlan, C., Veitch, D., Puerta, N. and Alonso, J. 2004. A review of feral cat eradication on islands. *Conservation Biology* 18: 310-319.
- [55] Howald, G., Donlan, C., Galván, J. P., Russell, J. C., Parkes, J., Samaniego, A. and Tershy, B. 2007. Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology* 21:1258-1268.
- [56] Burger, J. and Gochfeld, M. 2001. Effects of chemicals and pollution on seabirds. In: *Biology of marine birds*. Schreiber, E.A., Burger, J. (Eds.), pp. 485-525. CRC Press, Boca Raton.
- [57] Stienen, E. W. and Brenninkmeijer, A. 2006. Effect of brood size and hatching sequence on prefledging mortality of Sandwich Terns: why lay two eggs? *Journal of Ornithology* 147: 520-530.
- [58] Gaston, A. J. and Jones, I. L. 1998. *The auks*. Oxford University Press, New York.
- [59] Nunes, G. T. Dimorfismo sexual de tamanho, variabilidade genética e conectividade intraespecífica de *Phaethon aethereus* e *Phaethon lepturus* no Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande - FURG. 2013.
- [60] Lande, R. 1995. Breeding plans for small population based on the dynamics of quantitative genetic variance. In: *Population management for survival and recovery*. Ballou, J. D., Gilpin, M. and Foose T.J. (Eds), pp. 318-340. Columbia University Press.

3.7 TABLES

Table 1. Life history parameters of Red-billed Tropicbird (*Phaethon aethereus*) used as input to computer program VORTEX for Population Viability Analysis of the population breeding at Abrolhos Archipelago, Brazil, in the southwestern Atlantic Ocean.

Parameter	Base value of metapopulation	Source
Breeding system	Monogamous	Orta (1992)
Maximum age of reproduction	17	This study
Age of first breeding	4	Schreiber & Burger (2001)
Maximum number of broods and progeny per year	1	Stonehouse (1962); Doherty <i>et al.</i> (2004)
Sex ratio (% males)	50	This study
% Adult female breeding	79	This study
% Males in breeding pools	79	This study
% Annual Mortality	7 (14)	This study
Initial Metapopulation size	709	This study
Santa Barbara (ASB)	387	This study
Siriba (ASI)	66	This study
Redonda (ARE)	172	This study
Sueste (ASU)	84	This study
Carrying capacity (K)	1095	This study
ASB	513	This study
ASI	95	This study
ARE	316	This study
ASU	171	This study
Dispersal rate (%)	1.50	This study
Environmental variation, survival and reproduction	Concordant	

Table 2. Sensitivity analysis: variation of -10%, - 20%, +10% and +20% of the basic scenarios for % reproductive females and the effect of introducing inbreeding depression on the Population Viability Analysis for the Red-billed Tropicbird (*Phaethon aethereus*) at Abrolhos Archipelago, Brazil, in the southwestern Atlantic Ocean. Mean rate of stochastic population growth (*rstoc*) and Probability of extinction (PE).

Scenarios	<i>rstoc</i>	Mean (SD)	P(E)100 (%)	Mean (SD)	Final Population Size	Mean (SD)
Basic scenario	0.10	0.098	0	0	906	112
Metapopulation	0.09	0.098	0	0	882	123
-10% female breeding	0.09	0.098	0	0	882	123
-20% female breeding	0.07	0.097	0	0	846	139
+10% female breeding	0.12	0.097	0	0	922	104
+20% female breeding	0.13	0.098	0	0	929	92
Inbreeding depression	0.10	0.097	0	0	911	100

Significance of the difference in output between the basic and changed models was tested using a Student's two tailed *t*-test , *P<0.05.

3.8 FIGURES

Figure 1. Detail of the five islands that form part of the Abrolhos Archipelago, located approximately 70 km off the Brazilian coast, Atlantic Ocean.

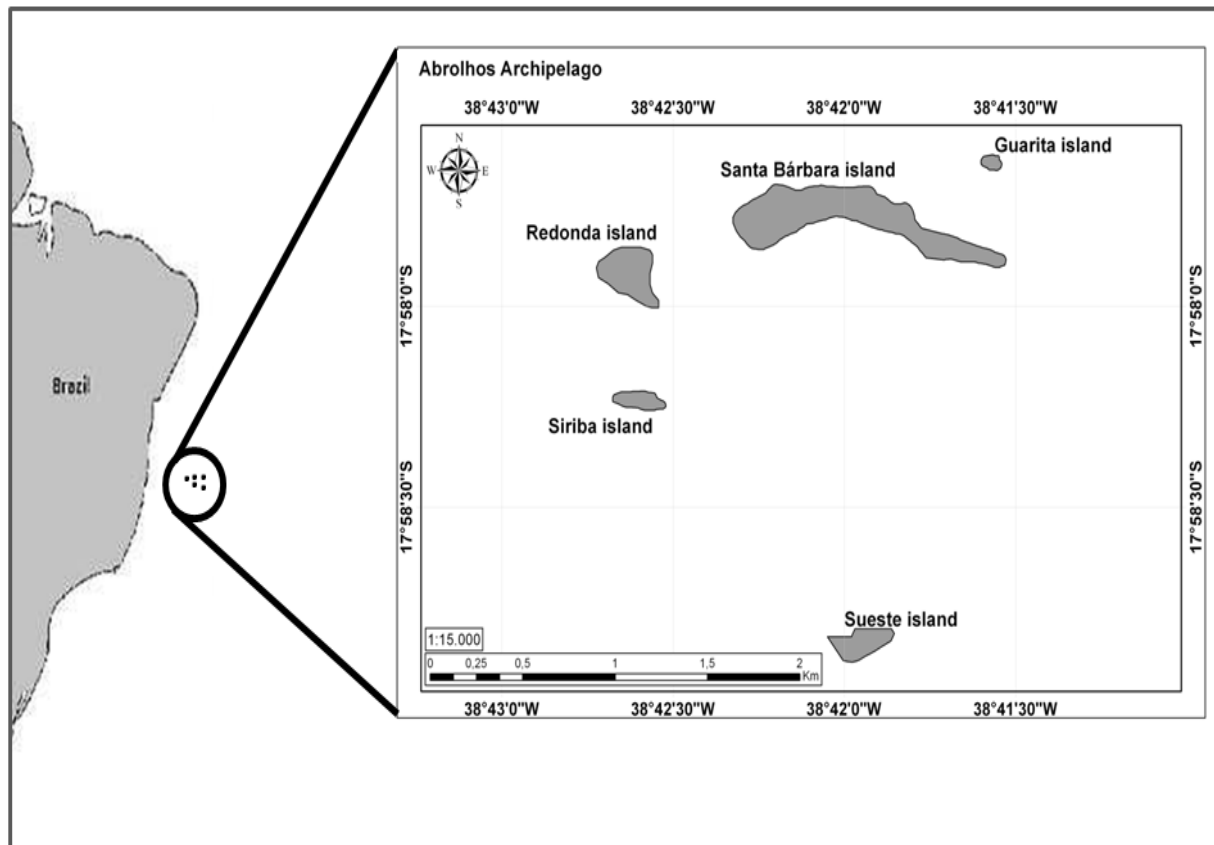


Figure 2. Scenario to estimate the extinction impact due to predation on Red-billed Tropicbirds (*Phaethon Aethereus*) populations at Abrolhos Archipelago, Brazil, Atlantic Ocean. Three levels of predation were modeled: high predation (79% mortality, as recorded in 2011), low predation (55% mortality, as recorded in 2012) and a moderate predation value (67% mortality, as a mean from the above).

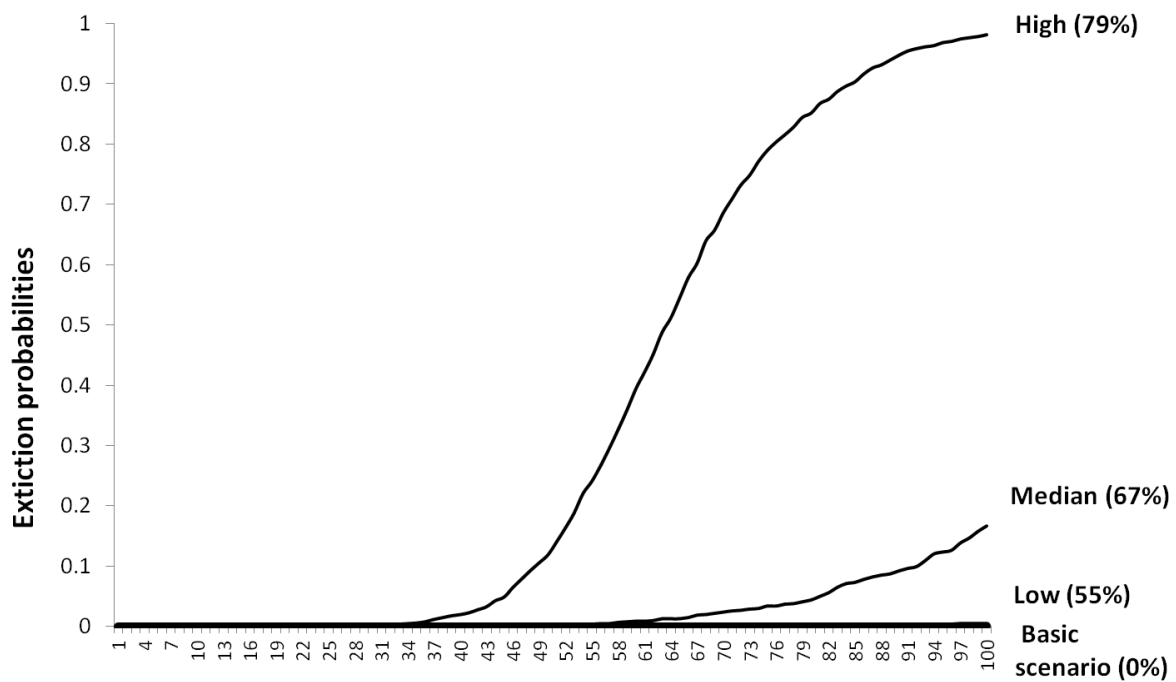
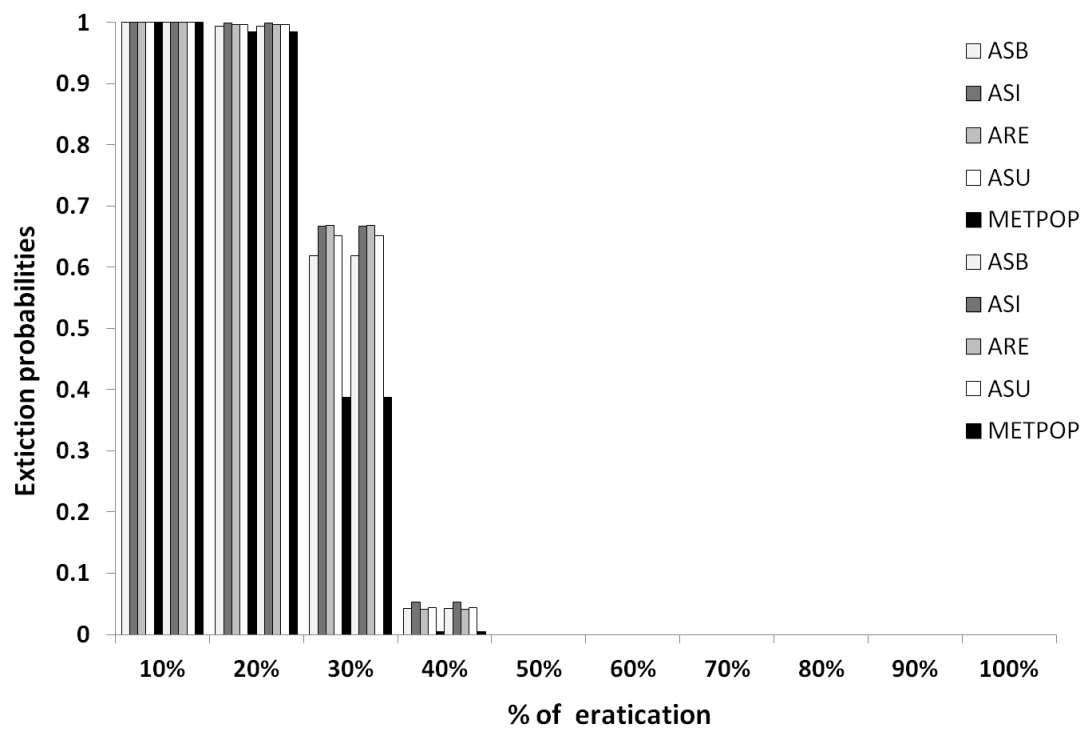


Figure 3. Scenarios of implementation of a rat eradication program and their effects on probability of extinction of Red-billed Tropicbird (*Phaethon aethereus*) at Abrolhos archipelago, Brazil, in the southwestern Atlantic Ocean. The effect of eradication in the probability of extinction of the metapopulation, as well as in each of the subpopulations at Abrolhos is shown.



4 FORAGING BEHAVIOR AND AT SEA DISTRIBUTION OF *SULA* SPP. IN THE SOUTH ATLANTIC OCEAN, BAHIA, BRAZIL

Raissa Sarmento^{1*}, Agustina Gómez-Laich², Flavio Quintana^{2,3}, Marcio Amorim Efe¹

¹ Laboratório de Bioecologia e Conservação de Aves Neotropicais, Setor de Biodiversidade e Ecologia, Universidade Federal de Alagoas, Alagoas, Brasil.

² Centro Nacional Patagónico-CONICET, Boulevard Brown 2915, U9120ACD, Puerto Madryn, Chubut, Argentina.

³ Wildlife Conservation Society, Amenabar 1595, C1426AKC, Ciudad de Buenos Aires, Argentina

* Corresponding author: Raissa Sarmento. Laboratório de Bioecologia e Conservação de Aves Neotropicais, Setor de Biodiversidade e Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, ICBS, Universidade Federal de Alagoas, UFAL. Av. Lourival Melo Mota, s/n, Tabuleiro do Martins, CEP: 57072-900 - Maceió, AL, Brasil. raissa.pereira@gmail.com

4.1 ABSTRACT

Precise information on the foraging behavior and at-sea distribution of seabirds is fundamental for the conservation and understanding of most aspects of seabird foraging ecology. In this work we used GPS technology to assess the at-sea distribution and behavior of two tropical seabirds that breed sympatrically on the Abrolhos Archipelago, Bahia, Brazil: the Masked booby (*Sula dactylatra*) and the Brown booby (*Sula leucogaster*). Both species fed on mutually exclusive areas with a small overlap (6%). While Masked boobies fed in deep waters close to the continental shelf break, Brown boobies used shallow waters closer to the mainland coast. On average, Masked boobies reached longer distances from the colony and flew faster than Brown boobies. The two species used a total area of 22.856,53 km², exceeding by far the protective boundary of the Abrolhos Marine Reserve.

4.2 Introduction

Inter and intra-specific interactions between organisms influence the pattern of space and resource use, especially for top-predators (Young *et al.* 2010). Resource competition can lead to spatial or temporal niche differentiation, allowing the coexistence of species (Pianka 1973). For example, sympatric seabird species with similar ecological requirements often show segregation in some niche dimensions (Croxall & Prince 1980; Diamond 1983; Weimerskirch *et al.* 1986), which is maintained either by differences in the foraging range, feeding strategies, or by differences in the type of prey they consume (Croxall *et al.* 1997).

Masked (*Sula dactylatra*) and Brown (*S. leucogaster*) boobies are the two most common tropical boobies (Sulidae) found breeding together in mixed colonies in the southern Atlantic Ocean (Alves *et al.* 2000). The Brown booby is a typical pantropical species, with a distribution influenced by the warm Gulf Stream to the north, and the warm Brazilian Current to the south, usually near the coast. The Masked booby is the largest tropical species of the family (Nelson 1978). This seabird species forages over pelagic waters, reproduces only on oceanic islands and

is rarely seen close to the shore (Nelson 1978). Indeed, little information exists on the foraging ecology and at sea distribution of these two species in particular and of tropical seabird species in general (Weimerskirch 2007, 2009a, b; Young *et al.* 2010). The limited number of studies that have been performed on tropical seabirds indicate that there are differences between the foraging behaviour of these animals and those that inhabit polar regions and these differences have been mainly attributed to the differences in productivity between tropical and colder waters, as well as the distribution of food resources (Longhurst & Pauly 1987; Weimerskirch 2006, 2007). In addition, tropical seabirds such as boobies have been observed to have a series of very specific flight and activity patterns that might have been evolved as an adaptation to tropical water conditions (Weimerskirch *et al.* 2005).

Seabirds suffer from degradation and loss of their habitats (Croxall *et al.* 2012). However, on a global scale, an examination of the threats faced by these animals suggests that it at sea that they are subject to more risks and where research needs to be focused (Hooker & Gerber 2004). Thus, precise information on the foraging behavior and at-sea distribution of these animals is fundamental not only for understanding many aspects of the inter- and intra-specific interactions but also to understand how these animals interact with the environment (Weimerskirch *et al.* 2012). The evaluation of key foraging areas is an important tool in the study of evolutionary biology and conservation, as it can help to identify oceanic areas of particular importance, known as “population hotspots” (Weimerskirch 2001; Le Corre *et al.* 2012).

During the last years, the miniaturization of electronic devices, especially GPS technology, allowed researchers to examine, in detail, how medium-sized bird predators deal with patchy distribution of resources and heterogeneity of marine resources (Weimerskirch 2007, Lascelles *et al.* 2012). Until now, most of these studies have been performed on temperate or polar waters existing only a few on tropical seabirds (see above) and even less or none analyzing the general foraging trip characteristics of the tropical birds making use of the tropical waters of the coast of Brazil. Thus, the aim of this study was to characterize the at-sea distribution and describe general aspects of the foraging trips of Masked and Brown boobies

breeding sympatrically at the Abrolhos Archipelagos, South Atlantic Ocean, by means of miniaturized GPS technology. We were particularly interested in the characterization of the foraging areas used by both species in order to analyze the degree of spatial segregation. Moreover, we were also interested in discover if foraging ranges of boobies ranges outside the Abrolhos Marine National Park boundaries.

4.3 Methods

Study area

Data collection was carried out between 11 and 19 July 2013, at the Abrolhos Archipelago, which consists of a group of five oceanic islands (Santa Bárbara - ASB; Redonda - ARE; Siriba – ASI; Guarita - AGU and Sueste - ASU). The Archipelago is located approximately 70 km off the southern coast of Bahia state, Brazil (17°20'-18°10'S, 38°35'-39°20'W) (Figure 1). The archipelago is a Marine National Park, excluded Santa Bárbara, whose jurisdiction and control remains under responsibility of Brazilian Navy (IBAMA/FUNATURA 1991).

Data collection

During the study period, Masked boobies were rearing small to large chicks (1 to 5 weeks-old), and only a few individuals were still incubating., while Brown boobies were all incubating. Based on the availability of nests, our main study site was located on the Santa Barbara Is. 17 nests were monitored three times per day to determine at what time the pair switching event took place. A total of 16 Masked boobies was instrumented; six males and six females from six couples and two males and two females from independent nests. In addition, we instrumented 12 Brown boobies (five couples and two independent males). Female and male of the same nest were instrumented giving a minimum of 3 days of interval between each other. Every night, the member of the couple that was close to leave the nest was captured, sexed by their vocalizations and equipped with a GPS logger. The GPSs were attached beneath the base of the 3 central tail feathers using TESA tape

(Wilson *et al.* 1997). Each device together with its waterproof package weighted 8.5 g and accounted for 0.5% of the species body mass. Loggers were programmed to register latitude, longitude and speed data every second. A 'foraging trip' was defined as the time between the departure from and arrival to the colony. A foraging trip was classified as 'complete' when it was well documented from the start to the end, and 'incomplete' when not all positions were recorded, mainly because the battery ran out. GPS positions recorded at the breeding colony or within 300 m of it were excluded from the analysis (Soanes *et al.* 2013). During the study period, the wind was blowing mainly from the south and southeast and during the last day of study the wind blew from the northeast (Brazilian Navy at Abrolhos Archipelagos).

Statistical analysis of foraging behavior

Only complete trips were used for statistical analyses. For each trip we calculated its duration, the total distance traveled, the maximum distance reached to the colony (foraging range) and the mean flight speed. The comparison of these variables between sexes and species was performed using Mann-Whitney tests. Those positions associated with a speed higher than 15 km h^{-1} were classified as flying while those with speed values below 15 km h^{-1} were classified as floating. This threshold value was determined by the examination of the frequency distribution of the recorded speeds (see Grémillet *et al.* 2004). In addition to this, positions associated with a signal interruption lasting more than 10 s were considered diving events. Once all positions had been classified, the total amount of time each bird spent flying, floating and diving as well as the total amount of diving events were calculated. These parameters were compared between by means of *t*-test or Mann-Whitney test, depending on normality.

Statistical analysis for at-sea distribution and foraging areas

Complete and incomplete trips were used for spatial statistical analyses. The total area covered by each species was estimated using the Minimum Convex Polygon Analysis (MCP, Worton 1987), which provides an acceptable measure of

the minimum area covered by birds considering the outermost locations at sea. We then calculated the core areas used by both species by conducting a fixed Kernel Density Analysis (UD) using the function *kernelUD* of the package *adehabitatHR* (Calenge 2006). We used a smoothing parameter of $h=0.036$ with cell size of 1000 m to determine kernel contours of 50, 75 and 95%. To quantify the overlap of the foraging areas between species, we quantified the percentage of the kernel area (95%) that overlapped between Brown and Masked boobies. The degree of overlap was calculated as the percentage of the area used by Masked boobies that overlapped with the area used by Brown boobies and vice versa. All the spatial analyses were performed using the open source statistical package R version 3.0.2 (R Development Core Team 2013) and statistical analyses were performed with STATISTICA 6.0. Data is expressed as means $\pm$ one standard deviation (SD).

4.4 Results

We obtained information from 34 foraging trips, 16 of which were complete. Of the complete trips, 10 were performed by Masked boobies (five females and five males) and six by Brown boobies (two females and four males).

Foraging trip general characteristics

On their foraging trips Masked boobies travelled a mean total distance of 214.5 ± 19.6 km (range 48.8-377.8 km) and reached a maximum distance from the colony of 72.1 ± 38.7 km, with no differences found in any of these parameters between female and males (Table 1). The foraging trip duration was similar between males and females and ranged between 1.5 and 10.6 h (mean values 6.2 ± 2.9 h and 6.3 ± 3.8 h for male and female, respectively, Mann Whitney U-test, $Z = 0.1$, $p = 0.92$) (Table 1). Mean flight speed was 47.0 ± 2.4 km h⁻¹, with no difference between sexes (47.03 ± 2.37 km h⁻¹ and 49.23 ± 1.4 km h⁻¹ for male and female, respectively, Mann Whitney U-test, $Z = -1.56$, $p = 0.117$) (Table 1). Masked boobies spent on average 67.9% of the foraging trip flying, 30.8% floating and 1.0% diving, and made a mean of 9.9 dives per foraging trip (Table 3). All trips occurred during daytime hours.

Due to the small sample, no statistical tests were performed to compare female and male Brown boobies in terms of general foraging trip characteristics. Brown boobies travelled on average a distance of 108.4 ± 35.9 km (range 51.6-140.2 km) and reached a maximum distance from the colony of 35.38 ± 22.2 km (Table 2). The mean flight speed was 38.3 ± 6.6 km h⁻¹ (Table 2) with Brown boobies spending 40.1% of the trip flying, 54.3% floating and 2.4% diving, with a mean of 12.5 dives per foraging trip (Table 3), with all trips occurring during daytime hours.

Masked boobies foraged at a maximum mean distance to the nest of 72 km (up to 140.5 km), while Brown boobies foraged closer to the colony, 35.3 km as the mean and 74.9 km as maximum ($72.1 \text{ km} \pm 38.7$ and 35.3 ± 22.2 , for Masked and Brown boobies respectively; Mann-Whitney U-test, $Z = 2.04$, $p = 0.04$) (Table 4) and flew faster than Brown boobies (48.1 ± 2.1 km h⁻¹, $N = 10$, and 38.3 ± 6.6 km h⁻¹, for Masked and Brown boobies, respectively; Mann-Whitney U-test, $Z = 3.37$, $p = 0.001$). (Table 4). The time spent flying was significantly different between Masked and Brown boobies (4.1 ± 2.2 h vs. 1.5 ± 0.8 h, for Masked and Brown boobies respectively, test $t = 3.6$; $p = 0.002$) (Table 3).

At-sea distribution

The two species used a total area of 22,856.53 km², exceeding by far the protective boundary of the Abrolhos Marine Reserve. Foraging areas of both species differed in size and location (Figure 2). Masked boobies used a total area of 19,618.8 km² (Figure 3a). This species concentrated its foraging effort in the north and northeast of the colony over deep waters (>50 m) and beyond the continental shelf, with only two individuals exploring a southeastern area far away from the colony (Figure 2). In contrast, Brown boobies foraged over an area of 4,615 km², located mainly westward of the island, close to the mainland coast (Figure 3b). In general, Masked boobies left the colony taking a north and east direction (downwind) while Brown boobies flew to the west taking advantage of the down and side winds. Masked boobies spent 95% of their time at sea in an area of 15,106.1 km², with the most distant points of all trips situated in deep waters (>50 m depth). The core area utilized by Masked boobies (50% kernel contours) was concentrated in 1,787.4 km²

(Figure 3a). Brown boobies spent 95% of the time in an area of 2,955.1 km² and 50% in only 150.6 km² close to the continental coast or on waters surrounding the colony (Figure 3b).

There was limited overlap in the foraging areas of both species (6% representing a total of 1,377 km²) (Figure 4). Only 15% of the 95% core area used by Masked boobies overlapped with the 95% core areas used by Brown boobies, while 54% of 95% core area of Brown boobies overlapped with the 95% core area used by Masked boobies (Figure 4).

4.5 Discussion

This study provides new insights on general aspects of the foraging behaviour and at sea distribution of adult Masked and Brown boobies that breed sympatrically at Abrolhos Arquipelago. Our results indicated that breeding Masked and Brown boobies fed mostly in mutually exclusive waters, with both species foraging outside the limits of the Abrolhos Marine Park. Masked boobies showed more oceanic habits, making longer foraging trips and foraging in deeper waters close to the continental shelf break, while Brown boobies made shorter trips and foraged in shallow waters close to the mainland coast.

Studies of closely related sympatric seabirds reveal that spatial partitioning while foraging seems to be a common mechanism to avoid ecological niche overlap (Mori & Boyd 2004; Young *et al.* 2010b; Kappes *et al.* 2011) and this might be the case for Masked and Brown boobies breeding at the Abrolhos Archipelago. The spatial segregation observed on this study agrees with the isotopic niche segregation recently found between these two species at Abrolhos (Mancini *et al.* 2014). The occurrence of some spatial overlap during the breeding season can be explained by the existence of areas with high concentration of prey (Sapoznikow & Quintana 2003). In our site this small area corresponded mainly to the area close to the colony and which could be explained by easy access to prey.

Studies revealed that foraging behavior of seabirds often varied along the different stages of the breeding season (Anderson *et al.* 2003; Sommerfeld & Hennicke 2010). Trips are generally longer during the incubation period than during the chick rearing stage due to energy demands imposed by chicks (Sommerfeld & Hennicke 2010). The asynchrony in their timing of breeding (Masked boobies mainly rearing chicks, while Brown boobies still incubating) can be seen as a strategy of both species to reduce competition for food during the time of highest demand for food. It may have an influence on the foraging behavior observed between both species at this site and at this time of the year. However, in Abrolhos, Masked boobies reached longer distances from the colony than Brown boobies, even though Brown boobies were incubating whereas Masked boobies were rearing chicks. It can also indicate that Masked boobies are able to reach longer distances regardless the breeding stage.

Niche separation between related species, however, is postulated only to emerge due to competitive advantages accrued by one species over the other (Frere *et al.* 2008). In this sense, differences in foraging behavior and/or abilities can help to explain the spatial niche separation (González-Solís *et al.* 2000; Bocher *et al.* 2000; Pinaud & Weimerskirch 2007). In the present study Masked boobies achieved a significantly greater flight speed than Brown boobies and spent more time of their total foraging trips flying. This species appears to have great wing loading which can explain faster flight speeds, although, also may increase the cost of flight (Hertel & Ballance 1999; Young *et al.* 2010b). Masked boobies are considered to attain greater diving depths than Brown boobies, which provided an additional mechanism for resource partitioning between these species (Weimerskirch *et al.* 2009a, b). Differences in body size between species may favour niche differentiation (Andersson 1994) and this segregation is likely related to the greater mass of Masked boobies, which would allow individuals to reach greater depths when plunge diving (Ropert-Coudert *et al.* 2004). The two species may also have different sensory abilities with, for example, one species being more able to find prey in turbid waters than another (Nelson 1978). Despite the fact that Masked and Brown boobies are both considered visual predators (Shealer 2001), Masked boobies are thought to

plunge more heavily than other boobies, in order to penetrate deeply (Nelson 1978; Weimerskirch *et al.* 2009a, b).

Even though boobies are known to present nocturnal habits at sea (Nelson 1985; Weimerskirch *et al.* 2009), none of the instrumented birds spent the night at sea. This behavior can be associated with the fact that Abrolhos and its surroundings is an area of high productivity with the largest and richest coral reef complex in the South Atlantic Ocean (Leão 1996; Francini-filho & Moura 2008) and chlorophyll concentration varying from 0.5 to 6 in 2010 and 2011 (MODIS Aqua satellite from SeaWiFS, NASA/GSFC). Feeding resources close to the colony may allow both species to obtain the amount of food needed for adult maintenance as well as for chick development, in time shorter than elsewhere (Weimerskirch *et al.* 2009b). The diurnal behavior also appears to avoid predation by sharks (Weimerskirch *et al.* 2005, 2006).

Our study found no sex-specific differences in any of the studied foraging parameters of Masked boobies, which is consistent with previous research done on the same species (Weimerskirch *et al.* 2009b; Young *et al.* 2010a). Unfortunately due to the small amount of complete trips recorded, it was not possible to compare foraging patterns between sexes in Brown boobies. Intersexual differences have been previously reported for Brown boobies from temperate zones with females traveling further from the colony (Weimerskirch *et al.* 2009a). However, for the same species the opposite pattern was observed at Johnston Atoll (Central Pacific island) (Lewis *et al.* 2005). According to the Intersexual Competition Hypothesis sexual size dimorphism can provide each sex with access to different resources, which can lead males and females to explore different trophic niches (Navarro *et al.* 2009; Cook *et al.* 2013). Notwithstanding, in our study site, a stable isotope analysis carried out by Mancini *et al.* (2013) found no significant difference in isotope values between male and females boobies of Brown and Masked boobies, despite such differences were detected in boobies nesting in other Brazilian islands. The authors observed no significant correlation between the degree of sexual dimorphism and the trophic differences between sexes, in a range of tropical seabird species. Variability in the foraging behavior between sexes may be in some cases due to geographic zones

(prey resource) and environment conditions more than related to size dimorphism (Lewis *et al.* 2005) as trophic segregation has also been observed for monomorphic species (Lewis *et al.* 2002). Previous studies also suggest that sex-specific differences in foraging behaviour of boobies may arise only in high productivity environments, such as temperate and polar ocean, where superabundant prey allows greater flexibility in parental roles (Weimerskirch *et al.* 2009c; Young *et al.* 2010b). However, further studies are necessary to clarify this point.

Our results indicate that during the breeding season foraging ranges of Masked and Brown boobies exceeds by far the protective boundary of the Abrolhos Marine Reserve. Brown boobies had even searched for food close to the coast, where strong commercial and small-scale fisheries operates (Floeter *et al.* 2006; Giglio & Freitas 2013). This attitude can increase the risks during the at-sea foraging movement, especially when fisheries and seabirds target the same prey. Or when incidental mortality occurs (e.g., Okes *et al.* 2009; Trebilco *et al.* 2011).

Overall, we demonstrated the importance of preserving areas outside the boundaries of the Park, used as foraging habitats by boobies. However, we encourage further studies that consider other species and breeding seasons, in order to define key foraging areas for protection, as well the consistency of foraging grounds around the year and among different breeding seasons. Such approach would increase seabird conservation effectiveness, as well as contribute for the conservation of many other marine taxa, as seabirds are good indicators of important marine ecological processes (Le Corre *et al.* 2012; Parsons *et al.* 2008).

4.6 Acknowledgements

This paper forms part of the M.Sc. Thesis of Raissa Sarmiento and was supported by CAPES and CNPq grants. We would like to thank CEMAVE/ICMBio, Parnam Abrolhos and Marinha do Brasil for authorizations for work. Fieldwork in Abrolhos archipelago was supported for C.M. Musso and AVIDEPA staff, to which we are extremely grateful.

REFERENCES

- ALVES, V. S. et al. Aves do Arquipélago dos Abrolhos, Bahia, Brasil. **Ararajuba**, v. 5, p. 209-218. 1997.
- ALVES, V. S. et al. Aves marinhas de Abrolhos. In: BRANCO J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Itajaí: UNIVALI, 2004. p. 213-232.
- ANDERSSON, M. **Sexual selection**. Princeton University Press, Princeton, NJ. 1994.
- ANDERSON, D. J. et al. At-sea distribution of waved albatrosses and the Galapagos Marine Reserve. **Biological Conservation**, v. 110, p. 367-373. 2003.
- ASSEID, B.S. et al. The food of three seabirds at Latham Island, Tanzania, with observations on foraging by Masked boobies *Sula dactylatra*. **African Journal of Marine Science**, v. 28, p. 109-114. 2006.
- BOCHER, P.; CHEREL, Y.; HOBSON, K.A. Complete trophic segregation between South Georgian and common diving petrels during breeding at Iles Kerguelen. **Marine Ecology Progress Series**, v. 208, p. 249-264. 2000.
- COOK, T.R. et al. Can foraging ecology drive the evolution of body size in a diving endotherm? **PloS ONE**, v. 8, p. e56297. 2013.
- CROXALL, J. P.; PRINCE, P. A. Food, feeding ecology and ecological segregation of seabirds at South Georgia. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.14, p.103-131. 1980.
- CROXALL, J. P.; PRINCE, P. A.; REID, K. Dietary segregation of krill-eating South Georgia seabirds. **Journal of Zoology**, London v. 242, p. 531-556. 1997.
- CROXALL, J. P. et al. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. **Bird Conservation International**, v. 22, p. 1-34. 2012.
- FLOETER, S. R.; HALPERN, B. S.; FERREIRA, C. E. L. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. **Biological Conservation**, v. 128, n. 3, p. 391-402. 2006.
- FRANCINI-FILHO, R. B.; DE MOURA, R. L. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank,

- eastern Brazil. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, p. 1166-1179. 2008.
- FRERE, E. et al. Foraging behaviour and habitat partitioning of two sympatric cormorants in Patagonia, Argentina. **Ibis**, v. 150, p. 558-564. 2008.
- FUNATURA, IBAMA. Plano de Manejo: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. **IBAMA FUNATURA**, Brasília, 1991.
- FURNESS, R. W. Impacts of fisheries on seabird communities. **Scientia Marina**, v. 67, p. 33-45. 2003.
- GIGLIO, V. J.; FREITAS, M. O. Caracterização da pesca artesanal com rede de camboa na Reserva Extrativista do Cassurubá, Bahia. **Biotemas**, v. 26, p. 249-259. 2013.
- GILARDI, J. D. Sex-specific foraging distributions of brown boobies in the eastern tropical Pacific. **Colonial Waterbirds**, v.15, p. 148-151. 1992.
- GONZÁLEZ-SOLÍS J.; CROXALL, J.P.; WOOD, A.G. Foraging partitioning between giant petrels *Macronectes* spp. and its relationship with breeding population changes at Bird Island, South Georgia. **Marine Ecology Progress Series**, v. 204, p. 279-288. 2000.
- HAMER, K. C. et al. Foraging ranges, diets and feeding locations of Gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from satellite telemetry. **Marine Ecology Progress Series**, v. 200, p. 257-264. 2000.
- HAMER, K. C. et al. Contrasting foraging strategies of Gannets *Morus bassanus* at two North Atlantic colonies: foraging trip duration and foraging area fidelity. **Marine Ecology Progress Series**, v. 224, p. 283-290. 2001.
- HERTEL, F.; BALLANCE, L.T. Wing ecomorphology of seabirds from Johnston Atoll. **Condor**, v.101, p. 549-556. 1999.
- HOOKE, S.K.; GERBER, L.R. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. **BioScience**, v. 54, p. 27-39. 2004.
- KAPPES, M. A. et al. Variability of resource partitioning in sympatric tropical boobies. **Marine Ecology Progress Series**, v. 441, p. 281-294. 2011.

- LASCELLES, B. G. et al. From hotspots to site protection: identifying marine protected areas for seabirds around the globe. **Biological Conservation**, v. 156, p. 5-14. 2012.
- LONGHURST, A.R.; PAULY, D. **Ecology of tropical oceans**. Academic Press, San Diego, CA. 1987.
- LEÃO, Z.M.A.N. The coral reefs of Bahia: morphology, distribution and the major environmental impacts. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 68, p.439-452.1996.
- LEWIS, S. et al. Sex-specific foraging behaviour in a monomorphic seabird. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 269, p. 1687-1693. 2002.
- LEWIS, S. et al. Sex-specific foraging behaviour in tropical boobies: does size matter? **Ibis**, v. 147, p. 408-414. 2005.
- LE CORRE, M. et al. Tracking seabirds to identify potential Marine Protected Areas in the tropical western Indian Ocean. **Biological Conservation**, v.156, p. 83-93. 2012.
- MARCHIORO, G. B. et al. Avaliação dos impactos da exploração e produção de hidrocarbonetos no Banco dos Abrolhos e adjacências. **Megadiversidade**, v. 1, p. 225-310. 2005.
- MANCINI, P. L. et al. Foraging segregation in tropical and polar seabirds: testing the Intersexual Competition Hypothesis. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 449, p. 186-193. 2013.
- MORI, Y.; BOYD, I.L. Segregation of foraging between two sympatric penguin species: Does rate maximization make the difference? **Marine Ecology Progress Series**, v. 275, p. 241-249. 2004.
- MUNILLA, I. et al. Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. **Ecosphere**, v. 2, art. 83. 2011.
- NAVARRO, J.; KALIONTZOPOULOU, A.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J. Sexual dimorphism in bill morphology and feeding ecology in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*). **Zoology**, v. 112, p. 128-138. 2009.
- NELSON, J. B. Masked Booby. In: ROBERTSON, C. J. R. (Ed.). **Complete book of New Zealand birds**. Sydney, Reader's Digest. 1985.

- NELSON, J. B. **The Sulidae: gannets and boobies**. Oxford University Press, Oxford. 1978.
- OKES, N. C. et al. Competition for shifting resources in the southern Benguela upwelling: seabirds versus purse-seine fisheries. **Biological Conservation**, v. 142, p. 2361-2368. 2009.
- PARSONS, M. et al. Seabirds as indicators of the marine environment. **ICES Journal of Marine Science**, v. 65, p. 1520-1526. 2008.
- PIANKA, E.R. Competition and niche theory. In: MAY RM (ed) **Theoretical ecology**, 2nd Edn. Sinauer Associates, Sunderland, MA, 1981. p 167-196.
- PINAUD, D.; WEIMERSKIRCH, H. At-sea distribution and scale-dependent foraging behaviour of petrels and albatrosses: a comparative study. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, p. 9-19. 2007.
- ROPERT-COUDERT, Y. et al. Between air and water: the plunge dive of the Cape Gannet *Morus capensis*. **Ibis**, v. 146, p. 281-290. 2004.
- SAPOZNIKOW, A.; QUINTANA, F. Foraging behavior and feeding locations of Imperial Cormorants and Rock Shags breeding sympatrically in Patagonia, Argentina. **Waterbirds**, v. 26, p. 184-191. 2003.
- SHEALER, D. Foraging behavior and food of seabirds. In: SCHREIBER, E. A.; BURGER, J. (Eds.). **Biology of marine birds**. Boca Raton, CRC Press. 2001. P. 137-177.
- SOANES, L. M. et al. How many seabirds do we need to track to define home-range area? **Journal of Applied Ecology**, v. 50, p. 671-679. 2013.
- SOMMERFELD, J.; HENNICKE, J. C. Comparison of trip duration, activity pattern and diving behaviour by Red-tailed Tropicbirds (*Phaethon rubricauda*) during incubation and chick-rearing. **Emu**, v. 110, p. 78-86. 2010.
- TREBILCO, R. et al. Mapping species richness and human impact drivers to inform global pelagic conservation prioritization. **Biological Conservation**, v. 144, p. 1758- 1766. 2011.
- YORIO, P. et al. Spatial overlap between foraging seabirds and trawl fisheries: implications for the effectiveness of a marine protected area at Golfo San Jorge, Argentina. **Bird Conservation International**, v. 20, p. 320-334. 2010.

- YOUNG, H.S. et al. Resource partitioning by species but not sex in sympatric boobies in the central Pacific Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 403, p. 291-301. 2010a.
- YOUNG, H. S. et al. Niche partitioning among and within sympatric tropical seabirds revealed by stable isotope analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 416, p. 285-294. 2010b.
- WEIMERSKIRCH, H. Seabird demography and its relationship with the marine environment. In: E. A. SCHREIBER; BURGER J. (eds.). **Biology of marine birds**. Boca Raton, CRC Press. 2001. p. 113-132.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. Foraging strategy of a tropical seabird, the Red-footed booby, in a dynamic marine environment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 288, p. 251-261. 2005.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. Sex-specific foraging behaviour in a seabird with reversed sexual dimorphism: the Red-footed booby. **Oecologia**, v. 146, p. 681-691, 2006.
- WEIMERSKIRCH, H. Are seabirds foraging for unpredictable resources? **Deep Sea Research II**, v. 54, p. 211-223. 2007.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. Species-and sex-specific differences in foraging behaviour and foraging zones in Blue-footed and Brown boobies in the Gulf of California. **Marine Ecology Progress Series**, v. 391, p. 267-278, 2009a.
- WEIMERSKIRCH, H. et al. Relationship between reversed sexual dimorphism, breeding investment and foraging ecology in a pelagic seabird, the Masked booby. **Oecologia**, v. 161, p.637-649. 2009b.
- WILSON, R. P. et al. Long-term attachment of transmitting and recording devices to penguins and other seabirds. **Wildlife Society Bulletin**, v. 25, p. 101-106. 1997.
- WORTON, B. J. A review of models of home range for animal movement. **Ecological Modelling**, v. 38, p. 277-298. 1987.

4.7 TABLES

Table 1. Characteristics of foraging trips performed by female and male Masked boobies (*Sula dactylatra*) during 2013 breeding season at Abrolhos Archipelago. Mean $\pm$ SD values are showed.

<i>Sula dactylatra</i>	Male (N = 5)	Female (N =5)	Mann Whitney test
Total distance traveled (km)	193.68 $\pm$ 115	235.37 $\pm$ 133.7	U = 10.00, Z = -0.52, p = 0.601
Max. distance from nest (km)	58 $\pm$ 27.54	86.1 $\pm$ 46	U = 8.00, Z = -0.94, p = 0.347
Trip duration (h)	6.2 $\pm$ 2.9	6.27 $\pm$ 3.8	U = 12.00, Z = 0.1, p = 0.916
Flight speed (km h ⁻¹)	47.03 $\pm$ 2.37	49.23 $\pm$ 1.4	U = 5.00, Z = -1.56, p = 0.117

Table 2. Characteristics of foraging trips performed by female and male Brown boobies (*Sula leucogaster*) during 2013 breeding season at Abrolhos Archipelago. Mean $\pm$ SD values are showed.

<i>Sula leucogaster</i>	Male (N = 5)	Female (N =5)
Total distance traveled (km)	93.86 $\pm$ 38.35	112.86 $\pm$ 33.34
Max. distance from nest (km)	18.86 $\pm$ 9.45	46.42 $\pm$ 23.38
Trip duration (h)	3.9 $\pm$ 1.4	5.29 $\pm$ 1.4
Flight speed (km h ⁻¹)	36.58 $\pm$ 2.07	39.19 $\pm$ 10.13

Table 3. Characteristics of foraging behavior performed by Masked (*Sula dactylatra*) and Brown (*Sula leucogaster*) boobies during 2013 breeding season at Abrolhos Archipelago, tracked by GPS loggers. Significant statistical test are shown in bold.

	Mean $\pm$ SD		% Species		p
	Masked	Brown	Masked	Brown	
Flying	4.1 $\pm$ 2.2	1.5 $\pm$ 0.8	67.9%	40.1%	0.002
Floating	1.8 $\pm$ 1.5	2.1 $\pm$ 1.6	30.8%	54.3%	0.768
Diving	0.1 $\pm$ 0.0	0.1 $\pm$ 0.1	1.0%	2.4%	0.342

Table 4. Characteristics of foraging trips performed by Masked (*Sula dactylatra*) and Brown (*Sula leucogaster*) boobies during 2013 breeding seasons at Abrolhos Archipelago, tracked by GPS loggers. Values are mean $\pm$ SD.

Differences between Species	Masked booby (N = 10)	Brown booby (N = 6)	Mann Whitney test
Total distance traveled (km)	214.53 $\pm$ 119.6	108.4 $\pm$ 35.9	U = 20.00, Z = 1.77 p = 0.075
Max. distance from the nest (km)	72.06 $\pm$ 38.7	35.38 $\pm$ 22.2	U = 17.00, Z = 2.04, p = 0.040
Trip duration (h)	6.24 $\pm$ 3.1	4.6 $\pm$ 1.4	U = 30.00, Z = 0.88 p = 0.374
Flight speed (km h ⁻¹)	48.13 $\pm$ 2.1	38.3 $\pm$ 6.6	U = 2.00, Z = 3.37, p < 0.001

4.8 FIGURES

Figure 1. Detail of the five islands that form part of the Abrolhos Archipelago, located approximately 70 km off the Brazilian coast, Atlantic Ocean.

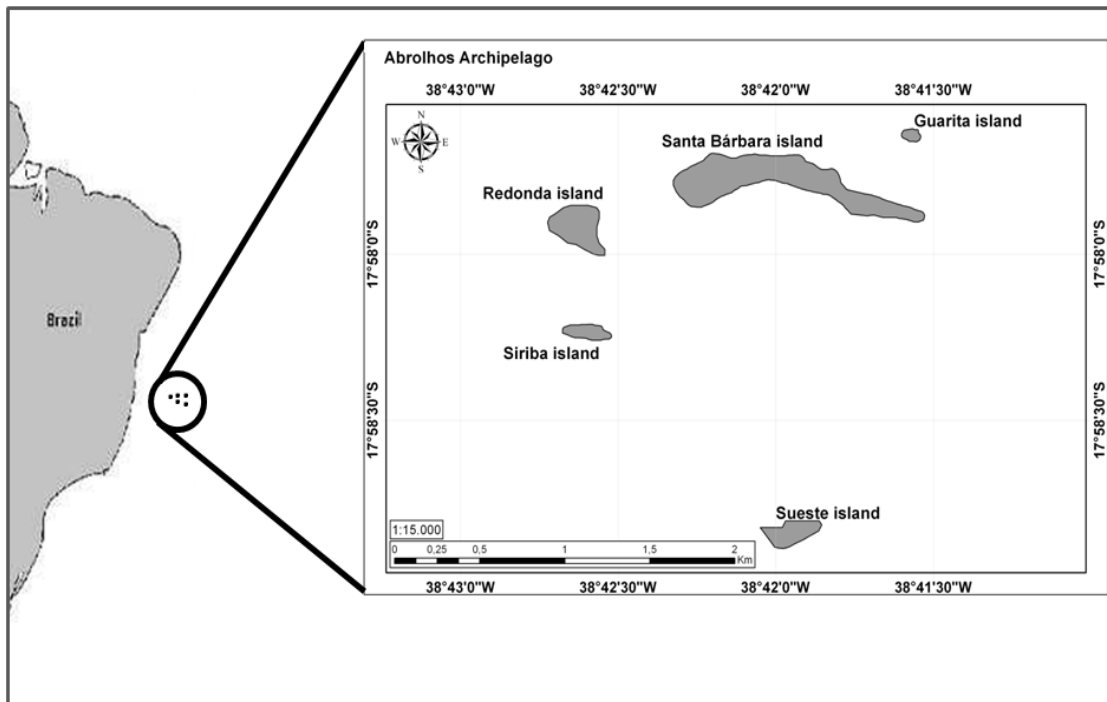


Figure 2. At sea distribution (GPS locations) of female and male Masked boobies (*Sula dactylatra*) (black) and Brown boobies (*Sula leucogaster*) (grey) undertaking foraging trips during 2013 breeding season at Abrolhos Archipelago, Brazil, southwestern Atlantic Ocean. The dotted line represents the isobath of 50 m and solid line isobath of 200 m and the polygon represents the limit of the Abrolhos Marine Park.

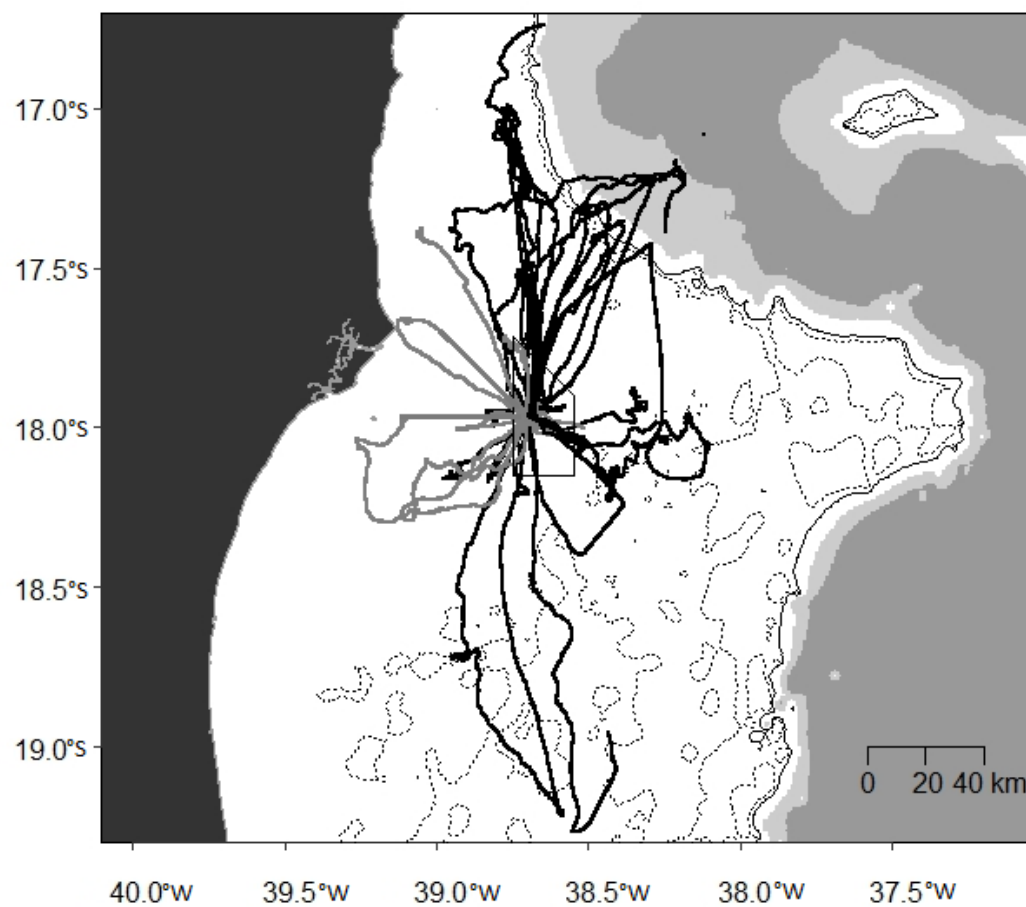


Figure 3. At sea distribution (95, 75 and 50 % kernel contours, shades of grey from the lightest to the darkest, respectively) of (A) tracked Masked boobies (*Sula dactylatra*) and (B) Brown boobies (*Sula leucogaster*) from Abrolhos Archipelago during 2013 breeding season. The polygon represents the limit of the Abrolhos Marine Park.

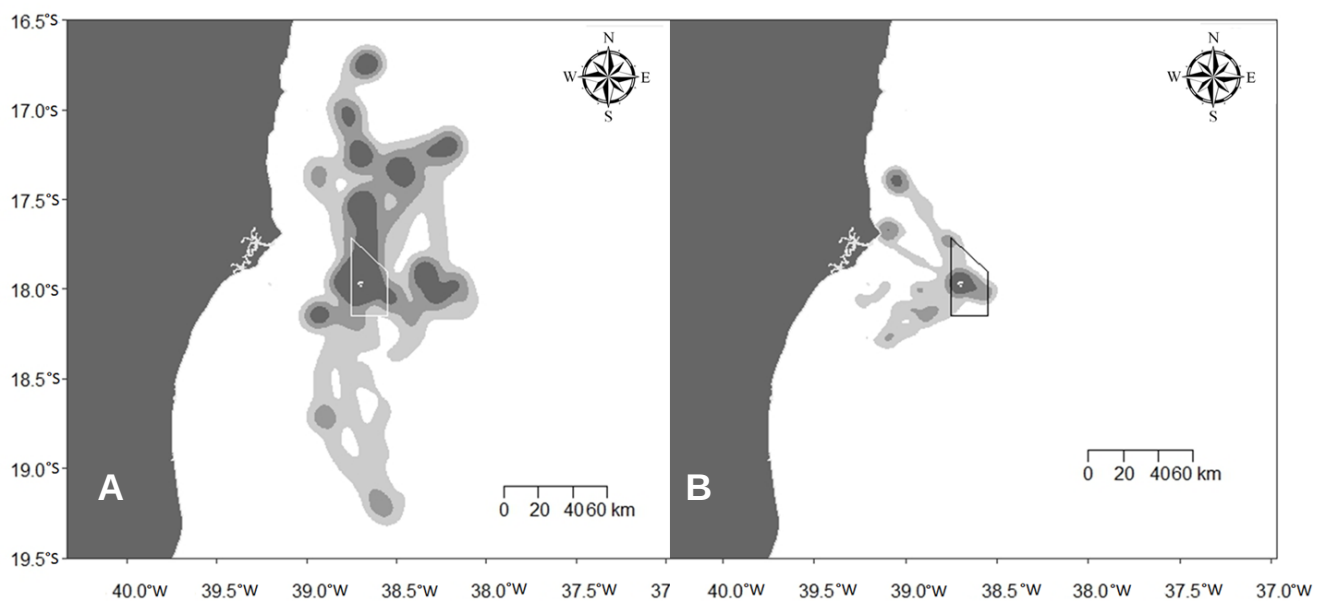
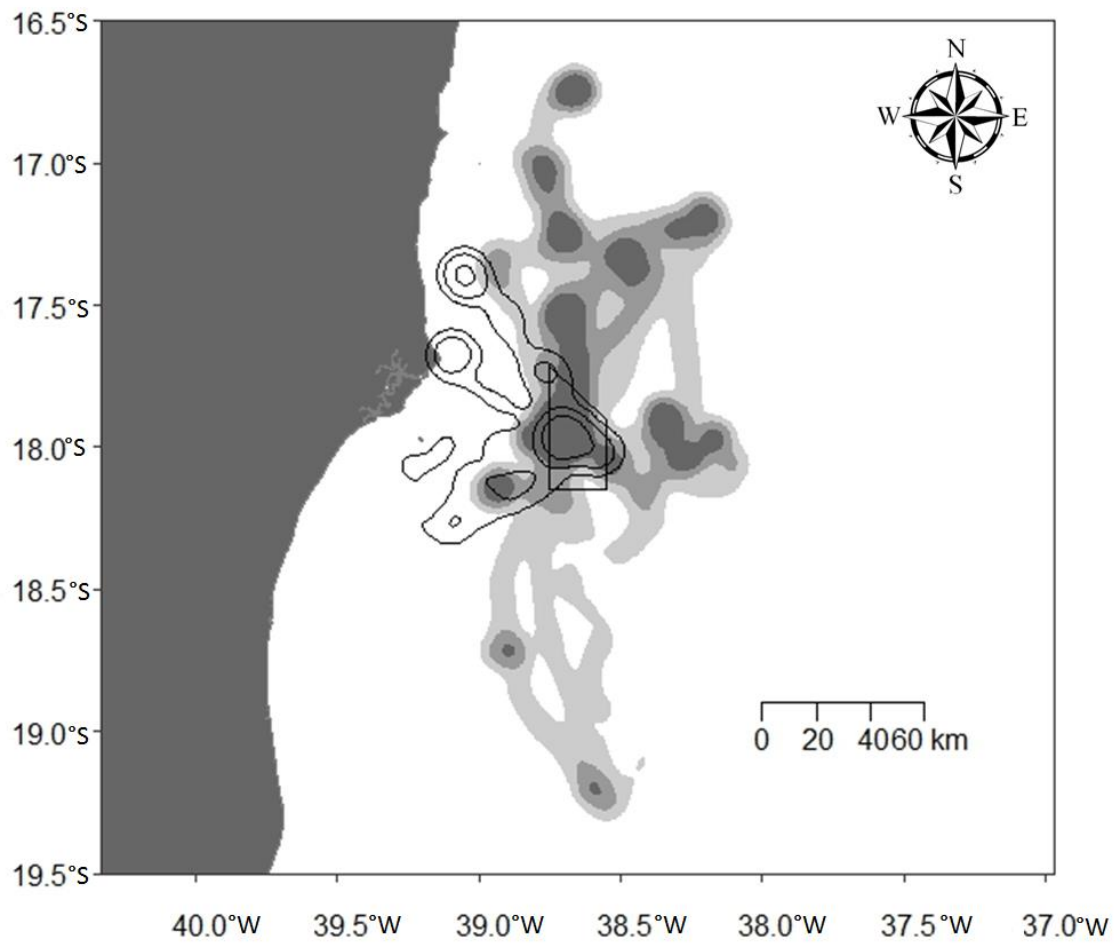


Figure 4. Overlapped areas used by Masked boobies (*Sula dactylatra*) (shades of grey) and Brown boobies (*Sula Leucogaster*) (hollow) from Abrolhos Archipelago during 2013 breeding season. The polygon represents the limit of the Abrolhos Marine Park.



5 CONCLUSÕES GERAIS

Esse estudo abrangeu a temática da conservação de três espécies de aves marinhas que reproduzem no Arquipélago de Abrolhos, Bahia, Brasil, fornecendo informações importantes sobre a probabilidade de extinção e os efeitos de ameaças sobre a população de *P. aethereus*, bem como locais e estratégias de forrageamento de duas espécies de atobás (*S. dactylatra* e *S. leucogaster*) durante a época reprodutiva.

Através da análise de viabilidade populacional conduzida com a população de *P. aethereus* foi possível verificar que a disponibilidade de ninhos em Abrolhos não é um fator limitante para o crescimento da população atual. Assim, a população foi considerada viável sob condições ambientais naturais. No entanto, vimos que o futuro de *P. aethereus* em Abrolhos é altamente incerto se as atuais taxas de predação por ratos, sobre ovos e filhotes, continuar. A população enfrenta um alto risco de declínio, com uma probabilidade média de extinção de 57,5% e tempo médio para extinção de apenas 75 anos. O presente estudo defende que a implementação de um programa de gestão direcionado ao controle e erradicação da população de ratos em Abrolhos é de extrema importância para a viabilidade da espécie estudada, possivelmente beneficiando diversas espécies da fauna e flora.

No segundo estudo foi verificado que as duas espécies de atobás usam áreas de alimentação de diferente tamanho e localização. Em média, *S. dactylatra* voou com maior velocidade e alcançou maiores distâncias da colônia do que *S. leucogaster*. No entanto, nenhuma diferença significativa foi encontrada relacionada com a distância total percorrida. Além disso, também observamos um comportamento alimentar mais oceânico em *S. dactylatra*, alimentando em águas profundas perto da quebra da plataforma continental, enquanto *S. leucogaster* usou águas rasas perto da costa para alimentar-se. Os resultados indicaram que ambos os atobás alimentaram-se em áreas diferentes, apresentando uma sobreposição de apenas 6%. *Sula dactylatra* não mostrou diferença entre os sexos em qualquer parâmetro de forrageamento, apesar do maior tamanho da fêmea. Os resultados

também indicam que as duas espécies utilizaram uma área total de 22.856 km², sendo a mesma predominantemente fora dos limites da unidade de conservação. Portanto, o estudo sugere uma gestão adequada das áreas marinhas utilizadas como habitats de forrageamento pelos atobás fora dos limites do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. No entanto, acreditamos que mais estudos que considerem outras fases do ciclo reprodutivo dessas espécies, bem como o rastreamento similar de outras espécies, particularmente englobando a época não reprodutiva, são extremamente necessários para a identificação de áreas-alvo propícias à proteção. Dessa forma, tais dados poderão servir de suporte à proposta de ampliação dos limites desta Unidade de Conservação.