

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE

DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ALBATROZES E PETRÉIS
(Diomedidae: Procellariiformes): UMA FERRAMENTA PARA
NORTEAR POLÍTICAS PÚBLICAS E CONSERVAÇÃO

Caio Azevedo Marques

Ilhéus - Bahia

2015

Caio Azevedo Marques

DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ALBATROZES E PETRÉIS
(Diomedidae: Procellariiformes): UMA FERRAMENTA PARA
NORTEAR POLÍTICAS PÚBLICAS E CONSERVAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de concentração: Ações e Planejamento em Conservação da Biodiversidade

Orientador: **Deborah Faria**

Ilhéus - Bahia

2015

M357

Marques, Caio Azevedo.

Distribuição potencial de albatrozes e petréis
(Diomedidae: Procellariiformes): uma ferramenta
para nortear políticas públicas e conservação /
Caio Azevedo Marques. – Ilhéus, BA: UESC, 2015.
viii, 62f. : Il.

Orientadora: Deborah Faria.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual
de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências e apêndice.

1. Nicho (Ecologia). 2. Albatroz. 3. Pesca. 4.
Ave marinha – Conservação. 5. Petrel. I. Título.

CDD 577.7

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e professores pelos ensinamentos e contribuições.

À FAPESB pelo subsídio (bolsa de mestrado).

À Professora Deborah Faria pela paciência, confiança, estímulo em todas as fases do trabalho e pelo exemplo de excelente profissional.

Ao Professor Paulo de Marco Júnior pelas recepções e acolhimento em seu laboratório e apoio às análises. Agradeço também a todos seus alunos e agregados do seu laboratório e da Universidade Federal de Goiânia pelo apoio e companheirismo.

Ao Professor Daniel Brito pelo apoio às análises que não estão nesta dissertação, mas fazem parte dos estudos que serão continuados.

Ao Projeto Albatroz por ceder o banco de dados e confiar no trabalho.

À Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), em especial à Iky pela gentileza, boa vontade e eficiência excepcionais.

À minha família que sempre me apoiou, em especial à minha mãe, Sônia que esteve sempre torcendo por mim e apoiando meus planos, e à Danielle pela paciência e companheirismo.

Aos colegas de Pós-Graduação pelo companheirismo e apoio durante o período do mestrado.

Aos amigos que Ilhéus e a UESC me presentearam, em especial aos da Casa da Colina.

LISTA DE TABELAS

1. Tabela 1: Nome, variáveis, unidade de medida, manipulação e fonte das 16 variáveis ambientais usadas durante a modelagem de distribuição potencial de albatrozes e petréis.....	27
2. Tabela 2. Sumário da Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando os primeiros seis componentes ou eixos ortogonais principais (PC), que juntos explicam 95% da variação total, e os pesos (<i>loadings</i>) das variáveis ambientais em cada eixo.....	28
3. Tabela 3. Avaliação dos algoritmos utilizados para determinar o potencial de distribuição das 11 espécies estudadas. Contendo: número de pontos únicos empregados nas predições (Pontos únicos), valores de AUC- <i>Area Under the Receiver-Operator Curve</i> , Limiar_ROC – <i>Receiver-Operator Curve</i> e TSS_ROC - <i>True Skilled Statistics_Receiver-Operator Curve</i>	35
4. Tabela A-1. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Diomedea exulans</i>	62
5. Tabela A-2. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Diomedea dabbenena</i>	62
6. Tabela A-3. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Diomedea epomophora</i>	63
7. Tabela A-4. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Diomedea sanfordi</i>	63
8. Tabela A-5. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Thalassarche melanophris</i>	64
9. Tabela A-6. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Thalassarche chlororhynchos</i>	64
10. Tabela A-7. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Thalassarche chrysostoma</i>	65
11. Tabela A-8. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Thalassarche cauta</i>	66
12. Tabela A-9. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Thalassarche steadi</i>	66
13. Tabela A-10. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Procellaria aequinoctialis</i>	66
14. Tabela A-11. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para <i>Procellaria conspicillata</i>	67

LISTA DE FIGURAS

- 1. Figura 1:** Distribuição de *Diomedea exulans* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 36
- 2. Figura 2:** Distribuição de *Diomedea dabbenena* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 37
- 3. Figura 3:** Distribuição de *Diomedea epomophora* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 38
- 4. Figura 4:** Distribuição de *Diomedea sanfordi* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 39
- 5. Figura 5:** Distribuição de *Thalassarche melanophris* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 40
- 6. Figura 6:** Distribuição de *Thalassarche chlororhynchos* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.....41
- 7. Figura 7:** Distribuição de *Thalassarche chrysostoma* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 42
- 8. Figura 8:** Distribuição de *Thalassarche cauta* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 43

- 9. Figura 9:** Distribuição de *Thalassarche steadi* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 44
- 10. Figura 10:** Distribuição de *Procellaria aequinoctialis* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 45
- 11. Figura 11:** Distribuição de *Procellaria conspicillata* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição resultante da aplicação dos algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S..... 46
- 12. Figura A-1:** A- *Diomedea exulans*, B- *Diomedea dabbenena*, C- *Diomedea epomophora*, D - *Diomedea sanfordi*. 68
- 13. Figura A-2:** A - *Thalassarche melanophris*, B - *Thalassarche chlororhynchos*, C - *Thalassarche chrysostoma*, D - *Thalassarche cauta*, E - *Thalassarche steadi*..... 69
- 14. Figura A-3:** A - *Procellaria aequinoctialis*, B – *Procellaria conspicillata*..... 70

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	10
1.1 Contextualização Geral	10
1.2 Conservação de albatrozes e petréis em âmbito internacional e nacional: Organizações e instrumentos legais	11
1.2.1 ACAP	12
1.2.2 ICCAT	12
1.2.3 IUCN	13
1.2.4 O Brasil no contexto dos tratados internacionais para a conservação de albatrozes e petréis	14
1.2.5 Instrução Normativa Interministerial (INI) nº 04/201	15
1.3 A modelagem da distribuição espacial das espécies como subsídio para medidas de conservação	15
1.4 Objetivo	17
2. MATERIAIS E MÉTODOS	18
2.1 As espécies modeladas	18
2.2. Base de dados de ocorrência das espécies	24
2.3. Algoritmos de modelagem como ferramentas preditivas	25
2.4. Variáveis ambientais, procedimentos de modelagem, limiares de distribuição e avaliação	26
2.5. Avaliação da autocorrelação espacial das espécies, erros e viés inerentes à coleta dos dados	30
3. RESULTADOS	31
4. DISCUSSÃO	47
5. CONCLUSÃO	53
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	54
7. APÊNDICES I	62
8. APÊNDICES II	68

RESUMO

O declínio das populações de albatrozes e petréis é em parte relacionado à mortalidade incidental dessas aves na pesca comercial com espinhel. Organizações e tratados internacionais, dos quais o governo brasileiro é membro e signatário, vem adotando medidas mitigatórias, priorizando estas ações ao sul da latitude 25°S – paralelo 25° graus ao sul equatorial - região na qual entende-se há maior concentração de indivíduos das espécies focais. Neste contexto, o presente trabalho objetivou realizar uma avaliação da distribuição geográfica aceita pela IUCN para embasar estas ações para nove espécies de albatrozes e duas de petréis, através da comparação das distribuições da IUCN com as realizadas através de modelagem de nicho ecológico para estas 11 espécies de Procellariiformes. Para cada espécie elaboramos quatro modelos reconhecidos e amplamente utilizados em estudos de modelagem de nicho ecológico, checando o resultado dos modelos com as distribuições dessas espécies disponibilizadas pela IUCN. Essas informações foram confrontadas com outras informações de limites espaciais adotados nas políticas públicas para a conservação dessas espécies (normas e recomendações vigentes), discutindo a adequação, deficiência e possíveis ajustes nestes limites. Nossos resultados mostram que para a maioria das espécies, a distribuição adotada pela IUCN é bastante coerente com a modelagem preditiva e com novos dados de distribuição, principalmente no que se refere ao paralelo 25°S como região limite para a concentração da maioria das espécies. Nosso trabalho chama atenção, no entanto, para a existência de regiões ao norte deste limite com grande adequabilidade ambiental e com registros confirmados, geralmente concentradas nas águas costeiras e próximas à quebra do talude. Esta situação provavelmente revela a estreita associação, nestas áreas produtivas, entre a atividade de pesca e o forrageio das espécies. Sugerimos, portanto, que estas áreas identificadas nos nossos modelos como adequadas, sejam priorizadas em investigações futuras acerca da importância de uso para as populações de aves marinhas.

PALAVRAS-CHAVE: adequabilidade ambiental, modelagem de nicho ecológico, modelo de distribuição de espécies, pesca, espinhel pelágico, captura incidental, mortalidade incidental, medida mitigadora.

ABSTRACT

The decline of the populations of albatrosses and petrels is in part related to their incidental mortality in commercial longline fisheries. Organizations and international treaties, of which Brazilian government is a signatory, have been adopting mitigation measures in order to prioritize these actions from the South of

latitude 25 – parallel to 25 degrees to the Southern Equatorial – which has greater concentration of population of the focal species. In this context, our aim was to evaluate geographic distribution adopted by the IUCN in order to support/guide actions targeting nine albatross and two petrel species by comparing the IUCN maps with models of ecological niche for those eleven Procellariiformes species. We developed four widely employed and recognized models used for the analysis of ecological niches. We compared the results with the species' distribution available from IUCN. These informations were confronted with the boundaries embraced by public policies to the conservation of these species (standards and current recommendations). We discussed the suitability, deficiency and possible adjustments of these limits. Our results demonstrated that for most species, IUCN distribution is consistent with predictive modeling and with new distribution data, especially to parallel 25°S as being the border zone to most species. However, our study points out the existence of regions to the North of this limits with great environmental suitability and with confirmed bird records, usually concentrated in coastal waters and next to the shelf break. This situation probably reveals that in these productive areas, there is close interaction among fishery activities and species foraging. Thus, we strongly recommend that the proper areas identified in our survey must be prioritized in further investigation regarding the importance of use to these seabird species.

KEY WORDS: environmental suitability, ecological niche modeling, species distribution model, fishery, longline, bycatch, incidental mortality, mitigation measure.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização Geral

Albatrozes e petréis pertencem à Ordem Procellariiformes. Albatrozes apresentam ampla distribuição nos oceanos do hemisfério sul e Pacífico Norte, sendo hoje ausentes no Atlântico Norte. São aves de grande longevidade, podendo ultrapassar os 60 anos de vida, e maturidade sexual tardia, com cerca de 5 a 10 anos para começarem a se reproduzir. São aves que colocam apenas um ovo por estação reprodutiva, a cada um ou dois anos, sendo comum que este intervalo de reprodução seja ainda maior (Cooper, 2003; Robertson, 1993; Warham, 1990, 1996). Consequentemente, as populações de Procellariiformes crescem lentamente, mesmo em condições ambientais favoráveis,

tornando-as vulneráveis a quaisquer fatores que causem mortalidade excessiva (Furness, 2003). De fato, programas de monitoramento iniciados na década de 60, revelaram que poucas populações de albatrozes e petréis têm se mantido estáveis. Das 22 espécies de albatrozes, 15 estão em declínio populacional, classificadas como globalmente ameaçadas (IUCN, 2015).

A atividade pesqueira está intimamente associada à tal mortandade e em todo o mundo afeta diversas comunidades de aves marinhas, em grande parte devido à captura incidental tanto de aves jovens inexperientes quanto de indivíduos adultos (Anderson et al., 2011; Furness, 2003). Nas últimas duas décadas, a pesca com espinhel, técnica de pesca oceânica composta por uma longa linha com milhares de anzóis iscados, tem sido amplamente reconhecida como a principal responsável pelo declínio acentuado das populações de várias espécies de albatrozes (Brothers, 1991; Croxall et al. 1984; Morant et al. 1983, Nel et al., 2002). Albatrozes e petréis alimentam-se de lulas e peixes que são utilizados como iscas pelos barcos que pescam com espinhel, sendo capturados pelos anzóis e se afogando. A mortalidade dessas aves causada por embarcações espinheleiras tem sido apontada como a principal causa do declínio das populações dessas espécies em todo o mundo (Anderson et al., 2011; Brothers et al., 1999; Furness, 2003). Mundialmente, estima-se que esta pescaria seja responsável pela morte de cerca de 300 mil aves por ano, das quais, quase 100 mil são albatrozes, além de milhares de petréis (Anderson et al., 2011).

Dez espécies de albatrozes e 31 espécies de petréis se alimentam em águas brasileiras onde também atuam embarcações espinheleiras (CBRO, 2014). Estima-se que cerca de 10 mil aves eram afetadas por essa pescaria no Brasil (Neves et al., 2006). Além do impacto na população de albatrozes, do ponto de vista econômico, a captura de aves e fauna acompanhante reduz o potencial pesqueiro do espinhel, em decorrência da menor disponibilidade de iscas, afetando a produtividade da pesca (Brothers et al., 1999). Segundo Brothers et al. (1999), a captura incidental tem provocado uma grande preocupação entre os especialistas, pesquisadores e até pelos próprios pescadores da pesca de espinhel. Por exemplo, áreas de pesca próximas ao Havaí foram fechadas para o uso do espinhel devido à alta taxa de captura de tartarugas marinhas, além da adoção de medidas mitigadoras obrigatórias em relação à captura de aves marinhas no espinhel, em áreas de pesca específicas, por parte das autoridades ambientais norte-americanas.

1.2 Conservação de albatrozes e petréis em âmbito internacional e nacional:
Organizações e instrumentos legais

1.2.1 Acordo Internacional para Conservação de Albatrozes e Petréis

No total, 33 países possuem frotas pesqueiras de espinhel e, portanto, capturam ou possuem potencial de capturar incidentalmente albatrozes e petréis (Neves et al., 2006). Ciente desta situação, a comunidade internacional vem adotando medidas legais para reduzir o impacto que esta pesca de espinhel provoca. Desta forma, em 2001, foi criado o Acordo Internacional para Conservação de Albatrozes e Petréis (sigla em inglês, ACAP – *Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels*), com o objetivo de reduzir a mortalidade das aves marinhas, tanto em alto mar (por interação com as pescarias), como nas colônias (devido à introdução de espécies exóticas e degradação do habitat). Este acordo obriga os países signatários a adotar disposições para garantir a conservação, a longo prazo, de albatrozes e petréis, incentivando-os a elaborar planos de ação para a conservação dessas aves marinhas (Carboneras e Neves, 2002; Neves et al., 2006). Treze países já assinaram o ACAP (Argentina, África do Sul, Austrália, Brasil, Chile, Equador, Espanha, Nova Zelândia, Noruega, Reino Unido, França, Peru e Uruguai) e todos já o ratificaram. A meta de redução de captura proposta pelo ACAP é de no máximo 0,005 aves capturadas a cada 1000 anzóis lançados ao mar.

1.2.2 Comissão Internacional para Conservação do Atum do Atlântico

A Comissão Internacional para Conservação do Atum do Atlântico (sigla em inglês, ICCAT - *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas* é uma OROP - organização regional de ordenamento pesqueiro (sigla em inglês, RFMO - *Regional Fisheries Management Organisations*), fundada em 1966 durante uma conferência no Rio de Janeiro, Brasil. Trata-se de uma organização intergovernamental responsável por ordenar a pesca dos recursos migratórios de alto mar (atuns e espécies afins) de todo o Oceano Atlântico e mares adjacentes. Através de subsídios técnicos e científicos aportados pelas partes que compõem esta comissão são designadas recomendações para a manutenção das populações de atuns e espécies afins dentro de suas jurisdições, como forma de garantir a produção destes recursos em níveis de máximo rendimento sustentável. O Brasil é um dos 48 membros do ICCAT.

O Subcomitê de Ecossistemas da ICCAT define algumas recomendações a serem seguidas pelos países membros para unificar práticas responsáveis dentre as pescarias que atuam sobre os recursos e jurisdições de competência da comissão. A recomendação ICCAT 07, com o intuito de desenvolver uma pesca de maneira a evitar a captura de espécies sem interesse comercial, entre elas as aves marinhas, visa o uso de

medidas de proteção ou mitigadoras às aves para todos os barcos pescando com o uso de espinhel ao sul do paralelo 25 (latitude 25° ao sul).

São três as principais medidas mitigadoras adotadas:

- (1) “Torilines” ou linha espanta-aves – trata-se de um equipamento composto por cabo com uma porção aérea contendo fitas, fixado sobre a popa da embarcação durante o lançamento. O equipamento tem a função de visualmente inibir a aproximação das aves nas linhas de pesca;
- (2) Largada noturna – refere-se ao lançamento do espinhel realizado na sua totalidade durante o período compreendido entre o final do entardecer e o início do amanhecer, evitando, portanto, sobreposição com o período de atividade das aves marinhas. O período é definindo segundo dados do Almanaque Marítimo da Marinha do Brasil;
- (3) Regime de peso – é definido como uma padronização entre a distância e o peso do lastro (chumbo) em relação ao anzol, na linha secundária do espinhel, com objetivo de acelerar o afundamento dos anzóis e evitar que as iscas fiquem disponíveis para as aves.

1.2.3 União Internacional para a Conservação da Natureza

As listas de espécies ameaçadas de extinção ou Listas Vermelhas (termo em inglês, *Red Lists*), tornaram-se mundialmente conhecidas através da União Internacional para a Conservação da Natureza (sigla em inglês, IUCN - *International Union for Conservation of Nature*), sendo ferramentas reconhecidas e amplamente utilizadas em estudos focados no subsídio técnico de discussões e planejamento de políticas públicas para a conservação de espécies, em escala nacional e internacional (Machado et al., 2013; Marini e Garcia, 2005). Inicialmente elaboradas para mamíferos e aves, essas listas foram criadas para chamar a atenção para a necessidade de agir rápida e efetivamente em prol da conservação das espécies com maior risco de extinção em futuro próximo (Fitter e Fitter, 1987; IUCN, 2014). Avaliar o estado de conservação nada mais é do que estimar a probabilidade ou risco relativo de extinção de uma espécie ou subespécie. Além de apontar as espécies com maior urgência de ações de conservação, estas avaliações podem gerar índices do estado de degeneração ou recuperação da biodiversidade por grupo taxonômico ou por região geográfica. Por isso, quando o objetivo é reduzir a taxa de extinção de espécies, a avaliação do estado de conservação é considerada o passo inicial e também o mais importante para planejar e priorizar recursos e ações (Mace e Lande, 2001; Mace et al., 2008). O acesso e priorização de conservação pela IUCN é feito através de protocolos padronizados,

mundialmente aceitos e testados. A metodologia de priorização é reconhecidamente objetiva, aplicável para uma ampla variedade de grupos e ambientes, razoavelmente rigorosa e defensável cientificamente e, em geral, produz resultados replicáveis independente do avaliador.

A IUCN disponibiliza mapas de distribuição em suas fichas de espécies avaliadas, além de informações gerais sobre a taxonomia, biologia, ecologia, ameaças e ações de conservação para todas as espécies avaliadas. Para as espécies de albatrozes e petréis, esses mapas foram produzidos através de dados obtidos pela organização internacional BirdLife International e colaboradores (IUCN, 2014).

1.2.4 O Brasil no contexto dos tratados internacionais para a conservação de albatrozes e petréis

O Brasil assinou o ACAP em 2001, ratificou-o em 2008 quando, então, se tornou país membro. Em 2003, foi criada a organização não-governamental (ONG), Instituto Albatroz, para subsidiar as atividades do Projeto Albatroz, que desde 1991 vêm trabalhando na coleta de dados que possibilitaram a estimativa do número de aves marinhas capturadas incidentalmente pela pesca com espinhel no sul e sudeste do Brasil. A Instituição conta com parceria de importantes empresas pesqueiras e subsidia o governo brasileiro com informações sobre captura incidental de aves marinhas, além de apoiar o governo nas reuniões do ACAP e da ICCAT (Neves 2015, comunicação pessoal). Além disso, a ONG colaborou na elaboração do Plano de Ação Nacional para a Conservação de Albatrozes e Petréis (PLANACAP) publicado pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA) em junho de 2006, atualmente sob a responsabilidade do Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Ainda em processo de implementação, o PLANACAP faz parte de uma série de documentos publicados pelo governo brasileiro, os planos de ação nacionais (PAN's), instrumentos de implementação da Política Nacional da Biodiversidade que estabelecem metas e ações para reduzir a perda de biodiversidade de espécies e ecossistemas, em conformidade com as metas estabelecidas no Plano Estratégico da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). Entre as metas propostas pelo PLANACAP está prevista a redução da captura incidental de aves pela pesca de espinhel a níveis mínimos, iguais ou inferiores a 0,001 ave capturada por 1000 anzóis (ou uma ave capturada a cada um milhão de anzóis lançados na água) através do uso de medidas mitigadoras (Neves et al., 2006). Porém, note-se que esta meta é mais protetiva que a meta proposta e ratificada pelo ACAP (ver item específico).

1.2.5 Instrução Normativa Interministerial

A partir do subsídio de estudos realizados por pesquisadores brasileiros e pelo Projeto Albatroz foi elaborada pelos Ministérios do Meio Ambiente (MMA) e da Pesca e Aquicultura (MPA) a Instrução Normativa Interministerial (INI MMA/MPA nº 04/2011), publicada em 2011. A INI obrigava todos os barcos de pesca que utilizam espinhel pelágico (espinhel horizontal de superfície para capturar mecás, atuns e tubarões) e que operavam ao sul do paralelo 25 (25°S) a usar medidas que reduzam a captura de aves marinhas. A normativa seguia as instruções da Recomendação ICCAT 07 quanto à latitude limite de vigência (sul dos 25°S) e quanto às medidas mitigadoras elegíveis. A embarcação deveria utilizar ao menos duas dentre as três medidas mitigadoras propostas pelo ICAAT (ver descrição específica acima), sendo estas o “toriline”, a largada noturna e o regime de pesos.

Em 2009, durante a 21ª Reunião da ICCAT, o Brasil já havia apresentado juntamente com Uruguai e África do Sul uma proposta que visava ampliar o limite norte da área de proteção em vigor na recomendação ICCAT 07 até os 20°S. Além disso, a proposta incluía aplicar o uso do “toreline” em todas as operações de pesca com espinhel na área estabelecida, concomitantemente com pelo menos uma das outras duas medidas sugeridas (a largada noturna ou o regime de peso). Em 2014, houve a publicação da norma atualizada, mais restritiva que a norma anterior, por sua vez, mais restritiva que a Recomendação ICCAT 07. A norma atual, INI MMA/MPA nº04/2014, estabelece medidas mitigatórias para a diminuição da captura incidental de aves marinhas por embarcações pesqueiras que atuam na modalidade espinhel horizontal de superfície, ao sul do paralelo 20 (20°S). Além da ampliação dos limites, a INI atual determina que as embarcações em questão devem utilizar as três medidas mitigadoras mencionadas, simultaneamente. Os proponentes da medida defendem a ampliação dos limites espaciais para a aplicação da INI com a inclusão de áreas onde há registros de ocorrência confirmada e potencial de captura de aves marinhas pelas frotas de pesca nacional e arrendadas (Tatiana Neves, comunicação pessoal).

1.3 A modelagem da distribuição espacial das espécies como subsídio para medidas de conservação

O conhecimento acerca da distribuição espacial das espécies é parte fundamental para embasar medidas de avaliação e planejamento de ações de conservação. Como mencionado anteriormente, os mapas de distribuição de espécies de albatrozes e petréis usados na avaliação e medidas de conservação são predominantemente os produzidos e

disponibilizados pela IUCN. Estes mapas são produzidos com base na bibliografia, em bases de dados fornecidas por instituições cujos objetivos visam a obtenção de informações específicas acerca das espécies focais (por exemplo BirdLife International) e outras informações fornecidas por especialistas na área. De forma geral, estes mapas são produzidos, em uma primeira etapa, através da projeção dos pontos confirmados de ocorrência para a espécie focal, cujos limites são desenhados pela técnica de mínimo polígono convexo. Estes mapas são aferidos por especialistas, que através de uma análise mais criteriosa podem propor áreas adicionais ou a retirada de áreas específicas do mapa, sugeridas através do conhecimento de limites ecológicos de cada taxa, como elevação e condições climáticas (*e. g.* temperatura, pluviosidade). O rastreamento por satélite e geolocalizadores, já utilizado em estudos sobre a ecologia da maioria dos albatrozes e pardelas do gênero *Procellaria*, possibilitam o uso de métodos mais refinados para identificar as áreas onde as aves se alimentam. Com exceção das técnicas de rastreamento – cuja eficácia em identificar áreas importantes depende do número de indivíduos marcados - estas metodologias nem sempre permitem acesso preciso a áreas de maior importância dentro da distribuição, e às vezes são mais subjetivas, com grande interferência *ad-doc*.

Modelos de distribuição de espécies (sigla em inglês, SDM – *Species Distribution Model*) são considerados boas ferramentas para prever a distribuição de espécies (Araújo e Peterson, 2012; Jiménez-Valverde et al., 2011). Estas técnicas são baseadas no conceito de nicho ecológico, ou o conjunto das condições bióticas e abióticas nas quais populações de espécies são capazes de se manter viáveis e estáveis (Hutchinson, 1957). As espécies têm seus nichos ecológicos estabelecidos pelas condições ótimas ambientais e biológicas. Portanto, em detrimento das condições e/ou possíveis alterações nos padrões ambientais e biológicos, espécies podem modificar sua amplitude de distribuição (espaço geográfico ocupado) em busca daquelas condições ideais no ecossistema (Yates et al., 2009). Baseado na relação entre condições adequadas e presença das espécies, as técnicas de modelagem preditiva modelam o ambiente em que ela está inserida, considerando caracteres bióticos e abióticos envolvidos nos processos ecológicos, prevendo os locais que tal espécie pode potencialmente ocupar e manter-se viável em longo prazo (Peterson et al., 2011; Rangel e Loyola, 2012). Mais especificamente, estas ferramentas correlacionam a presença da espécie com descritores (variáveis) ambientais dessas localizações, para criar um espaço ambiental multidimensional. Baseados nas ocorrências conhecidas das espécies, parâmetros de nicho são estimados a partir deste espaço ambiental e então, o potencial de distribuição ou a adequabilidade ambiental para as espécies-foco pode ser projetado

nas áreas geográficas com características ambientais semelhantes às encontradas nas ocorrências observadas (Araújo e Guisan, 2006). Essa ferramenta também tem sido amplamente utilizada para verificar e prever a adequabilidade ambiental às espécies, orientando e otimizando as discussões sobre o planejamento, métodos e ações de conservação atuais e se estes atendem às necessidades atuais e perspectivas futuras (Loyola et al., 2012; Nóbrega e de Marco-Jr., 2011; Silva et al., 2013).

A modelagem preditiva é uma ferramenta amplamente utilizada na determinação da distribuição potencial de espécies. Esta metodologia pode ser aplicada para prever distribuições geográficas, potencial geográfico de espécies invasoras, respostas às mudanças ambientais, risco de eclosão de epidemias entre outros. O conceito de modelagem de nicho ecológico (*Ecological Niche Modeling*, em inglês) foi sugerido a partir do pressuposto de que nichos ecológicos mantêm-se conservados ao longo do tempo evolutivo (Peterson, 2011; Peterson e Soberón, 2012). Portanto, modelos de nicho ecológico focam em uma dimensão mais robusta do nicho das espécies, definido por variáveis abióticas, e que não são diretamente afetadas pelos processos biológicos das espécies a serem estudadas (Diniz-Filho e Loyola, 2012; Rangel e Loyola, 2012). As técnicas aplicadas na geração de modelos de nicho ecológico podem ser classificadas em: 1) modelos de envelope bioclimático, que quantificam as condições ambientais associadas à presença das espécies gerando uma classificação binária para habitats adequados ou não; 2) modelos estatísticos, que lidam com variáveis de distribuição não linear; 3) modelos de inteligência artificial, que tendem a maximizar a relação entre ocorrência observada de espécies e o ambiente (Franklin, 2009).

Processos antropogênicos também podem ser responsáveis pela alteração da distribuição esperada das espécies, e, portanto devem ser considerados no processo de modelagem potencial. Por exemplo, no caso das aves marinhas as operações das embarcações pesqueiras geram uma rica fonte de alimento para as aves seguidoras destas embarcações (Carboneras e Neves, 2002). Essa interação positiva entre as aves e as embarcações de pesca pode gerar alteração da distribuição natural dessas aves. Albatrozes e petréis são espécies com altíssima plasticidade e capacidade de forrageio em larga escala, chegando a se deslocar até 10.000 milhas em uma jornada de 46 dias ou 2.040 km em 4 dias, ou seja, uma média de 666 km/dia (Walker et al., 1995). Neste sentido, a mobilidade da espécie provavelmente não seja o fator limitante da distribuição destas espécies, sendo limitada apenas por condições de vento desfavoráveis (ventos fracos).

1.4 Objetivo

Este trabalho objetiva avaliar os limites geográficos propostos para o uso de medidas mitigadoras de redução da captura de aves marinhas pelas embarcações pesqueiras que utilizam o espinhel pelágico, através da elaboração de mapas de distribuição potencial e adequação geográfica de 11 espécies de Procellariiformes, todas classificadas na lista vermelha Nacional e da IUCN.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 As espécies modeladas

Foram selecionadas 11 espécies: nove de albatrozes e duas de petréis, todas conhecidas por interagirem com frotas pesqueiras e sofrerem mortalidade incidental, e com registros de ocorrência em bases de livre acesso. No total, quatro destas espécies são classificadas como “vulnerável”, uma como “criticamente em perigo”, três “em perigo” e três na categoria “quase ameaçada”. Representam um total de oito espécies ameaçadas (vulnerável, em perigo e criticamente em perigo).

A família Diomedidae foi revisada na década de 1990, quando estudos genéticos resultaram em mudanças na classificação do grupo. Confusões e divergências acerca da identificação e classificação taxonômica de algumas destas espécies ainda existem e estas divergências adicionam ruído aos dados oriundos dos bancos de dados devido a falhas na identificação ou na organização dos bancos.

Diomedea exulans (Linnaeus 1758), status IUCN = vulnerável

Diomedea exulans é uma espécie de albatroz com ciclo reprodutivo bianual, embora possam adiar a reprodução do ano previsto. Podem atingir a maturidade sexual com sete ou oito anos de idade (ACAP, 2009). Embora forrageiem em águas oceânicas, podem despender tempo considerável em áreas da plataforma continental durante certas fases do período reprodutivo (BirdLife International, 2004). Programas de rastreamento por satélite revelaram que aves jovens tendem a forragear mais ao norte do que os adultos (*British Antarctic Survey*, dados não publicados, em BirdLife International, 2015), resultando em maior sobreposição com as frotas de espinhel. Este é, provavelmente um dos fatores importantes para a queda nas taxas de recrutamento (Weimerskirch et al., 1997). Muitas vezes seguem navios, alimentando-se de descartes da pesca (Carboneras, 1992). Esta espécie tem amplo espectro de forrageio e distribuição circumpolar, com grandes áreas de forrageio. Dados de localização por satélite indicam que aves que nidificam forrageiam até 4.000 km de distância da colônia e que as estratégias de

forrageio mudam ao longo do período reprodutivo (ACAP, 2009).

Esta espécie está passando por um rápido declínio ao longo de três gerações - 70 anos, a população da Geórgia do Sul declinou 30% entre 1984-2004 (Poncet et al., 2006). Acredita-se que a pesca com espinhel seja uma das principais causas do seu declínio, causando reduções na sobrevivência de adultos e recrutas juvenis (BirdLife International, 2015). Reproduz-se nas Geórgias do Sul, ilhas Príncipe Edward (África do Sul), Crozet e Kerguelen (Territórios Franceses) e Macquarie (Austrália), com uma população total estimada de 6.100 casais reprodutores em cada ano (ACAP 2009). A estimativa de declínio global excede os 30% em 70 anos. No entanto, o longo tempo de geração dessa espécie torna difícil determinar o período mais adequado para prever as tendências populacionais no futuro (BirdLife International, 2015).

Até o início da década de 80, mais de um táxon era considerado sinônimo de *Diomedea exulans*. A partir de 1983 estudos genéticos e morfológicos reconheceram quatro táxons que eram identificados como a mesma espécie: *D. exulans*; *D. dabbenena*; *D. amsterdamensis* e *D. antipodensis* (ACAP, 2009).

Diomedea dabbenena (Mathews, 1929), status IUCN = criticamente em perigo

Diomedea dabbenena se reproduz bienalmente, cada ciclo reprodutivo com 12 meses de duração. As aves juvenis começam a retornar às colônias com 3-7 anos de idade, mas irão nidificar apenas ao atingir aproximadamente 10 anos. Endêmica do arquipélago de Tristão da Cunha, com colônias somente em duas ilhas (ilhas Gough e Inaccessible), ambas legalmente protegidas. Praticamente toda a população reprodutiva está na ilha Gough, aproximadamente 1.700 casais e população total de cerca de 11.000 indivíduos. Dados de rastreamento por satélite indicam que durante o período de procriação as espécies estão mais restritas ao sudeste do oceano Atlântico, predominantemente entre 30-45°S, e durante períodos não reprodutivos, as aves dispersam para a costa leste da América do Sul e sudoeste da Austrália, assim como para o norte em águas da Namíbia e Angola. Há registros de captura incidental em pesca de espinhel em águas brasileiras e uruguaias (ACAP, 2009; BirdLife International, 2015).

Até 1929, *D. dabbenena* era considerada um espécie irmã de *D. exulans*. Este debate se estendeu até o ano de 1998, quando *D. exulans dabbenena* foi plenamente reconhecida como espécie válida (ACAP, 2009).

Diomedea epomophora (Lesson, 1825), status IUCN = vulnerável

Diomedea epomophora foi separada em *D. epomophora* e *D. sanfordi* em 1998 baseado em diferenças morfológicas, havendo discordância baseada em dados moleculares (ACAP, 2009). Esta espécie se reproduz a cada dois anos, porém quando o filhote não sobrevive os adultos podem adiantar a nova fase de reprodução. Retornam às suas colônias após completarem cinco anos de idade e o primeiro evento reprodutivo acontece entre 6-12 anos de idade. Nidifica somente na ilha Campbell e nas ilhas Auckland, ao sul da Nova Zelândia. As estimativas populacionais giram em torno de 13.000 casais em 1996, o equivalente a uma população total de cerca de 50.000 indivíduos. A população encontra-se aparentemente estável e atualmente existem poucas ameaças terrestres uma vez que todos os locais reprodutivos são legalmente protegidos. A espécie apresenta uma distribuição circumpolar, geralmente entre as latitudes 30-55°S, predominantemente em volta da Nova Zelândia, sudeste da Austrália e sul da América do Sul. Os registros de captura por pesca de espinhel são relativamente baixos, porém em estimativa anual eles são altos (ACAP, 2009; BirdLife International, 2015).

Diomedea sanfordi (Murphy 1917), status IUCN = em perigo

Este albatroz se reproduz a cada dois anos, sendo que os jovens iniciam seu retorno à colônia em média aos quatro anos de idade. A idade usual da primeira reprodução é em torno de oito anos. Trata-se de uma espécie endêmica da Nova Zelândia, procriando somente nas ilhas Chatham (>99% da população) e em Taiaroa Head, South Island. Possui distribuição circumpolar desde latitudes subantárticas até subtropicais (30-45°S). Rastreamento por satélite de aves não reprodutoras mostra que elas cruzam o oceano Pacífico e seguem em direção à plataforma continental do Chile. A espécie também tem sido registrada em águas fora do Uruguai e Brasil (Bugoni et al., 2008). Há registros de captura em operações de pesca de espinhel ao redor da Nova Zelândia, Austrália, Brasil e Uruguai. As taxas de captura são baixas, mas a cobertura de observação também é pequena. A população reprodutora foi estimada entre 6.500 –7.000 pares (ACAP, 2009; BirdLife International, 2015).

Diomedea sanford foi descrita originalmente em 1917, mas em seguida foi considerada um subespécie de *D. epomophora*. Em 1998, *D. sanfordi* foi reconhecida como espécie plena, embora existam divergências (ACAP, 2009).

Thalassarche melanophris (Temminck, 1828), status IUCN = quase ameaçada

Este albatroz possui reprodução anual, embora nem todos os reprodutores de um determinado ano procriem no ano seguinte. Aves imaturas iniciam seu retorno à terra a

partir dos dois anos e a idade média da primeira procriação é 10 anos (8–13 anos). Procriam em sete ilhas/arquipélagos: Geórgias do Sul, Crozet, Heard e McDonald, Macquarie, Antipodes e Campbell, assim como nas ilhas Falklands e quatro grupos de ilhas do sul do Chile (Diego Ramirez, Evangelistas, Diego de Almagro e Ildefonso). Duas populações adicionais no sul do Chile foram descobertas recentemente nas ilhas de Terra do Fogo e na região de Magalhães. A população total de reprodutores é estimada em 602.000 pares. Apresentam distribuição circumpolar, alcançando desde águas subtropicais até polares, tendem a preferir águas rasas (<1000 m) porém, também forrageiam em águas mais profundas. Pela distribuição circumpolar, sobrepõem-se com as maiores OROP's, incluindo a ICCAT. Com grande sobreposição com áreas pesqueiras, é uma das espécies mais comumente capturada por operações de pesca (ACAP, 2010; BirdLife International, 2015).

Thalassarche chlororhynchos (Gmelin 1789), status IUCN = em perigo

Também conhecida como albatroz-de-nariz-amarelo-do-atlântico, *T. chlororhynchos* possui reprodução anual, cujos jovens retornam as suas colônias de reprodução aos cinco anos de idade e os reprodutores mais experientes podem procriar até duas vezes a cada três anos em média. Endêmica do arquipélago de Tristão da Cunha, procriam nas quatro maiores ilhas (Tristão, Gough, Nightingale e Inaccessible), assim como nas ilhas satélites de Middle e Stoltenhoff. A população global é estimada entre 50.000 e 80.000 indivíduos. Informações atuais sobre sua distribuição são baseadas principalmente em observações a partir de embarcações. Presentes em águas costeiras, são essencialmente restritas ao oceano Atlântico Sul, predominante entre as latitudes 25-50°S. Uma das espécies mais capturadas por pesca de espinhel, sobrepõem-se com cinco OROP's, inclusive ICCAT (ACAP, 2009; BirdLife International, 2015).

Durante muito tempo, *T. chlororhynchos* foi considerado coespecífico ao albatroz-de-nariz-amarelo-do-índico *T. carteri*. Essas espécies foram separadas, baseado nas diferenças de ocupação durante o período reprodutivo, plumagem e outras características morfológicas (ACAP, 2009).

Thalassarche chrysostoma (Forster, 1785), status IUCN = em perigo

Thalassarche chrysostoma é uma espécie com reprodução bienal, embora alguns indivíduos possam reproduzir anualmente. Aves imaturas começam o retorno à terra aos três anos de idade, mas mais comumente aos 6–7 anos. A idade da primeira reprodução varia de 7–10 anos. Procriam em seis ilhas ou arquipélagos subantárticos: Geórgias do Sul, Crozet, Kerguelen, Macquarie, Príncipe Edward e Campbell, assim como em dois

grupos de ilhas do Sul do Chile – Diego Ramirez e Ildefonso. A população reprodutora é estimada em 96.000 pares. Tem uma distribuição circumpolar associada a águas frias da Antártica e região Subantártica, forrageiam principalmente em águas oceânicas. Dados de distribuição em alto mar indicam ocorrência em todos os oceanos austrais. Há registros de captura incidental e pela grande variação entre os anos, o total de captura pode ser de milhares de indivíduos (10.000 aves entre 1999 e 2001), (ACAP, 2010; BirdLife International, 2015).

Thalassarche cauta (Gould, 1841), status IUCN = quase ameaçada

Thalassarche cauta é uma espécie com reprodução anual, com aves imaturas retornando à colônia depois de três anos de idade, iniciando a procriação com pelo menos 5-6 anos de idade. É endêmica da Austrália com colônias em três ilhas, todas legalmente protegidas: ilha Albatross, Pedra Branca e Mewstone. Com aproximadamente 12750 pares reprodutivos, sua população total estimada está entre 55.000 e 60.000 indivíduos. Sua distribuição em alto mar é pouco conhecida, em parte pela similaridade com a espécie *Thalassarche steadi*. Contudo, alguns dados indicam que *T. cauta* são menos pelágicas que as outras espécies de albatrozes e são usualmente encontradas sobre a plataforma continental. Dados de rastreamento por satélite indicam que *T. cauta* se sobrepõe com oito OROP's. São capturadas nas operações de pesca de espinhel na Austrália e nas águas da África do Sul (ACAP, 2009; BirdLife International, 2015).

Originalmente membro da espécie politípica *Diomedea cauta*, *T. cauta* foi elevada à espécie na década de 90 quando a família Diomedidae foi revisada baseada em estudos genéticos. *D. cauta* foi reclassificada em quatro espécies: *T. cauta*, *T. steadi*, *T. eremita* e *T. salvini*. Há controvérsias quanto à separação de *T. cauta* e *T. steadi* e há dificuldade de distinção das duas espécies (ACAP, 2009).

Thalassarche steadi (Falla, 1933), status IUCN = quase ameaçada

Historicamente considerada um membro de *D. cauta*, reclassificada em quatro espécies: *T. cauta*, *T. steadi*, *T. eremita* e *T. salvini*. Há controvérsias quanto à separação de *T. cauta* e *T. steadi* e há dificuldade de distinção das duas espécies (ACAP, 2011). O ciclo reprodutivo de *T. steadi* é pouco conhecido, com estudos recentes sugerindo reprodução bienal. Endêmica da Nova Zelândia com colônias nas ilhas Disappointment, Auckland e Adams, com a população estimada de 97.089 pares. Observações em alto mar não permitem uma boa inferência do alcance geográfico de *T. steadi* que é frequentemente confundido com outros albatrozes simpátricos, principalmente *T. cauta*. As informações são limitadas: 11 de 12 indivíduos rastreados com geolocalizadores permaneceram em

águas australianas durante um ano, enquanto a outra ave migrou para águas do sul da África. Existem relatos de avistamento no sudoeste do Oceano Atlântico, fora do Uruguai e norte da Argentina. Sobrepõem com nove OROP's, incluindo a ICCAT. Embora exista provável confusão na identificação desta espécie, principalmente com *T. cauta*, existem diversos registros de mortalidade por pesca desta espécie, sendo frequentemente capturada pela pesca de espinhel em águas sul-africanas, e registros de captura pela frota uruguaia no sudoeste do Atlântico (ACAP, 2011; BirdLife International, 2015).

Procellaria aequinoctialis (Linnaeus, 1758), status IUCN = vulnerável

Em 1998 *Procellaria aequinoctialis* foi dividida em *P. aequinoctialis* e *P. conspicillata*, até então eram tratadas como a mesma espécie e *P. conspicillata* era considerada uma subespécie de *P. aequinoctialis* (ACAP, 2009). Trata-se de uma espécie de petrel com reprodução anual, com uma ampla área de forrageio, podendo viajar até 8.000 km por viagem na época de reprodução. A população mundial é estimada em 3 milhões de indivíduos maduros. Reproduzem na Geórgia do Sul, ilhas Príncipe Edward (África do Sul), Crozet, Kerguelen (território francês), Auckland, Campbell e Antipodes (Nova Zelândia), e em pequeno número nas ilhas Falklands. Apresenta ampla distribuição pelos oceanos do sul. Altas taxas de mortalidade acidental na pesca de espinhel foram registradas nos últimos anos, e constituem a maioria das capturas de aves na pesca de espinhel no sul dos oceanos (ACAP, 2009; BirdLife International, 2015). É uma das espécies mais comuns que interagem com os espinheleiros no sul-sudeste brasileiro durante o inverno (Bugoni et al., 2008; Olmos, 1997) e no Uruguai (Jiménez et al., 2009), e estão presentes em praticamente todas as capturas de aves marinhas registradas na pesca da Namíbia (Petersen et al., 2007). Constituem 10% e 55% da captura acidental em espinhéis pelágicos e demersais na África do Sul (Petersen et al., 2007), sendo a segunda espécie mais capturada na frota de espinhel de fundo argentino entre 1999 e 2003 (Laich e Favero, 2007).

Procellaria conspicillata (Gould, 1844), status IUCN = vulnerável

Procellaria conspicillata era considerada uma subespécie de *P. aequinoctialis*, sendo descritas como espécies distintas até 1998 (ACAP, 2009). Este petrel se reproduz anualmente. Limita-se essencialmente ao Oceano Atlântico Sul, predominantemente entre 25-41°S, e se reproduz nas ilhas Inaccessible, Tristão da Cunha (ACAP, 2009; BirdLife International, 2015). A população foi estimada inicialmente em pelo menos 100 pares, porém estimativas mais atuais de censos instantâneos estimam uma

população total de 38000 (\pm 7000) indivíduos (BirdLife International, 2015; Bugoni et al., 2006). A maioria dos indivíduos se dispersam para as águas do sul do Brasil, fora da época de reprodução, com um pequeno número registrado na costa oeste da África Austral (BirdLife International, 2015). Com estimativas de mais de 200 capturas anuais no sul do Brasil durante a década de 1980 e início da década de 1990 (Ryan, 1998), revistas para mais de 700 ao ano (Olmos et al., 2000). No entanto, de acordo com um relatório gerado a partir de dados de observadores do Projeto Albatroz, não houveram registros de captura de petrel-de-óculos durante nove cruzeiros de pesca com espinhel brasileiros em 2005, e apesar de ter sido a ave marinha mais avistada em um estudo, a sua taxa de captura foi uma das mais baixas (Bugoni et al., 2008). Pode haver alta sobreposição na distribuição desta espécie e do esforço de pesca com espinhel no sul do Brasil e isso é suportado por telemetria por satélite (BirdLife International, 2015; Bugoni et al., 2009).

2.2. Base de dados de ocorrência das espécies

Para a construção de modelos de distribuição potencial das 11 espécies de Procellariiformes no hemisfério Sul, reunimos um total de 208.975 registros de ocorrência destas espécies a partir das seguintes fontes e suas características:

(1) *Global Biodiversity Information Facility* – GBIF (<http://www.gbif.org>) e Lifemapper (<http://lifemapper.org>): tratam-se de bases de dados de livre acesso *on-line*, alimentadas por mais de 95 contribuintes. Dentre eles, organizações intergovernamentais, organizações internacionais e outras organizações que tenham escopo internacional e econômico, e que tenham assinado o memorando de entendimento.

(2) Dados de observação coletados pela organização Projeto Albatroz: Base de dados disponibilizada pela instituição, contendo informações de 152 cruzeiros de pesca e 1.621 lances, coletados durante 14 anos (2000-2014). Não foram utilizados dados de observação de aves durante o recolhimento do espinhel, pois durante esta atividade há maior atração das aves, gerando um viés acentuado. Foram utilizados dados de observação de aves antes do pôr-do-sol e dados de aves capturadas.

Ao analisarmos os registros, observamos que grande parte das informações disponibilizadas pelo Lifemapper foram originadas a partir da base de dados do GBIF. Neste caso ocorre uma significativa redundância nos registros de ocorrência. Essa problemática e a correlação espacial devem ser sanadas ou reduzidas satisfatoriamente, dada a resolução da grade utilizada neste estudo e a seleção de pontos únicos por

quadrado desta grade. Após verificar as informações de ocorrência redundantes em cada quadrado da grade, das 208.975 ocorrências reunidas, apenas 22.035 permaneceram como pontos únicos. A quantidade de ocorrências únicas para cada espécie modelada é listada na Tabela 2.

2.3. Algoritmos de modelagem como ferramentas preditivas

Devido às tendências gerais, imprecisão dos dados e incerteza dos modelos de distribuição de espécies, diferentes algoritmos podem resultar em diferentes padrões de distribuição de espécies (Barry e Elith, 2006; Diniz-Filho et al., 2009; Rocchini et al., 2011). Com o intuito de avaliar de maneira completa as potenciais distribuições possíveis, avaliamos as distribuições das 11 espécies, considerando quatro algoritmos de modelagem: (1) BIOCLIM (Nix, 1986; Busby, 1991; McMahon et al. 1996); (2) GLM - *Generalized Linear Models* (Guisan et al., 2002); (3) SVM - *Support Vector Machines* (Schölkopf et al., 2001; Tributário e Duin, 2004); e (4) MaxEnt – máxima entropia (Phillips e Dudík, 2008; Phillips et al., 2006).

Enquanto o BIOCLIM é um modelo mais simples, que geralmente necessita apenas de dados de presença para produzir distribuições potenciais das espécies, o GLM pode ser considerado um formato mais flexível para executar análises discriminantes, sendo utilizado preferencialmente com dados de abundância relativa a contagem de indivíduos (Guisan e Zimmermann, 2000). O MaxEnt e o SVM são métodos de inteligência artificial, mais complexos e frequentemente preveem com maior precisão as ocorrências das espécies (Rangel e Loyola, 2012). Foi utilizado o software MaxEnt para executar o modelo por máxima entropia (Phillips et al., 2006), e o pacote ‘dismo’ do software R para os outros três algoritmos de modelagem (Hijmans et al., 2011).

Estes mesmos algoritmos foram adotados em um ensaio de modelagem para as 11 espécies e as seis variáveis ambientais compostas por componentes principais utilizando-se o software ModEco, porém os resultados foram rejeitados, pois ocorreram muitas falhas e erros durante as análises. O pacote ‘dismo’ adotado no software R também apresentou inconsistência nos resultados do modelo de máxima entropia (MaxEnt), por isso utilizamos o software específico deste algoritmo.

Em uma primeira etapa de análise, dividimos as ocorrências de todas as espécies em dez subconjuntos de 75% das ocorrências de treino e 25% de teste. Com os subconjuntos de treino, foram produzidas as distribuições potenciais de todas as espécies, utilizando os algoritmos de modelagem propostos. Com os subconjuntos de teste, as distribuições previstas por cada algoritmo foram avaliadas. Consideramos os mapas contínuos de

distribuição gerados por cada algoritmo de modelagem. Utilizamos o limiar ROC - *Receiver-Operator Curve* em todos os experimentos de modelagem, seguindo Liu et al. (2011) e Silva et al. (2014). Usamos os valores de TSS - *True Skilled Statistics* (Allouche et al., 2006) para avaliar o desempenho dos modelos. O TSS é uma estatística limiar-dependente que varia de -1 a +1, onde valores negativos e em torno de zero correspondem às distribuições não melhor do que uma distribuição aleatória, enquanto valores próximos de 1 representam perfeito acordo entre o observado e as distribuições modeladas. Considerando esta estatística, modelos aceitáveis são aqueles que atingem pelo menos 0,5. Valores de TSS que atinjam o valor mínimo de 0,7 são classificados como excelentes, em uma interpretação semelhante da estatística amplamente utilizada AUC – *Area Under the Receiver-Operator Curve* (Fielding e Bell, 1997). Em todas as avaliações dos modelos, foram utilizados 10.000 processos aleatorizados de pseudo-ausências.

2.4. Variáveis ambientais, procedimentos de modelagem, limiares de distribuição e avaliação

Para coletar as informações ambientais das áreas de registros de ocorrência confirmada das espécies utilizamos os dados disponíveis no Bio-Oracle (<http://www.oracle.ugent.be/>), uma plataforma que disponibiliza informações georeferenciadas de variáveis geofísicas, bióticas e climáticas de ambientes marinhos em escala global, com resolução de 9,2 km. Deste conjunto de dados, selecionamos e utilizamos as 16 variáveis disponíveis (Tabela 1).

Tabela 1: Nome, variáveis, unidade de medida, manipulação e fonte das 16 variáveis ambientais usadas durante a modelagem de distribuição potencial de albatrozes e petréis.

Nome	Variáveis	Unidade de medida	Manipulação	Fonte
Clorofila a	Máxima	mg/m ³	Climatologia mensal de tempo máximo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Clorofila a	Variação	mg/m ³	Climatologia mensal de variação de tempo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Clorofila a	Média	mg/m ³	Climatologia mensal de tempo médio (2002-2009)	Aqua-MODIS
Clorofila a	Mínima	mg/m ³	Climatologia mensal de tempo mínimo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Cobertura por nuvem	Máxima	%	Imagens mensais de tempo máximo (2005-2010)	Terra-MODIS
Cobertura por nuvem	Média	%	Imagens mensais de tempo médio (2005-2010)	Terra-MODIS
Cobertura por nuvem	Mínima	%	Imagens mensais de tempo mínimo (2005-2010)	Terra-MODIS
Oxigênio dissolvido	Média	ml/l	Medidas in-situ por interpolação DIVA	WOD 2009
Batimetria	Média	metros	Medidas por interpolação	ETOPO
Nitrato	Média	μmol/l	Medidas in-situ por interpolação DIVA	WOD 2009
ph	Média	-	Medidas in-situ por interpolação DIVA	WOD 2009
Salinidade	Média	PSS	Medidas in-situ por interpolação DIVA	WOD 2009
Temperatura Superficial do Mar	Mínima	°C	Climatologia mensal de tempo mínimo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Temperatura Superficial do Mar	Média	°C	Climatologia mensal de tempo médio (2002-2009)	Aqua-MODIS
Temperatura Superficial do Mar	Máxima	°C	Climatologia mensal de tempo máximo (2002-2009)	Aqua-MODIS
Temperatura Superficial do Mar	Variação	°C	Climatologia mensal de tempo médio (2002-2009)	Aqua-MODIS

Com base neste conjunto de variáveis (Tabela 1) realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) e resumimos 96% desta variação nos 6 primeiros componentes desta análise (Tabela 2), que foram empregados como camadas ambientais durante os procedimentos de modelagem. Este método é recomendado para diminuir a colinearidade entre variáveis ambientais, uma vez que os eixos resultantes (variáveis compostas) são ortogonais. Com este procedimento também evitamos o sobreajuste/sobreestimativa do modelo, o que aumenta a acurácia dos modelos (Jimenez-Valverde et al., 2011; Silva et al., 2014). A grade adotada em todas as variáveis foi de quadrados de 55x55 arco-minutos (arcmin) de resolução ($0.9167^\circ \approx 101,86$ km).

Tabela 2. Sumário da Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando os primeiros seis componentes ou eixos ortogonais principais (PC), que juntos explicam 95% da variação total, e os pesos (*loadings*) das variáveis ambientais em cada eixo.

Variáveis ambientais	Componentes principais					
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Clorofila – máxima	0.019	-0.500	-0.070	0.090	-0.077	-0.292
Clorofila – média	0.017	-0.503	-0.046	0.116	-0.092	0.188
Clorofila – mínima	0.003	-0.440	-0.040	0.143	-0.083	0.693
Clorofila – variação	0.022	-0.462	-0.072	0.060	-0.066	-0.605
Núvens – máxima	0.285	0.011	-0.285	0.134	0.406	-0.023
Núvens – média	0.306	0.039	-0.331	0.094	0.287	-0.027
Núvens – mínima	0.294	0.058	-0.350	0.080	0.233	-0.014
Óxigênio	0.333	0.004	0.103	-0.119	-0.166	-0.001
Batimetria	-0.008	-0.235	0.575	-0.401	0.625	-0.016
Nitrato	0.322	0.010	0.191	-0.042	-0.189	-0.018
Ph	0.326	0.002	0.194	0.019	-0.145	0.015
Salinidade	-0.270	0.116	-0.018	-0.053	-0.298	-0.156
Temp. superficial - máxima	-0.333	-0.015	-0.105	0.102	0.178	0.006
Temp. superficial – média	-0.331	-0.006	-0.066	0.174	0.191	-0.001
Temp. superficial - mínima	-0.327	0.004	-0.030	0.236	0.195	-0.007
Temp. sup. – variação	-0.128	-0.123	-0.491	-0.803	-0.058	0.083
Proporção variação explicada	8.519	3.741	0.983	0.858	0.796	0.502
Proporção variação acumulada	53.246	76.625	82.767	88.129	93.106	*96.244
Autovalores dos PCs	53.246	23.380	6.142	5.362	4.977	3.138

- Clorofila – Quantificação de clorofila na superfície da água do mar; Nuvens – Cobertura do céu por nuvens; Oxigênio – Quantidade de oxigênio dissolvido na água do mar; Batimetria – Medidas da profundidade dos oceanos (topografia do assoalho marinho); Nitrato – Quantificação da concentração de nitrato no mar; pH – Medida do potencial hidrogênico (acidez/alcalinidade) da água do mar; Salinidade – Quantidade de sais dissolvidos na água do mar; Temp. Superficial – Temperatura da água do mar na superfície.

2.5. Avaliação da auto-correlação espacial das espécies, erros e viés inerentes à coleta dos dados

Para testar possíveis efeitos de autocorrelação espacial sobre as unidades amostrais foi empregado o índice I de Moran através do programa para Análise Espacial em Macroecologia, pacote SAM, versão 4.0 (Rangel et al., 2010). Este índice mede a autocorrelação espacial entre duas unidades amostrais, tendo como base a distância métrica entre elas e as abundâncias da espécie em questão. Pode-se então avaliar a presença de autocorrelação positiva ou negativa entre as unidades amostrais, a partir de diversas classes de distâncias, gerando assim um correlograma para a espécie (Rosenberg e Anderson, 2011). Cada correlograma gerou valores de índice I de Moran, de acordo com as classes de distância, entre -1 e 1. Valores próximos a zero (não significativos) representaram a hipótese nula de aleatoriedade na distribuição da abundância da espécie, enquanto valores positivos indicam autocorrelação positiva e valores negativos indicam autocorrelação negativa. Os resultados apresentados em forma de tabelas e correlogramas (Apêndices I e II) indicam que as distâncias ideais para que não ocorra o efeito de auto-correlação nos estudos das espécies estudadas variam entre 316 e 2573 km, correspondentes a 2,85° e 23,16°, ou 171,07 e 1.389,32 arcmin. Os altos valores de autocorrelação estão relacionados às distribuições muito amplas e abrangentes, características do grupo de aves estudado. Entretanto, adotar essas distâncias nas análises torna a resolução dos resultados impraticável em termos de aplicabilidade em planejamento político para a conservação.

Segundo Phillips et al. (2004), deveríamos trabalhar com a resolução dos quadrados de 2° x 2° (>186 km) para evitar os erros decorrentes da tomada de dados por equipamentos geolocalizadores (GLS - *Global Location Sensing*) e transmissores via satélites (PTT - *Platform Terminal Transmitters*). Phillips et al. (2004) concluíram que a acurácia desses equipamentos é adequada para o reconhecimento das rotas de migração, áreas de forrageio, identificação da preferênciapreferência de habitats e sobreposição com área de atuação de pesca. Adotar uma resolução de quadrados com tamanho inferior a 2° x 2° possibilita uma avaliação comparativa dos resultados mais factível e aceitável, mesmo que aumente um pouco os erros provenientes do equipamento (comunicação pessoal Richard Phillips, 2014).

Estudos indicam que apesar de frequentemente um grande número de aves marinhas formarem agregações atrás de embarcações de pesca, não deve ser assumido automaticamente que a extensão da distribuição dessas aves responda aos padrões espaciais das pescarias (Catry et al., 2013; Peterson et al., 2008; Skov e Durinck, 2001;

Torres et al., 2013), embora outros estudo conteste esta asserção (Croxal et al. 2013).

3. RESULTADOS

Os algoritmos selecionados para as predições do potencial de ocorrência das 11 espécies estudadas foram computados adotando pontos de ocorrência, ou pontos únicos, que variaram entre 31 e 5.179 dependendo da espécie focal. A Tabela 3 mostra que, em geral, os valores de TSS-ROC foram relativamente altos para a maioria das espécies ($TSS=0,58\pm0,20$; média e desvio padrão) indicando bom ajuste e acurácia dos modelos. SVM e Maxent foram os algoritmos que apresentaram os melhores desempenhos de uma forma geral, ($TSS=0,72\pm0,14$ e $TSS=0,68\pm0,16$, respectivamente, Tabela 3), sendo que SVM apresentou valores de $TSS >0,5$ nas predições das 11 espécies. Já os algoritmos Bioclim e GLM apresentaram desempenhos inferiores ($TSS=0,42\pm0,23$ e $TSS=0,50\pm0,13$, respectivamente). A seguir, os resultados das modelagens para cada espécie são apresentados.

Diomedea exulans

Foi possível encontrar muita informação disponível acerca da ocorrência e mobilidade, sendo que os modelos de potencial de distribuição foram gerados a partir de um total de 5.060 pontos únicos, amplamente distribuídos, porém com concentração nas costas Oeste dos Oceanos Atlântico e Pacífico (Figura 1B). Apesar do número expressivo de pontos utilizados na modelagem desta espécie, a terceira espécie mais abundante em termos de pontos utilizados dentre as espécies estudadas, os valores obtidos de TSS em geral não foram satisfatórios (Tabela 3). Apenas os modelos gerados com SVM atingiram valores de TSS adequados ($TSS=0,54$), ainda assim valor abaixo do ótimo. A avaliação dos outros algoritmos resultou em valores de $TSS <0,5$ (Tabela 3).

A proposta de distribuição da espécie apresentada nas fichas de espécies da IUCN adota um polígono que não ultrapassa os limites de 25°S, embora alguns pontos únicos utilizados nas modelagens estão localizados em latitudes inferiores às latitudes 20°S e 25°S (Figura 1A). O resultado do modelo com melhor ajuste e acurácia indica áreas adequadas à ocorrência da espécie em latitudes inferiores aos 20°S e 25°S, distribuídas em pequenas aglomerações ao longo de regiões costeiras (Figura 1 e Tabela 3).

Diomedea dabbenena

Dispondo de um número menor de pontos únicos, é a terceira menor abundância de pontos únicos obtidos ($n = 64$). Todos os modelos gerados para *Diomedea dabbenena* apresentaram valores considerados adequados, com valores de TSS superiores a 0,5. O

modelo gerado a partir do algoritmo SVM atingiu um valor de TSS elevado (TSS=0,93), seguido dos algoritmos Maxent e Bioclim (0,82 e 0,70, respectivamente) indicando ótimo ajuste desses modelos (Tabela 3).

A proposta de distribuição da espécie apresentada nas fichas de espécies da IUCN assume um polígono que ultrapassa os limites de 25°S na região da costa oeste africana (Figura 2A). Todos os pontos únicos utilizados nas modelagens estão localizados em latitudes inferiores às latitudes 20°S e 25°S (Figura 2B), porém com concentração de registros de ocorrência da espécie em locais fora dos limites propostos pela IUCN. Os resultados indicam áreas adequadas muito mais amplas que a ocorrência originalmente proposta pela IUCN, com apenas alguns pequenos trechos, bastante fragmentados e afastados, porém com distribuição mais concentrada e contínua em latitudes inferiores aos 20°S e 25°S (Figura 2 e Tabela 3).

Diomedea epomophora

Os modelos de distribuição preditiva foram realizados a partir de 506 pontos únicos, com clara concentração em duas regiões, nos oceanos Atlântico e Pacífico (Figura 3B). Somente os modelos gerados a partir dos algoritmos Maxent e SVM apresentaram valores de TSS satisfatórios 0,69 e 0,65, respectivamente (Tabela 3). A proposta de distribuição da espécie apresentada nas fichas da IUCN indica área de ocorrência em latitudes inferiores a 25°S (Figura 3 e Tabela 3) e os resultados das modelagens mostram algumas áreas adequadas à ocorrência da espécie em latitudes inferiores às latitudes 20°S e 25°S.

Diomedea sanfordi

Para a modelagem preditiva da ocorrência desta espécie foram usados 43 pontos únicos, o segundo menor valor dentre as espécies modeladas. Dentre estes pontos são observados alguns fora da distribuição da espécie apresentada nos arquivos da IUCN (Figura 4, A) e apesar desses pontos estarem localizados em latitudes superiores a 25°S, eles estão em latitudes inferiores aos limites da distribuição adotada pela IUCN (Figura 4B). Os modelos com valores satisfatórios (Maxent = 0,75, SVM = 0,87 e Bioclim = 0,60) apontam áreas diferenciadas quanto à amplitude e fragmentação. O modelo com melhor ajuste e acurácia (SVM), conforme valores de TSS, apresentou áreas mais restritas e fragmentadas quando comparado com os outros modelos que apresentaram desempenho apropriado (Figura 4C). Apesar das diferenças de amplitude, os modelos convergem para um mesmo padrão de distribuição, todos prevendo áreas adequadas em latitudes mais baixas, inferiores a 20°S e 25°S.

Thalassarche melanophris

Trata-se da espécie de albatroz com maior número de registros disponíveis entre as espécies selecionadas neste estudo, com 5.179 pontos únicos, porém espacialmente distribuídos de maneira agrupada (Figura 5B). Apesar do elevado número de pontos, apenas o algoritmo SVM apresentou valor de TSS satisfatório (0.55). Os pontos únicos apresentaram padrões de distribuição muito aglomerados, e devem ter prejudicado o desempenho dos algoritmos. O modelo SVM alcançou os melhores valores de TSS, prevendo áreas adequadas em latitudes inferiores a 20°S e 25°S, com padrão semelhante ao observado na representação dos pontos únicos e na distribuição da espécie apresentada nos arquivos da IUCN (Figura 5 e Tabela 3).

Thalassarche chlororhynchos

Todos os modelos gerados para a espécie apresentaram valores de TSS superiores a 0,5, (Maxent = 0,72, SVM = 0,69, Bioclim = 0,5 e GLM = 0,61; Tabela 3). No entanto, comparado com distribuição adotada pela IUCN (Figura 6, A) os 654 registros utilizados na modelagem apresentam uma distribuição bastante mais ampla (Figura 6, B). Este padrão foi confirmado pela modelagem preditiva, na qual todos os modelos apresentaram áreas de distribuição potencial muito mais amplas do que a atualmente aceita pela IUCN, apontando áreas adequadas em latitudes inferiores a 20°S e 25°S.

Thalassarche chrysostoma

Segunda maior abundância de pontos únicos dentre as espécies estudadas, com um total de 5.150 pontos únicos, amplamente distribuídos (Figura 7B). O polígono adotado pela IUCN (Figura 7A) é bem representado tanto pela distribuição espacial dos pontos únicos (Figura 7B) quanto pelos modelos preditivos considerados adequados (Maxent, SVM, GLM, Tabela 3). Nenhum dos resultados sugere áreas adequadas para a ocorrência da espécie em latitudes inferiores a 25°S, embora algumas pequenas áreas adequadas fragmentadas podem ser identificados nos resultados obtidos com o algoritmo SVM (Figura 7 e Tabela 3).

Thalassarche cauta

Os resultados referentes a esta espécie foram obtidos a partir da identificação de 637 pontos únicos, com apenas dois modelos atingindo valores satisfatórios de TSS (Maxent e SVM, Tabela 3). Os resultados apresentam distribuições muito fracionadas. A distribuição encontrada na ficha da espécie na IUCN indica a ocorrência em latitudes inferiores a 25°S (Figura 8A) e o resultado obtido por SVM também (Figura 8D).

Thalassarche steadi

Contando com 31 pontos únicos, foi a espécie modelada com o menor número de pontos únicos neste estudo. Os resultados obtidos para *T. steadi* se assemelham aos resultados de *T. cauta*, apesar de dois modelos (Maxent e SVM) atingirem valores de TSS bastante significativos (0,89 e 0,90, respectivamente), as predições espaciais não são muito expressivas. A distribuição adotada pela IUCN indica ocorrência da espécie em latitudes inferiores a 20°S (Figura 9A e Tabela 3).

Procellaria aequinoctialis

É a espécie de petrel com maior abundância de pontos únicos (n = 4.405). Apesar do grande número de registros disponíveis, apenas dois algoritmos apresentaram valores aceitáveis de TSS (Maxent e SVM, Tabela 3). Os resultados da modelagem preditiva apresentaram o mesmo padrão de distribuição encontrado nos dados da IUCN (Figura 10 A, C, D), com a modelagem produzida pelo algoritmo SVM adicionando algumas áreas adequadas em latitudes menores que 20°S e 25°S, em águas mais costeiras. O padrão encontrado nos resultados obtidos pelo algoritmo SVM acompanham o padrão de distribuição dos pontos únicos (Figura 10 B, D).

Procellaria conspicilata

Com um número de pontos únicos inferior à *P. aequinoctialis*, a distribuição potencial de *P. conspicilata* foi modelada a partir de 306 pontos únicos. Todos os modelos apresentaram excelentes resultados, segundo os valores de TSS (Tabela 3). Os quatro modelos obtiveram valores de TSS >0,7 e os resultados espaciais dos modelos apresentaram áreas mais amplas que a distribuição encontrada nos documentos da IUCN. Pontos únicos estão localizados em latitudes inferiores aos 25°S e os modelos também indicam áreas adequadas em latitudes inferiores aos 20°S e 25°S (Figura 11).

Tabela 3. Avaliação dos algoritmos utilizados para determinar o potencial de distribuição das 11 espécies estudadas. Contendo: número de pontos únicos empregados nas predições (**Número de pontos únicos**), valores de **AUC**- *Area Under the Receiver-Operator Curve*, **Limiar_ROC** – *Receiver-Operator Curve* e **TSS_ROC** - *True Skilled Statistics_ Receiver-Operator Curve*.

Espécie	Algoritmo	Número de pontos únicos	AUC	Limiar_ROC	TSS_ROC
<i>Diomedea exulans</i>	Maxent	5060	0.804	0.439	0.443
	SVM		0.839	0.179	*0.538
	Bioclim		0.686	0.045	0.294
	GLM		0.677	-1.205	0.305
<i>Diomedea dabbenena</i>	Maxent	64	0.949	0.136	*0.817
	SVM		0.982	0.008	*0.934
	Bioclim		0.917	0.048	*0.700
	GLM		0.902	-5.543	*0.674
<i>Diomedea epomophora</i>	Maxent	506	0.917	0.211	*0.691
	SVM		0.872	0.021	*0.649
	Bioclim		0.757	0.042	0.381
	GLM		0.801	-2.790	0.492
<i>Diomedea sanfordi</i>	Maxent	43	0.927	0.169	*0.755
	SVM		0.979	0.006	*0.867
	Bioclim		0.828	0.023	*0.598
	GLM		0.779	-4.649	0.444
<i>Thalassarche melanophris</i>	Maxent	5179	0.816	0.408	0.477
	SVM		0.845	0.186	*0.546
	Bioclim		0.639	0.089	0.189
	GLM		0.751	-1.246	0.342
<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	Maxent	654	0.928	0.248	*0.717
	SVM		0.894	0.024	*0.689
	Bioclim		0.816	0.040	*0.500
	GLM		0.870	-2.550	*0.607
<i>Thalassarche chrysostoma</i>	Maxent	5150	0.876	0.433	*0.576
	SVM		0.883	0.342	*0.639
	Bioclim		0.759	0.036	0.433
	GLM		0.794	-0.521	*0.507
<i>Thalassarche cauta</i>	Maxent	637	0.935	0.237	*0.741
	SVM		0.918	0.023	*0.735
	Bioclim		0.735	0.059	0.402
	GLM		0.738	-2.034	0.480
<i>Thalassarche steadi</i>	Maxent	31	0.960	0.053	*0.889
	SVM		0.968	0.005	*0.904
	Bioclim		0.899	0.000	0.000
	GLM		0.784	-5.971	*0.502
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	Maxent	4405	0.819	0.378	*0.500
	SVM		0.853	0.065	*0.569
	Bioclim		0.690	0.059	0.294
	GLM		0.780	-1.346	0.412
<i>Procellaria conspicillata</i>	Maxent	306	0.974	0.162	*0.875
	SVM		0.960	0.016	*0.806
	Bioclim		0.941	0.016	*0.818
	GLM		0.924	-3.022	*0.711

* Modelos considerados aceitáveis (TSS_ROC $\geq 0,5$) ou excelentes (TSS_ROC $\geq 0,7$), segundo Fielding e Bell, 1997.

Diomedea exulans

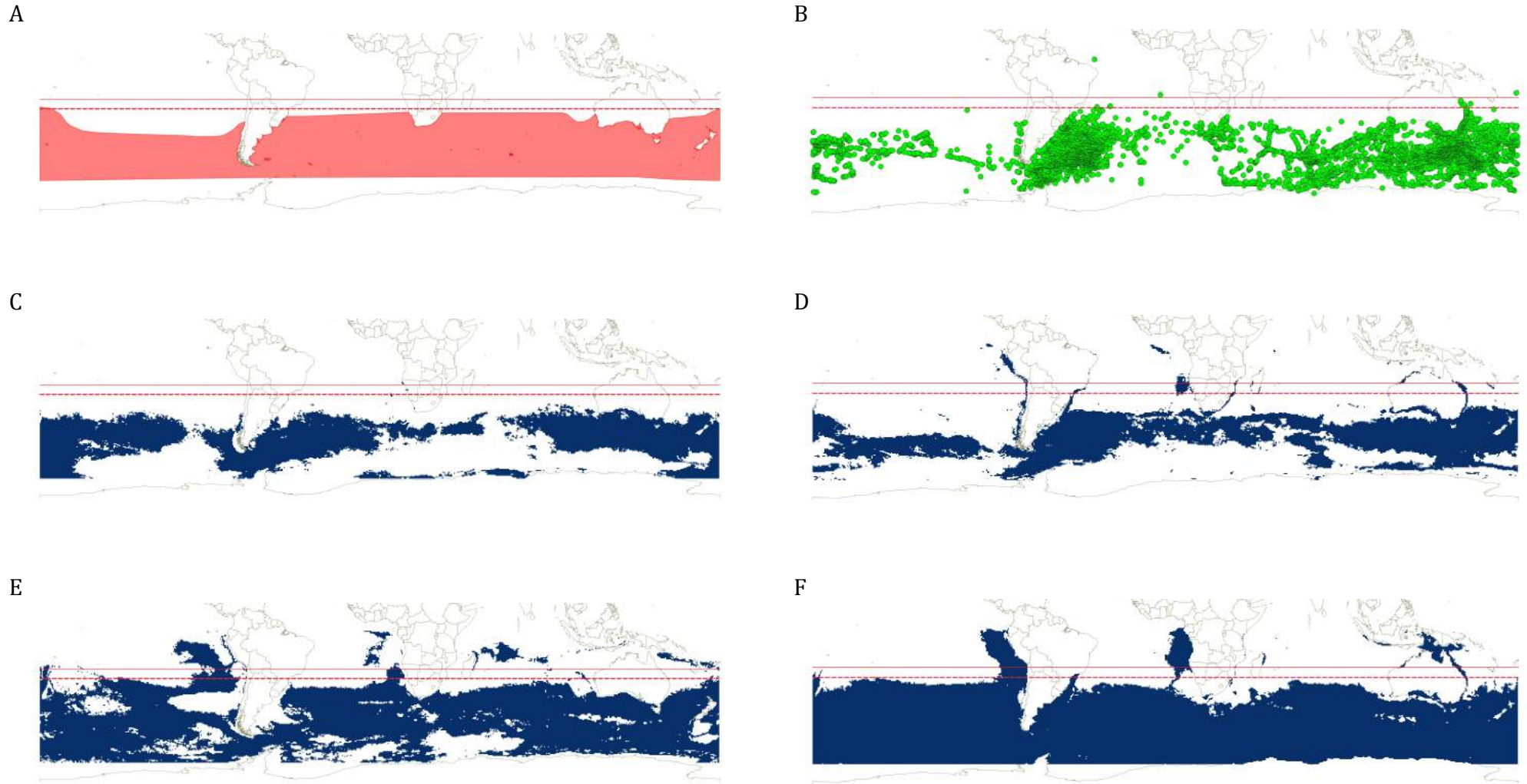


Figura 1: Distribuição de *Diomedea exulans* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Diomedea dabbenena

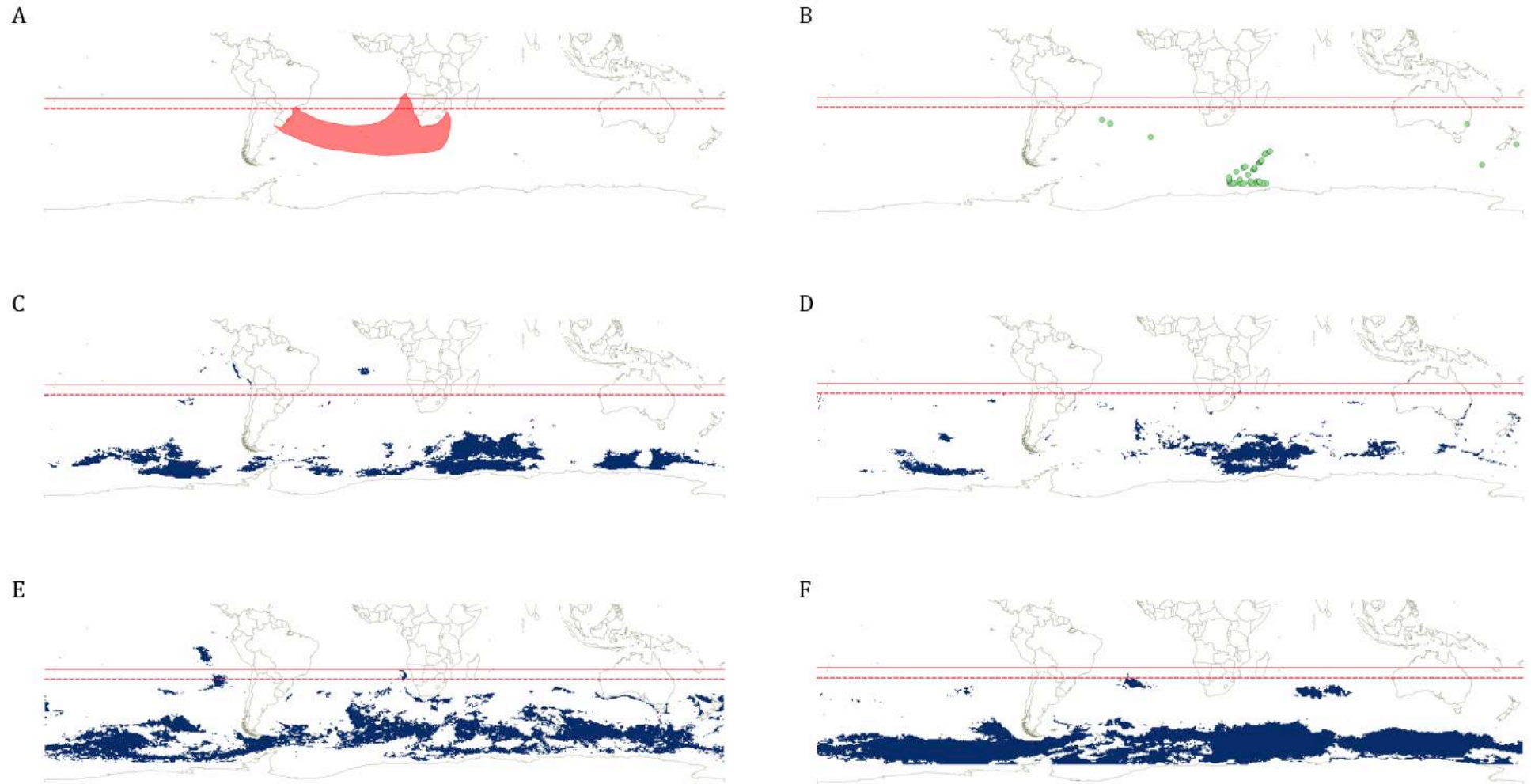


Figura 2: Distribuição de *Diomedea dabbenena* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha contínua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Diomedea epomophora

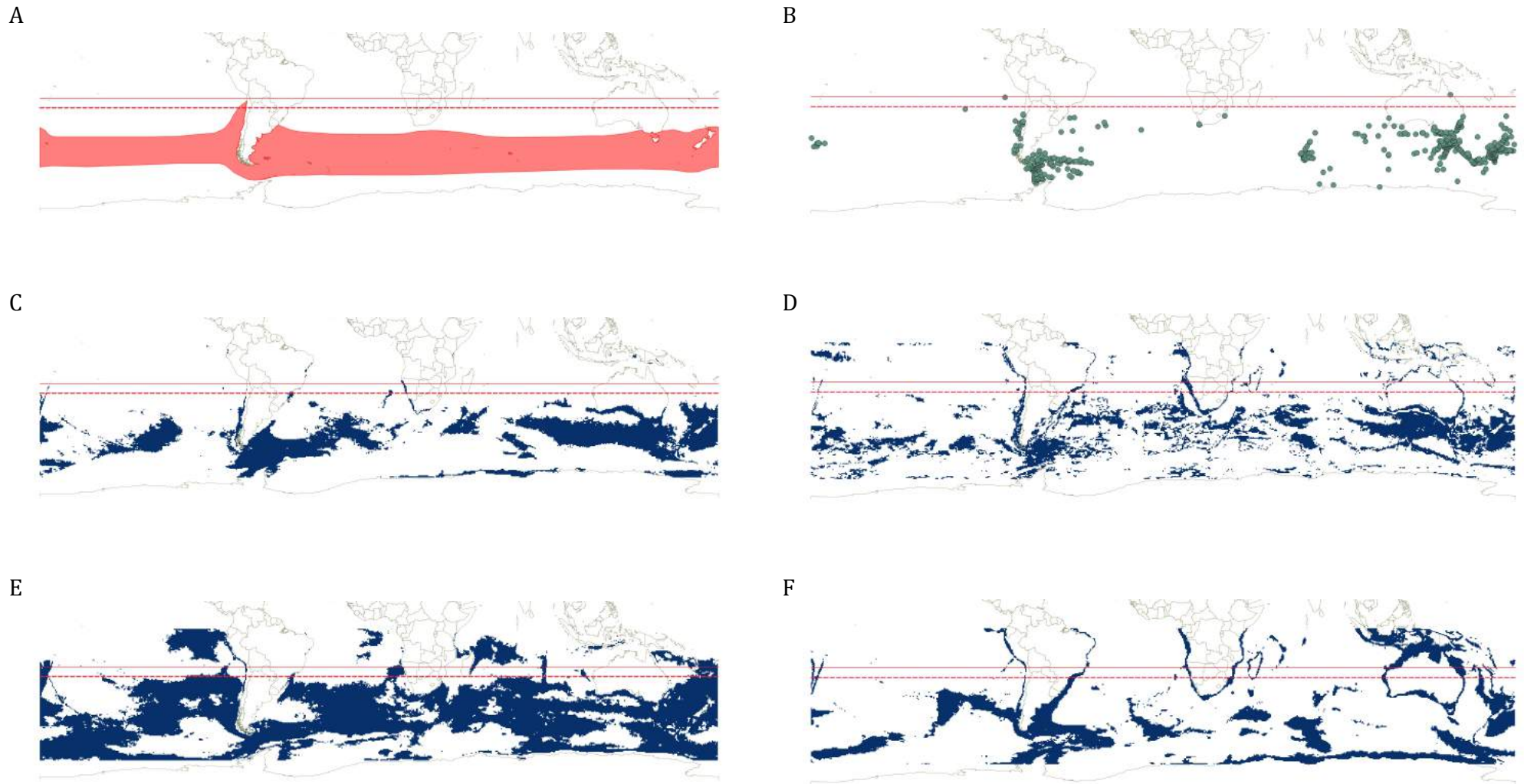


Figura 3: Distribuição de *Diomedea epomophora* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Diomedea sanfordi

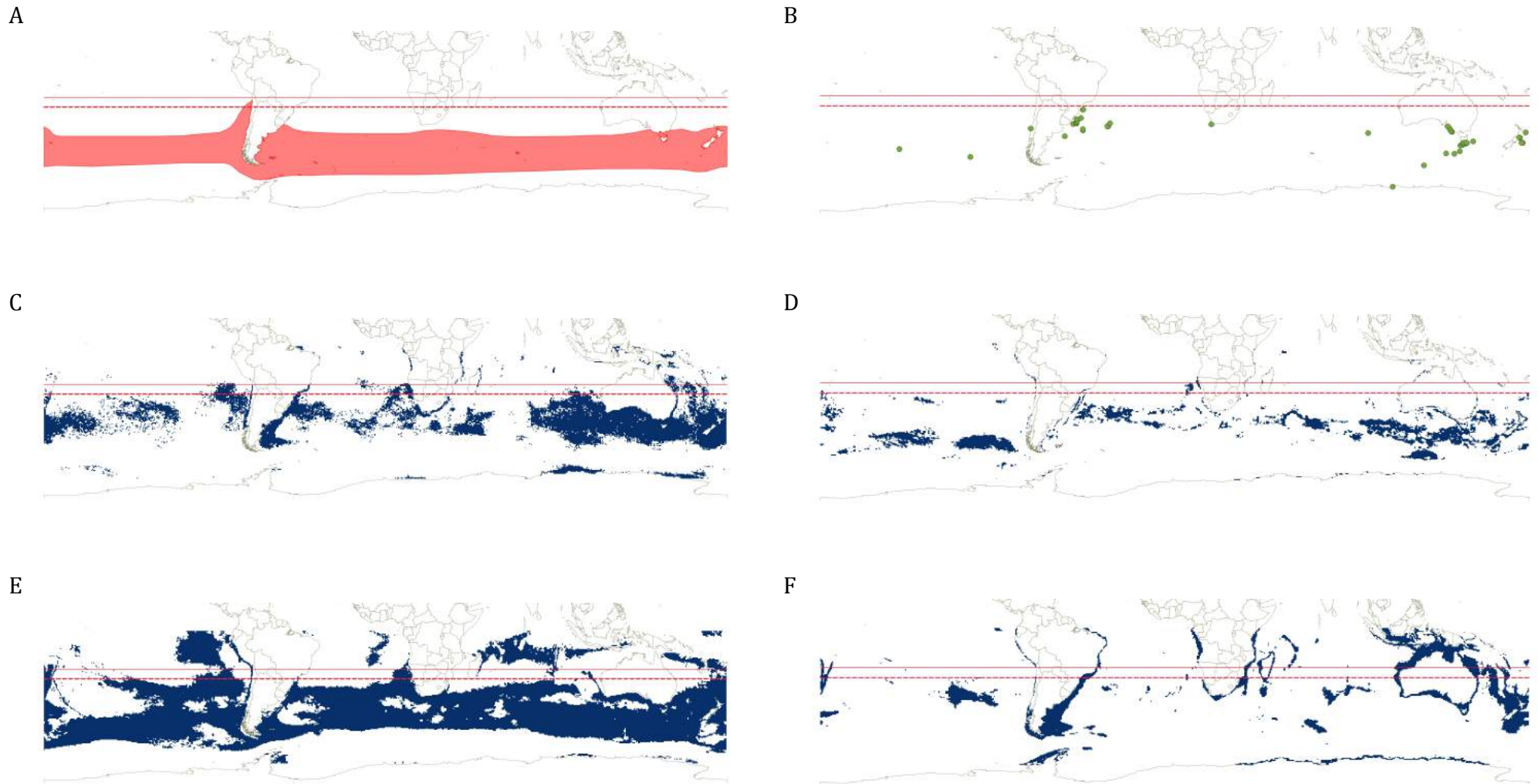


Figura 4: Distribuição de *Diomedea sanfordi* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Thalassarche melanophris

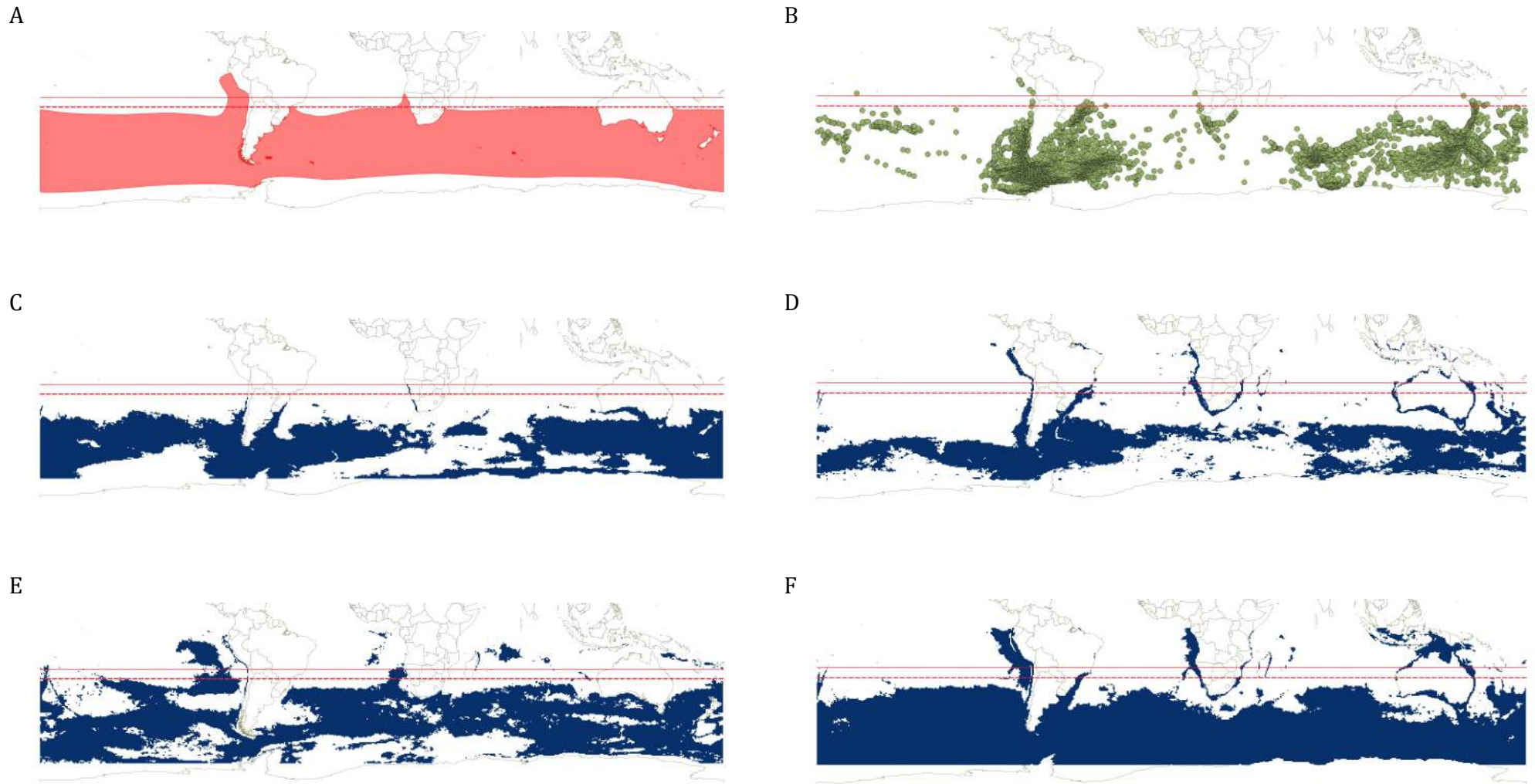


Figura 5: Distribuição de *Thalassarche melanophris* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Thalassarche chlororhynchos

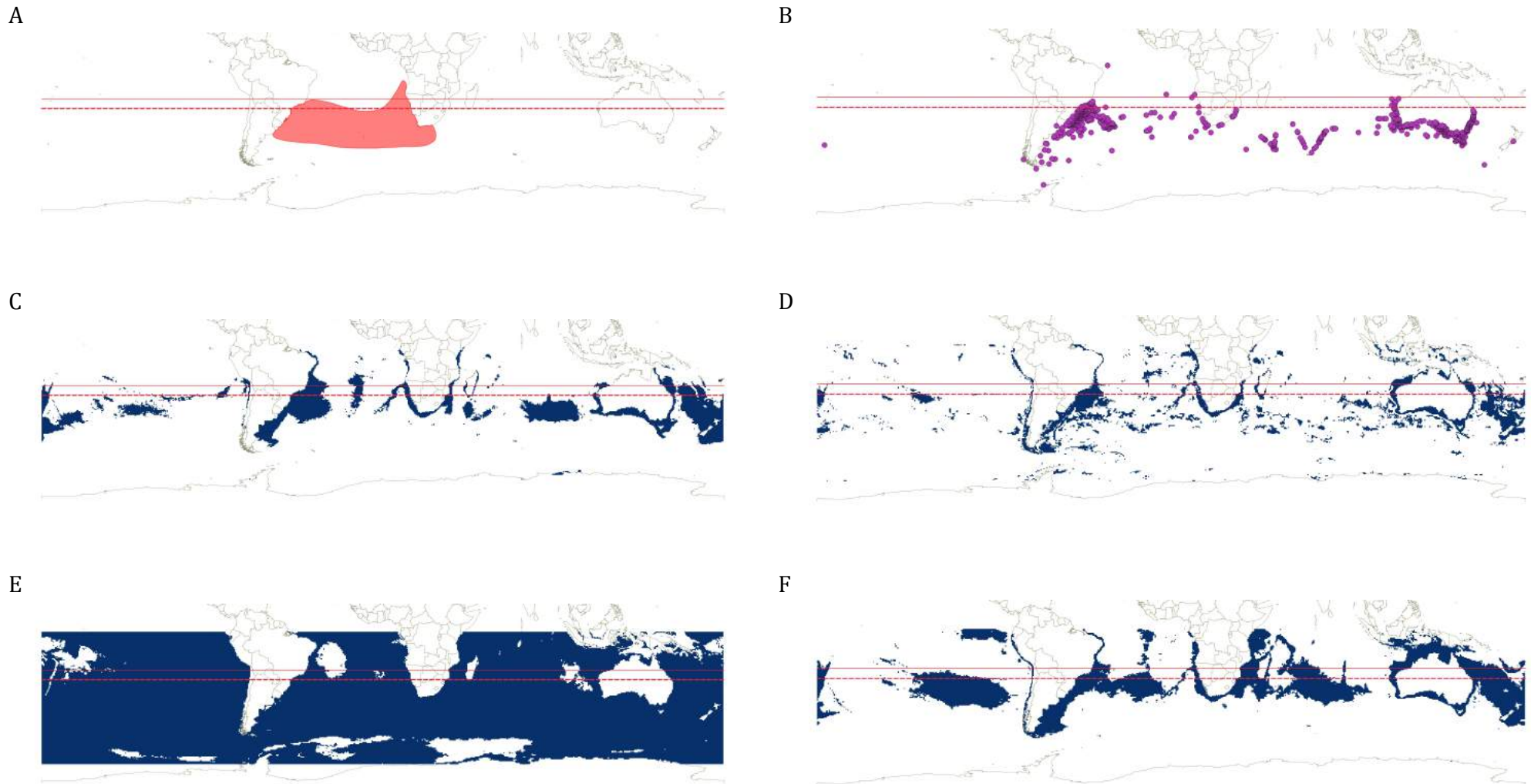


Figura 6: Distribuição de *Thalassarche chlororhynchos* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Thalassarche chrysostoma

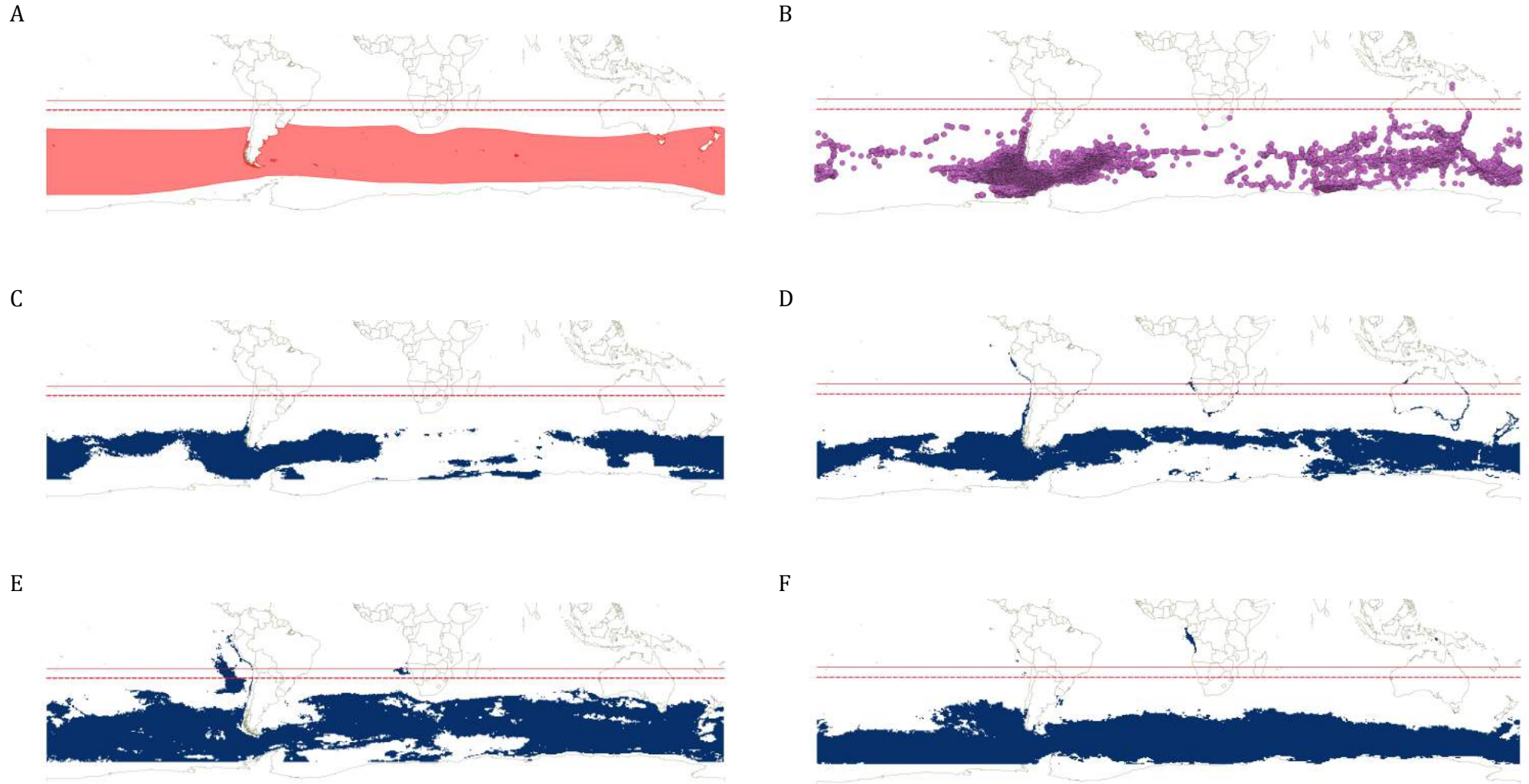


Figura 7: Distribuição de *Thalassarche chrysostoma* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Thalassarche cauta

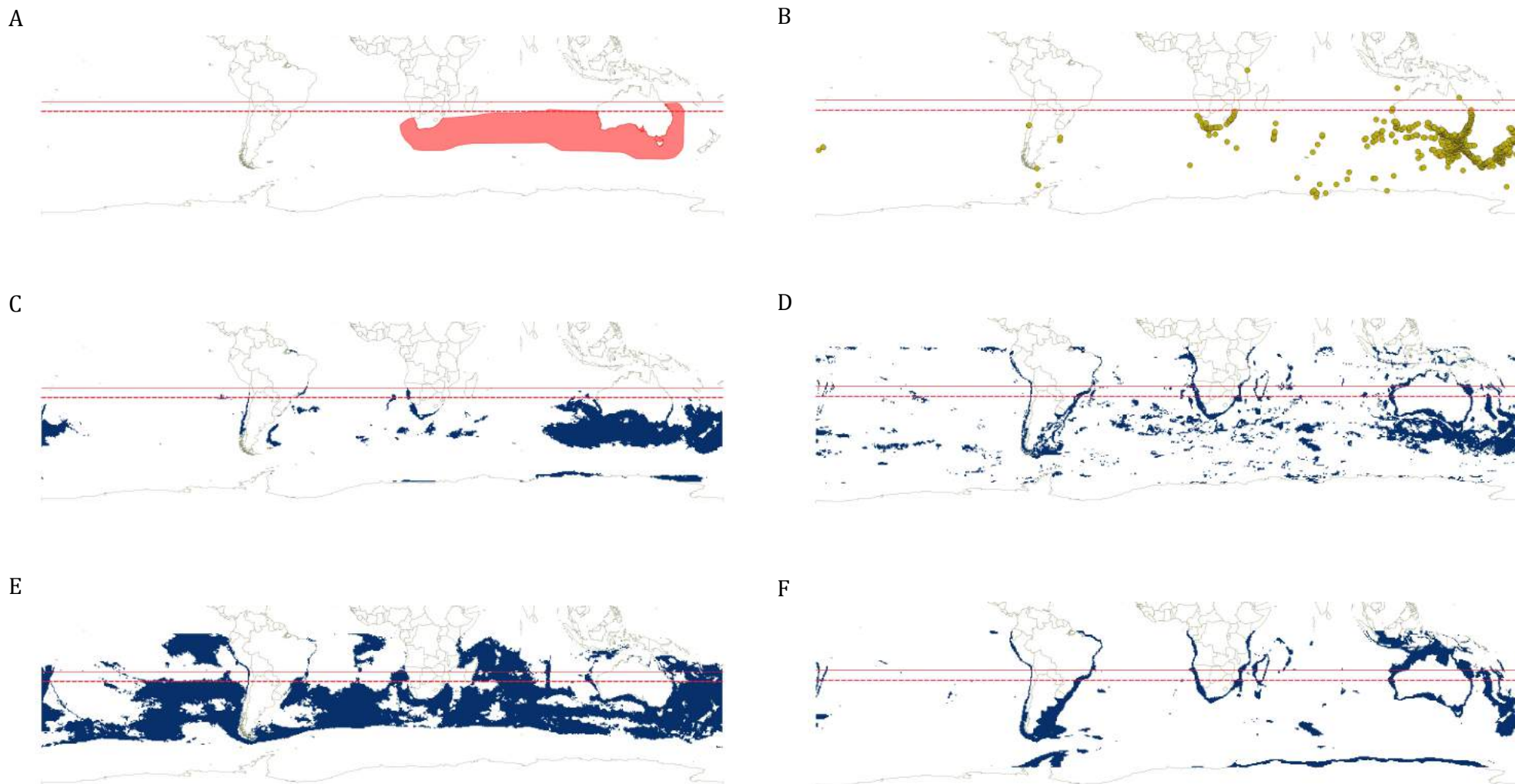


Figura 8: Distribuição de *Thalassarche cauta* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Thalassarche steadi

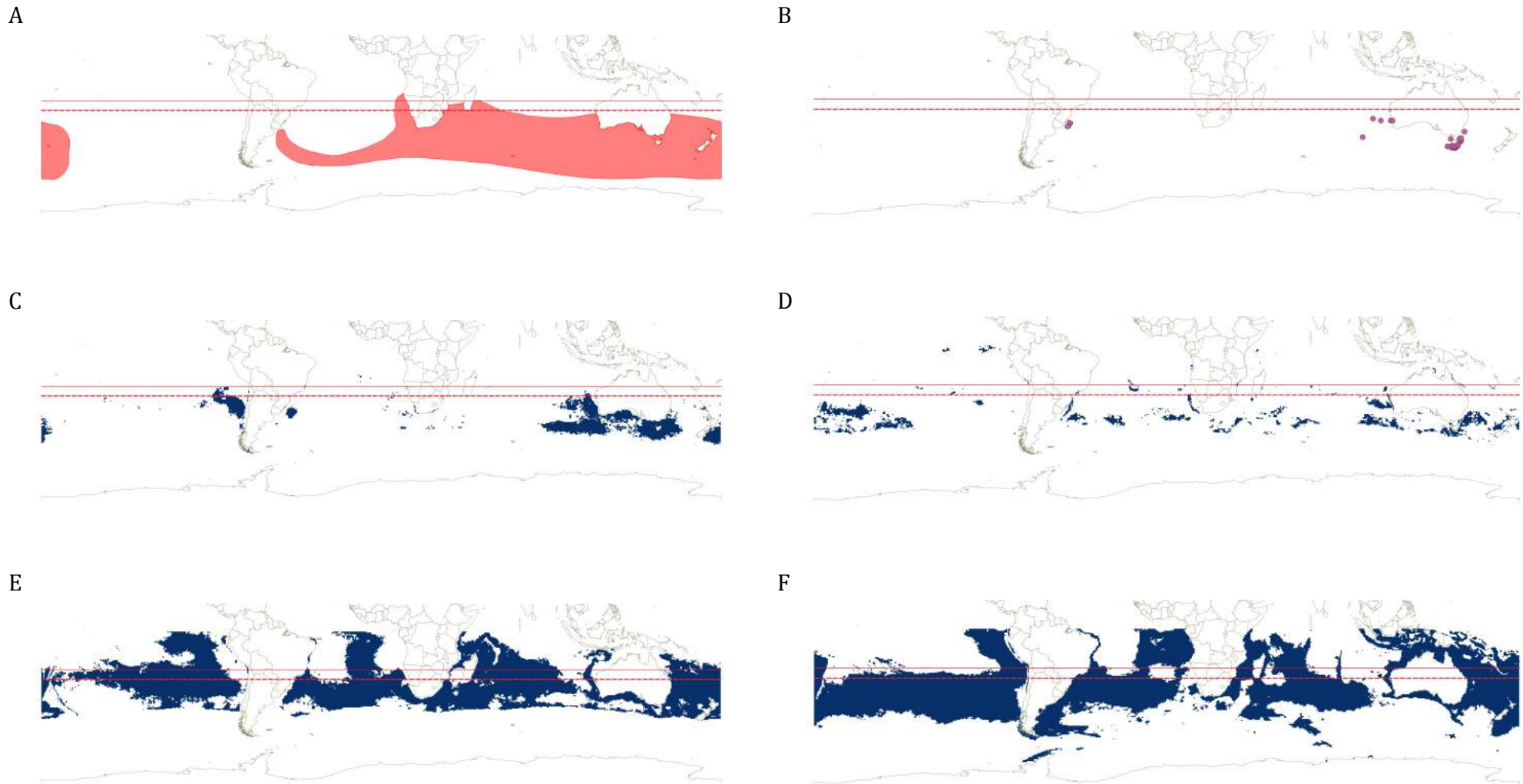


Figura 9: Distribuição de *Thalassarche steadi* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Procellaria aequinoctialis

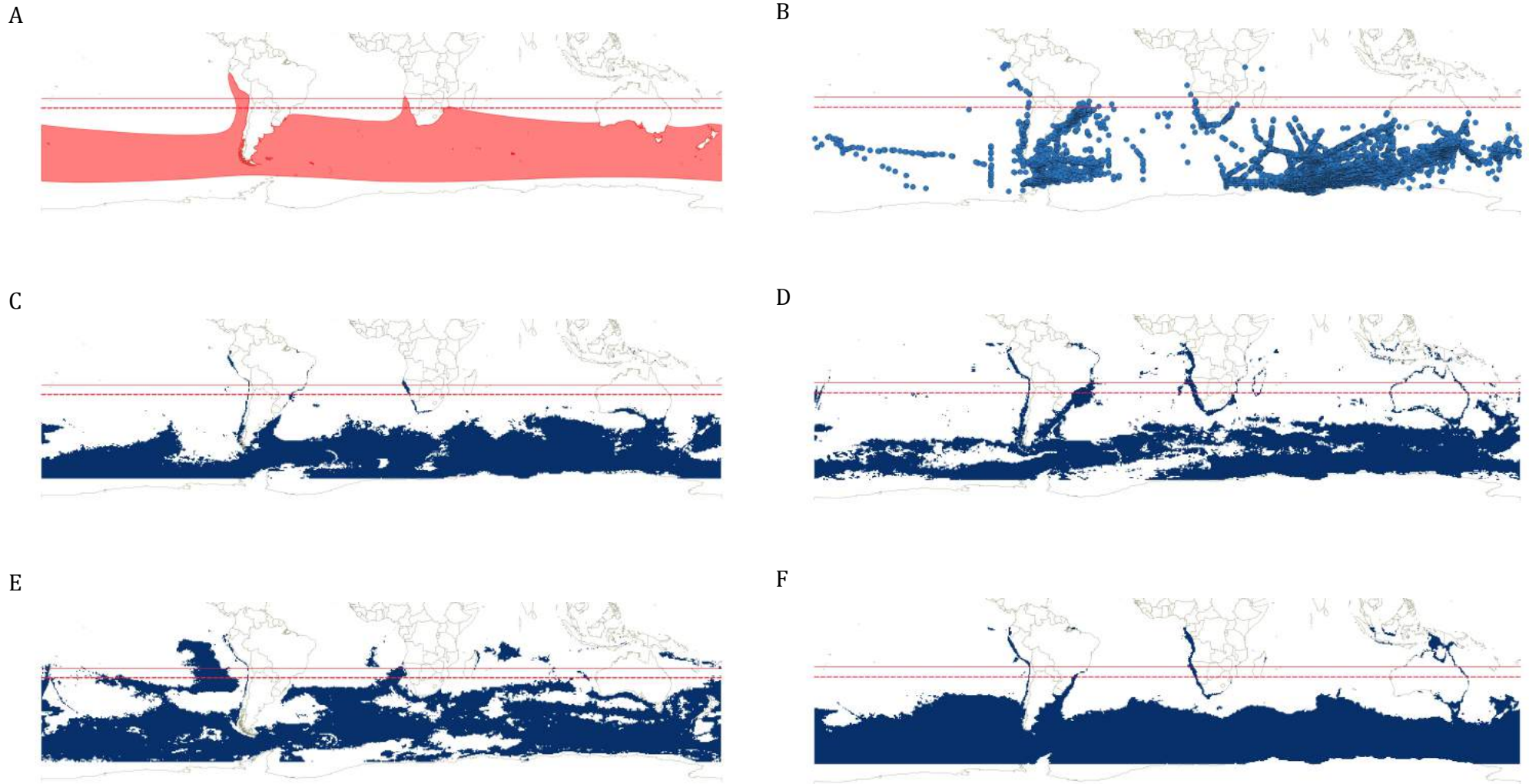


Figura 10: Distribuição de *Procellaria aequinoctialis* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

Procellaria conspicillata

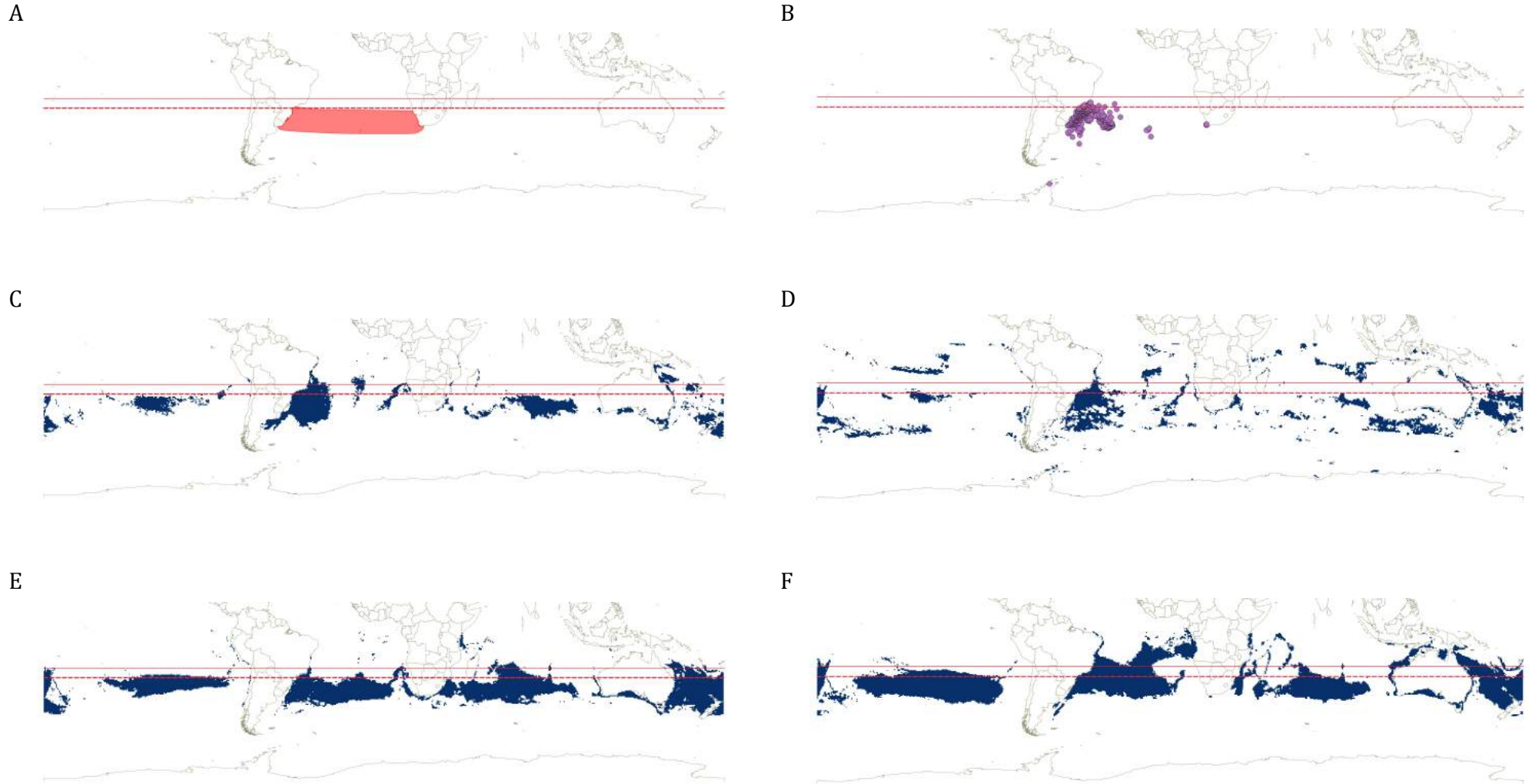


Figura 11: Distribuição de *Procellaria conspicillata* segundo a IUCN (A), pontos de ocorrência da espécie utilizados para a predição de adequabilidade (B) e predição segundo os algoritmos Maxent (C), SVM (D), Bioclim (E) e GLM (F). A linha vermelha continua representa a latitude de 20° S e a pontilhada representa a latitude de 25° S.

4. DISCUSSÃO

Este estudo mostrou dois aspectos importantes acerca da conservação das espécies focais: 1) São relativamente poucas as áreas adequadas ou efetivamente registradas para a ocorrência das espécies que ultrapassam o limite norte do paralelo 25°S estabelecido pela ICCAT e 2) Em geral, existe uma boa congruência entre a distribuição espacial atualmente usada pela IUCN e os dados atuais de registros e a modelagem preditiva feita a partir deles. De fato, para nove das 11 espécies modeladas existe uma razoável coerência espacial entre os modelos produzidos e a área de distribuição adotada pela IUCN.

A identificação de áreas importantes para aves marinhas pelágicas é fundamental para se delinear ações capazes de proteger estas espécies que formam um dos componentes-chave do ecossistema marinho. Apesar de contarem com uma boa proteção em termos de colônias, esta proteção não encontra paralelo em alto mar. No entanto, a proteção das áreas de forrageamento influencia o sucesso populacional durante o período reprodutivo (Bugoni et al., 2008; Thaxter et al., 2012). O conhecimento acerca da distribuição espacial de áreas de uso destas espécies é, portanto, etapa fundamental no processo de planejamento e identificação de medidas de proteção deste grupo.

Essas áreas costumam ser identificadas através do rastreamento de indivíduos em reprodução e observações diretas em alto mar. Essas informações podem produzir boas representações dos limites médios e máximos das áreas de uso e forrageio. Porém, a abordagem de polígonos e raios que hoje norteiam a determinação destas áreas de uso pelas espécies não pode ser utilizada de forma isolada na definição da importância e relevância das áreas marinhas a serem protegidas ou melhor gerenciadas. Por exemplo, nesta delimitação são incluídas muitas vezes áreas onde as aves não forragearam, o que diminui muito a eficiência do sistema uma vez que pulveriza esforços e ações – e.g. fiscalização, monitoramento, exclusão de atividades econômicas - incluindo áreas de pouca ou nenhuma relevância para a conservação. Além disso, a adoção de limites espécie-específico é suscetível a alguns erros, como efeitos de densidade-dependência, variações anuais e interanuais dos comportamentos e padrões de forrageio, ou simplesmente nas diferenças e variações oceanográficas ou de alterações do ecossistema (e.g. Lewis et al., 2001; Hamer et al., 2007).

Áreas de uso e forrageio variam entre colônias, anos, estações e regiões (Catry et al., 2013). Além disso, as localidades de forrageio e de distribuição das aves marinhas são efêmeras, estão relacionadas por exemplo, aos recursos, que por sua vez estão

relacionados às características do habitat/variáveis ambientais (Thaxter et al., 2012). A acessibilidade aos habitats é uma função da distância da colônia, velocidade e direção do vento. Durante o período reprodutivo as aves que estão em atividade reprodutiva precisam retornar ao ninho em intervalos regulares provendo alimento aos filhotes (Catry et al., 2013). Estudos sugerem que desconsiderar as variações espaciais e temporais de comportamento deve ser um problema em delimitações da distribuição baseadas em áreas centrais de forrageio (Catry et al., 2013). As aves marinhas precisam percorrer maiores distâncias para forragear quando há dificuldade em localizar a presa, ou se o recurso estiver presente em menor quantidade ou qualidade (Furness e Tasker, 2000). Dessa forma, reconhecer as áreas com características adequadas e as distâncias que podem ser percorridas pelas aves marinhas é essencial nas considerações e discussões das políticas públicas de conservação marinha, tanto para propostas de criação de áreas marinhas protegidas, quanto para áreas a serem cobertas por regulamentos, normas e leis de proteção, que obriguem a adoção de medidas mitigadoras que reduzam a captura incidental de aves marinhas.

Este estudo da análise de registros de ocorrência atuais e a construção de modelos preditivos de distribuição subsidia tecnicamente a importância do estabelecimento do paralelo 25°S como o limite norte para a priorização das ações de mitigação pactuadas nos acordos internacionais. De fato, a maioria das espécies analisadas apresentou áreas de distribuição potencial e adequabilidade concentradas em latitudes elevadas, muito superiores ao paralelo 25°S. No entanto, apesar de todas as espécies apresentarem registros de ocorrência e/ou área de uso potencial (adequadas) em porções ao norte do paralelo 25°S, estas áreas sempre foram pequenas e geralmente concentradas ao longo de zonas mais costeiras. Provavelmente, esta adequação corresponde a locais com possível sobreposição destas espécies com a atividade de pesca de espinhel. Em outras palavras, quando as aves ultrapassam esses limites mais bem conhecidos/consolidados e que são de maior concentração e permanência, geralmente elas estão sobre a plataforma ou na quebra do talude. Estas águas mais costeiras são reconhecidamente mais produtivas, sendo exploradas tanto pela indústria pesqueira em busca dos grandes predadores pelágicos que lá forrageiam, como pelas espécies de aves em busca de alimento.

A IUCN é uma organização renomada que atua em favor da conservação da biodiversidade e a Lista Vermelha da IUCN é reconhecida como a mais objetiva e confiável lista global de espécies ameaçadas, sendo amplamente adotada por entidades governamentais e nas discussões e elaboração de políticas públicas de conservação. Milhares de cientistas, muitos desses membros dos grupos de especialistas da IUCN e

da Comissão de Espécies Sobreviventes da IUCN, fornecem vastas contribuições e informações para os levantamentos e avaliações (Lamoreux et al. 2003; Hambler, 2004, IUCN, 2001). A organização conta ainda com parceiros de notável *expertise*, como é o caso da BirdLife International, a maior rede de instituições de conservação da natureza do mundo (Butchart et al., 2004). A BirdLife International em colaboração com outros cientistas e especialistas são provavelmente os maiores contribuintes, de informações e conhecimentos à cerca da distribuição e mobilidade dos albatrozes. A ICCAT também é uma importante organização internacional que tem o intuito de contribuir para a conservação, colaborando com diretrizes para uma pesca responsável, evitando a captura de espécies que não têm interesse comercial, como por exemplo, aves e tartarugas marinhas. Entretanto, os resultados dos modelos das 11 espécies estudadas indicam que as informações e contribuições dessas organizações (distribuição das espécies e recomendações do uso de medidas mitigadoras) contêm lacunas que representam riscos e prejuízos para a conservação dessas espécies. As iniciativas, ações, planos, acordos e leis, serão discutidos assumindo escopos provavelmente insuficientes, tendo em vista o poder de mobilidade dessas aves, a dinâmica dos sistemas oceânicos e as alterações causadas ao ecossistema. A degradação do ambiente marinho e o aumento desordenado do esforço pesqueiro implicam em declínio dos recursos pesqueiros e sucessivamente, no declínio das capturas por unidade de esforço, forçando o setor pesqueiro a buscar novos recursos, intensificar o esforço e ampliar a área de atuação para manter os níveis de captura, com as aves não seria diferente. Sendo que os albatrozes têm maior autonomia quanto a mobilidade, permanência em alto mar e menos limites e barreiras geográficas, dependendo basicamente de encontrar suas presas e de condições ambientais que permitam o voo.

Como ferramenta para esta problemática, a modelagem de nicho ecológico pode elucidar áreas que apresentem características ambientais relevantes para as espécies e que aparentemente não tenham sido detectadas por abordagens mais empíricas e diretas. Modelar o nicho de uma espécie significa modelar o ambiente em que ela está inserida considerando caracteres bióticos e abióticos envolvidos nos processos ecológicos, prevendo os locais que tal espécie pode potencialmente ocupar e manter-se viável (Peterson et al., 2011; Rangel & Loyola, 2012). Esta metodologia pode ser aplicada para prever distribuições geográficas, potencial geográfico de espécies invasoras, respostas às mudanças ambientais, risco de eclosão de epidemias entre outros, de modo a simplificar mecanismos e fatores que expliquem o comportamento das espécies no ecossistema dentro do cenário em questão. Eles podem incluir processos em diferentes escalas: temporal e espacial; níveis hierárquicos: espécie, população, comunidade e

ecossistema; e variáveis do nicho: bióticas e abióticas (Araújo & Luoto, 2007; Schmolke et al., 2010). A aplicação desta técnica de modelagem no nosso estudo corroborou os mapas da IUCN, principalmente no que se refere aos limites latitudinais das espécies, reforçando o paralelo 25°S como faixa limite para o início da proteção das espécies, através do uso de medidas mitigadoras. No entanto, para algumas espécies como *D. exulans*, *T. chlororhynchos*, *T. cauta*, tanto os registros como a modelagem preditiva indicam uma significativa expansão dos limites leste-oeste da distribuição de parte desta espécie, porém isso pode ser decorrente de erros ou confusão na identificação dessa espécie. Em alguns casos, no entanto, os modelos de adequabilidade revelaram uma distribuição bastante fragmentada. A adequabilidade é baseada no conceito do nicho ecológico, estabelecidos pelas condições ambientais e biológicas ótimas (Hutchinson, 1957). Assim, modelar o nicho de uma espécie (adequabilidade) significa modelar o ambiente em que ela está inserida considerando caracteres bióticos e abióticos envolvidos nos processos ecológicos, prevendo os locais que tal espécie pode ocupar e manter-se viável em longo prazo (Peterson et al., 2011; Rangel e Loyola, 2012). No entanto, outros fatores podem limitar o uso destas áreas, como dispersão ou ausência de algum recurso não considerado durante a adequabilidade, e, portanto, a existência de áreas adequadas não necessariamente indica ocupação efetiva pelas espécies modeladas. Porém, a indicação de adequabilidade pode auxiliar na escolha de áreas prioritárias para futuras investigações acerca da ocupação destas áreas pelas espécies focais, uma das aplicações da modelagem preditiva (Elith e Leathwick, 2009; Peterson e Soberón, 2012).

Diomedea exulans, por exemplo, apesar da proposta de distribuição da espécie adotada pela IUCN não contemplar latitudes inferiores aos 25°S, o modelo ajustado pelo algoritmo SVM indica áreas em latitudes inferiores aos 20°S e 25°S mais costeiras como adequadas à ocorrência. Essa espécie costuma forragear em águas oceânicas, embora possa visitar e permanecer por tempo considerável em águas mais rasas, em áreas da plataforma continental (BirdLife International, 2004). Estudos de rastreamento por satélite revelaram que *D. exulans* jovens tendem a forragear mais ao norte (British Antarctic Survey dados não publicados, em BirdLife International, 2015). As fêmeas também tendem a forragear mais ao norte do que os machos (Nel et al., 2002; Weimerskirch et al., 2003; Pinaud e Weimerskirch, 2007) e mostram menor sobrevida (Xavier et al., 2004). No entanto, salvo informações mais específicas em relação ao uso destas áreas marginais da distribuição desta ou das outras espécies, a maioria das áreas adequadas e com registros aceitos são concentradas em latitudes superiores aos 25°S. Como qualquer atividade a proteção de espécies exige ações que são executadas frente a

algum custo, e como os recursos são finitos, é preciso priorizar estas ações. Desta maneira, a priorização de ações acima do paralelo 25°S, e para algumas espécies inclusive ao norte do paralelo 25°S é uma medida correta para a orientação espacial dos esforços de conservação.

No Brasil, a Instrução Normativa Interministerial atualizada em 2014 (INI MMA/MPA nº 04/2014), estabelece o uso de medidas mitigatórias para a diminuição da captura incidental de aves marinhas por embarcações pesqueiras que atuam na modalidade espinhel horizontal de superfície, ao sul de 20°S. Mas a IN antecedente, publicada em 2011 (INI MMA/MPA nº 04/2011), seguia as instruções da recomendação ICCAT 07 e precisava ser cumprida apenas em operações ao sul dos 25°S. Diretrizes e recomendações como essa da ICCAT são publicadas baseando-se em valores e ações mínimas a serem implementadas pelas partes signatárias, mas que representem ganhos e benefícios à causa que foram designadas. As experiências mostram que, dificilmente, as nações adotam limites mais restritivos em seus planejamentos e normas internas. As alterações da legislação brasileira demonstram o compromisso do País com a conservação dos albatrozes e petréis. Esse é o resultado dos esforços conjuntos de pesquisadores e técnicos de órgãos governamentais, ONG's e universidades, que vem atuando historicamente por avanços na conservação dessas aves e no estabelecimento de uma pesca mais responsável.

O declínio de diversas espécies deixa claro que a proteção da biodiversidade e do ecossistema pelágico são inadequadas e insuficientes. Em ambientes pelágicos, a discussão sobre a adoção de áreas protegidas é bastante extensa. Áreas protegidas estão sendo implementadas para garantir a preservação da maioria dos ecossistemas, mas algumas preocupações sobre a viabilidade e eficiência dessa abordagem em ambientes pelágicos tem limitado a implementação de áreas pelágicas protegidas. Comparado com outros ambientes, o ambiente pelágico conta com poucas regulamentações focadas na conservação da biodiversidade (Vallega 2000; Game et al., 2009). A vasta extensão e dificuldade na acessibilidade tornam a gestão de ambientes pelágicos um processo bastante complexo. Os oceanos incluem águas com jurisdições nacionais nas águas mais costeiras e em águas mais profundas, na Zona Econômica Exclusiva (ZEE), mas em outras áreas de oceano aberto não. Dessas regulamentações existentes, a grande maioria está associada ao manejo de pescarias pelágicas. Isso acontece não somente pela pesca representar a maior ameaça antrópica à sobreexploração deste ambiente, mas também porque em muitas regiões a pesca é a única indústria de fato explorando recursos pelágicos. Embora exista um esforço crescente na adoção de áreas restritas à pesca (Roberts et al., 2005; Game et al., 2009), usualmente, as medidas de conservação

adotadas nas pescarias compreendem restrições da captura total ou especificações do uso dos petrecho e locais de pesca permitidos (Game et al., 2009). O uso de medidas de mitigação, normas e restrições de pesca são ferramentas que podem apresentar bons resultados para fins de conservação da biodiversidade. Algumas medidas de mitigação são relativamente simples, com baixo custo, manuseio fácil e não interferem na produção pesqueira. Esse é o caso das medidas sugeridas para a redução da captura de aves marinhas. Essas medidas são tão funcionais e exequíveis que ampliar os seus limites formais de uso em 5°S de latitude parece factível e oportuno. Com um incremento relativamente simples na sugestão do uso de medidas mitigadoras, o grupo de aves mais ameaçado do planeta estará sendo melhor conservado.

Todas as ferramentas que visam conservar a biodiversidade e o ecossistema pelágico dependem de um fator extremamente importante, a fiscalização. Sem dúvida este é um dos fatores mais citados que indicam diretamente a presença de falhas nos sistemas de gestão de pesca. São grandes os gargalos logísticos que explicam as dificuldades na realização de uma fiscalização eficiente *in situ* nos ambientes pelágicos, exigindo uma grande estrutura e equipamentos específicos além do grande número de pessoas. No entanto, a fiscalização é uma questão chave para a organização e implementação das medidas de conservação no setor pesqueiro. Na prática, inúmeros sistemas de gestão são estabelecidos como uma forma mais efetiva para o gerenciamento sustentável dos recursos pesqueiros, porém nem todas as iniciativas alcançam resultados expressivos. A implantação de normas e regras torna-se pouco eficiente se não acompanhada de maneira sistemática pela fiscalização, instrumento de reforço do cumprimento das leis.

Outro fator que pode contribuir para a eficácia das normas e regras, é a maneira de atuação das instituições responsáveis pela fiscalização, e de suporte técnico-científico no manejo e na conservação dos recursos. Programas de educação ambiental e divulgação técnico-científica, executados preferencialmente em sinergia, por órgãos ambientais (governamentais e não-governamentais), de pesquisa e fiscalização, podem contribuir para o sucesso na adesão das normas e regras por parte dos pescadores. Neste sentido, toda e qualquer medida de manejo proposta, deve ser compreendida e contar com o envolvimento e participação do setor pesqueiro. No caso da aplicação das medidas mitigatórias propostas e do limite espacial de sua ação, a adequada comunicação por parte da comunidade acadêmica e de gestores para o setor pesqueiro, acerca dos subsídios e informações técnicas suportando estas medidas, seria um bom começo.

5. CONCLUSÃO

Este estudo adotou um método reconhecido e robusto para investigar as áreas potencialmente adequadas à ocorrência de albatrozes e petréis e a partir destas informações, avaliou a adequação dos mapas de distribuição adotados pela IUCN. Os resultados obtidos são compatíveis com os mapas apresentados pela IUCN em parceria com a BirdLife International, sendo que o limite de 25°S proposto pela ICCAT na recomendação 07 está aparentemente adequado e atende o propósito de evitar a captura incidental de aves marinhas, se as medidas mitigadoras estiverem sendo adotadas de forma eficiente. Nossos resultados também indicam áreas com boa adequabilidade para estas espécies, apontando portanto áreas potencialmente importantes e que devem ser investigadas em pesquisas futuras, ajudando nas discussões sobre a conservação de albatrozes e petréis.

O conhecimento e o entendimento da dinâmica do comportamento das espécies no espaço e no tempo e a dimensão da influência dos processos ecológicos, ambientais e antrópicos sobre essa dinâmica são limitados. Todos os incrementos e novas abordagens que contribuam com esse conhecimento que devem ser agregados nesta discussão.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2009. ACAP Species assessment: Atlantic Yellow-nosed Albatross *Thalassarche chlororhynchos*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 1 September 2009.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2009. ACAP Species assessments: Northern Royal Albatross *Diomedea sanfordi*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 31 August 2009.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2009. ACAP Species assessments: Shy Albatross *Thalassarche cauta*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 31 August 2009.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2009. ACAP Species assessment: Southern Royal Albatross *Diomedea epomophora*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 2 September 2009.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2009. ACAP Species assessment: Spectacled Petrel *Procellaria conspicillata*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 3 September 2009.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2009. ACAP Species assessment: Tristan Albatross *Diomedea dabbenena*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 4 September 2009.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2009. ACAP Species assessment: Wandering Albatross *Diomedea exulans*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 10 September 2009.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2009. ACAP Species assessment: White-chinned Petrel *Procellaria aequinoctialis*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 14 September 2009.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2010. ACAP Species assessment: Black-browed Albatross *Thalassarche melanophris*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 11 October 2010.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2010. ACAP Species assessment: Grey-headed Albatross *Thalassarche chrysostoma*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 1 October 2010.

Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels. 2011. ACAP Species assessment: White-capped Albatross *Thalassarche steadi*. Downloaded from <http://www.acap.aq> on 1 February 2011.

Allouche, O.; Tsoar, A.; Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43:1223–1232.

Anderson, O. R. J.; Small, C. J.; Croxall, J. P.; Dunn, E. K.; Sullivan, B. J.; Yates, O.; Black, A. 2011. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research* 14(2): 91–106.

Araújo, M. B.; Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution

modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677–1688.

Araújo, M. B.; Peterson, A. T. 2012. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology* 93: 1527–1539.

Barbraud, C.; Delord, K.; Marteau, C.; Weimerskirch, H. 2009. Estimates of population size of White-chinned Petrels and Grey Petrels at Kerguelen Islands and sensitivity to fisheries. *Animal Conservation* 12(3): 258-265.

Barnes, K.; Ryan, P. G.; Boix-Hansen, C. 1997. The impact of Hake *Merluccius spp.* longline fishery off South Africa on Procellariiform seabirds. *Biological Conservation* 82: 227-234.

Barry, S.; Elith, J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43: 413–423.

Berrow, S. D.; Croxall, J. P.; Grant, S. D. 2000. Status of White-chinned Petrels *Procellaria aequinoctialis* Linnaeus 1758, at Bird Island, South Georgia. *Antarctic Science* 12: 399-405.

Berrow, S. D.; Wood, A. G.; Prince, P. A. 2000. Foraging location and range of White-chinned Petrels *Procellaria aequinoctialis* breeding in the South Atlantic. *Journal of Avian Biology* 31: 303-311.

BirdLife International. 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge, U.K.

BirdLife International. 2004. Tracking ocean wanderers: the global distribution of albatrosses and petrels. Results from the Global Procellariiform Tracking Workshop, 1–5 September, 2003, Gordon's Bay, South Africa. Cambridge, UK: BirdLife International.

BirdLife International. 2015. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 31/03/2015.

Brooke, M. De L. 2004. Albatrosses and petrels across the world. Oxford University Press, Oxford.

Bugoni, L. 2008. Ecology and conservation of albatrosses and petrels at sea off Brazil. PhD Thesis, Universidade de Glasgow.

Bugoni, L.; Mancini, P. L.; Monteiro, D. S.; Nascimento, L.; Neves, T. S. 2008. Seabird bycatch in the Brazilian pelagic online fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic ocean. *Endangered Species Research* 5(2/3): 137-147.

Bugoni L.; D'Alba L.; Furness R. W. 2009. Marine habitat use of wintering spectacled petrels *Procellaria conspicillata*, and overlap with longline fishery. *Marine Ecology Progress Series* 374: 273–285.

Busby, J.R. 1991. BIOCLIM - A Bioclimatic Analysis and Prediction System. In: Margules, C.R. & M.P. Austin (eds.) *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*: 64-68. Canberra: CSIRO.

Carboneras, C. 1992. Diomedidae (Albatrosses). In: del Hoyo, J.; Elliott, A.; Sargatal, J. (ed.), *Handbook of the birds of the world*: 198-215. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

- Catard, A.; Weimerskirch, H.; Cherel, Y. 2000. Exploitation of distant Antarctic waters and close shelf-break waters by White-chinned petrels rearing chicks. *Marine Ecology Progress Series* 194: 249-261.
- Catry P.; Lemos R.T.; Brickle P.; Phillips R.A.; Matias R.; Granadeiro J.P. 2013. Predicting the distribution of a threatened albatross: The importance of competition, fisheries and annual variability. *Progress In Oceanography* 10: 1-10.
- CCAMLR. 2006. Scientific Committee for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources. Report of the 25th meeting of the Scientific Committee.
- CCAMLR. 2010. Scientific Committee for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources. Report of the 28th meeting of the Scientific Committee.
- Cherel, Y.; Klages, N. 1998. A review of the food of albatrosses. In: Robertson, G.; Gales, G. (ed.), *Albatross biology and conservation*: 113-136. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Clokier, L. 2007. A little wanderer. *Bee-eater* 58(4): 65-66.
- Colabuono, F. I.; Vooren, C. M. 2007. Diet of Black-browed *Thalassarche melanophrys* and Atlantic Yellow-nosed *T. chlororhynchos* Albatrosses and White-chinned *Procellaria aequinoctialis* and Spectacled *P. conspicillata* Petrels off southern Brazil. *Marine Ornithology* 35: 9-20.
- Croxall, J. P.; Prince, P. A.; Hunter, I.; McInnes, S. J.; Copestake, P. G. 1984. Seabirds of the Antarctic Peninsula, islands of the Scotia Sea, and Antarctic continent between 80°W and 20°W: their status and conservation. In: Croxall, J. P. and Gales, R. (1998): 46–65 in Robertson G. and Gales R. (ed.), *Albatross biology and conservation*. Chipping Norton, Australia: Surrey Beatty & Sons.
- Croxall, J. P.; Evans, P. G. H.; Schreiber, R. W. (ed.), Status and conservation of the world's seabirds: 637-666. International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K.
- Croxall, J. P.; Small, C.; Sullivan, B.; Wanless, R.; Esteban Frere E.; Lascelles B.; Ramirez I.; Sato M.; Yates O. 2013. Appropriate scales and data to manage seabird–fishery interactions: Comment on Torres et al. 2013. *Marine Ecology Progress Series* 493: 297–300.
- Delord, K.; Gasko, N. W.; Weimerskirch, H.; Barbraud, C.; Micol, T. 2005. Seabird mortality in the Patagonian toothfish longline fishery around Crozet and Kerguelen Islands, 2001-2003. *CCAMLR Science* 12: 53-80.
- Delord, K.; Besson, D.; Barbraud, C.; Weimerskirch, H. 2008. Population trends in a community of large Procellariiforms of Indian Ocean: potential effects of environment and fisheries interactions. *Biological Conservation* 141(7): 1840-1856.
- Delord, K.; Cotté, C.; Péron, C.; Marteau, C.; Pruvost, P.; Gasco, N.; Duhamel, G.; Cherel, Y.; Weimerskirch, H. 2010. At-sea distribution and diet of an endangered top predator : relationship between white-chinned petrels and commercial longline fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 13: 1-16.
- Dillingham, P. W.; Fletcher, D. 2011. Potential biological removal of albatrosses and petrels with minimal demographic information. *Biological Conservation* 144: 1885-

Diniz-Filho, J. A. F.; Bini, L. M.; Rangel, T. F. L. V. B.; Loyola, R. D.; Hof, C.; Nogues-Bravo, D.; Araujo, M. B. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32: 897–906.

Elith, J.; Leathwick, J. 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697.

Fielding, A. H.; Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38–49.

Fraser, M. W.; Ryan, P. G.; Watkins, B. P. 1988. The seabirds of Inaccessible Island, South Atlantic Ocean. *Cormorant* 16: 7-33.

Furness, R. W. 2003. Impacts of fisheries on seabird communities. In E. Mínguez, D. Oro, E. de Juana, and A. Martínez-Abraín (ed.). *Mediterranean Seabirds and Their Conservation*. *Scientia Marina* 67(2): 33-45.

Global Biodiversity Information Facility – GBIF (<http://www.gbif.org>)

Guisan, A. and Zimmermann, N. E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecology Model.* 135: 147-186.

Guisan, A.; Edwards T. C. Jr.; and Hastie, T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.

Hagen, Y. 1952. Birds of Tristan da Cunha. Results of the Norwegian Scientific expedition to Tristan da Cunha. 1937-1938. No 20. Norske Videnskaps-Akademi, Oslo.

Hijmans, R. J.; Phillips, S.; Leathwick, J. and Elith, J. (2011), Package ‘dismo’. Disponível em: <http://cran.r-project.org/web/packages/dismo/index.html>.

ICCAT. 2006-2015. ICCAT Manual. International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna. In: ICCAT Publications [on-line]. Updated 2015. <http://www.iccat.int/en/>

IUCN. 2014. 2014 IUCN red list of threatened species. IUCN Species Survival Commission, Gland, Suíça e Cambridge, Reino Unido. Disponível em: <http://www.redlist.org> (acessado em dezembro de 2014).

Lifemapper – (<http://lifemapper.org>)

Jiménez, S.; Domingo, A.; Brazeiro, A. 2009. Seabird bycatch in the Southwest Atlantic: interaction with the Uruguayan pelagic longline fishery . *Polar Biology* 32(2): 187-196.

Jiménez-Valverde, A.; Peterson, A. T.; Soberón, J.; Overton, J. M.; Aragon, P.; Lobo, J. M. 2011. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13: 2785–2797.

- Laich, A. G.; Favero, M. 2007. Spatio-temporal variation in mortality rates of White-chinned Petrels *Procellaria aequinoctialis* interacting with longliners in the south-west Atlantic. *Bird Conservation International* 17(4): 359-366.
- Liu, C.; White, M.; Newell, G. 2011. Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data. *Ecography* 34: 232-243.
- Loyola, R. D.; Lemes, P.; Faleiro, F.V.; Trindade-Filho, J.; Machado, R.B. 2012. Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: challenges and opportunities for conservation. *PLOS ONE* 7, e46257.
- Machado, N.; Brito, D.; Loyola, R. D. 2013. Modeling extinction risk for seabirds in Brazil. *Natureza & Conservação* 11(1): 48-53.
- Marini, M. A. and Garcia, F. I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade* 1: 55-102.
- McMahon, J. P.; Hutchinson, M. F.; Nix, H. A. and Ord, K. D. 1996. ANUCLIM Version 1 User's Guide. Canberra: ANU, CRES. (ANUCLIM 5.0: <http://cres.anu.edu.au/outputs/anuclim.html>).
- Nel, D. C.; Ryan, P. G.; Cooper, J. 2002. Population dynamics of Wandering Albatrosses *Diomedea exulans* at sub-Antarctic Marion Island: longline fishing and environmental influences.
- Nel, D. C.; Ryan, P. G.; Crawford, R. J. M.; Cooper, J.; Huyser, O. 2002. Population trends of albatrosses and petrels at sub-Antarctic Marion Island. *Polar Biology* 25: 81-89.
- Nel, D. C.; Ryan, P. G.; Nel, J. L.; Klages, N. T. W.; Wilson, R. P.; Robertson, G. 2002. Foraging interactions of wandering albatrosses *Diomedea exulans* breeding on Marion Island with longline fisheries in the southern Indian Ocean. *Ibis* 144: 141-154.
- Neves, T.; Mancini, P. L.; Nascimento, L. 2007. Seabird distribution, abundance and bycatch in longline fisheries off southern Brazil. *SCRS/2006/182 Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 60(6): 2085-2093.
- Neves, T.; Olmos, F.; Peppes, F. V.; Mohr, L. V. 2006. Plano Nacional para Conservação de Albatrozes e Petréis. PLANACAP. Ibama, Brasília.
- Neves, T.; Vooren, C. M.; Bugoni, L.; Olmos, F.; Nascimento, L. 2006. Distribuição e abundância de aves marinhas no sudeste-sul do Brasil. In: Neves T, Bugoni L, Rossi-Wongtschowski CLB (ed). *Aves oceânicas e suas interações com a pesca na região Sudeste-Sul do Brasil*. USP, REVIZEE: Score Sul, São Paulo: 11-35
- Nix, H. A. 1986. A biogeographic analysis of Australian Elapid snakes, in Longmore, R. (ed.) *Atlas of Australian Elapid Snakes*. Australian Flora and Fauna Series 8: 4-15.
- Nóbrega, C. C.; De Marco Jr. P. 2011. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Diversity and Distributions* 17: 491-505.
- Olmos, F. 1997. Seabirds attending bottom long-line fishing off southeastern Brazil. *Ibis* 139: 685-691.
- Olmos, F.; Bastos, G. C. C.; da Silva Neves, T. 2000. Estimating seabird bycatch in

Brazil.

Petersen, S.; Nel, D.; Omardien, A. 2007. Towards an ecosystem approach to longline fisheries in the Benfuela: an assessment of impacts on seabirds, sea turtles and sharks.

Peterson, S. L.; Phillips, R. A.; Ryan, P. G.; Underhill, L. G. 2008. Albatross overlap with fisheries in the Benguela Upwelling System: implications for conservation and management. *Endangered Species Research* 5: 117–127.

Peterson, A. T.; Soberón, J. 2012. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. *Natureza & Conservação*. 10(2): 102-107.

Pinaud, D.; Weimerskirch, H. 2007. At-sea distribution and scale-dependent foraging behaviour of petrels and albatrosses: a comparative study. *Journal of Animal Ecology* 76: 9-19.

Poncet, S. 2007. South Georgia ACAP petrel survey 2005-07.

Poncet, S.; Robertson, G.; Phillips, R. A.; Lawton, K.; Phalan, B.; Trathan, P. N.; Croxall, J. P. 2006. Status and distribution of Wandering, Black-browed and Grey-headed Albatrosses breeding at South Georgia. *Polar Biology* 29: 772-781.

Projeto Albatroz – (<http://www.projetoalbatroz.org.br>)

Phillips, R. A.; Silk, J. R. D.; Croxall, J. P.; Afanasyev, V.; Briggs, D. R. (2004). Accuracy of geolocation estimates for flying Seabirds. *Marine Ecology Progress Series*. 266: 265–272.

Phillips, R. A.; Silk, J. R. D.; Croxall, J. P.; Afanasyev, V. 2006. Year-round distribution of White-chinned petrels from South Georgia: Relationships with oceanography and fisheries. *Biological Conservation* 129: 336-347.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231–259.

Phillips, S. J.; Dudik, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175.

Rangel, T. F. L. V. B.; Diniz-Filho, J. A. F. and Bini, L. M. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, 33: 46-50.

Rangel, T. F.; Loyola, R. D. 2012. Labeling ecological niche models. *Natureza & Conservação* 10: 119–126.

Robertson, C. J. R. 1993. Survival and longevity of the northern royal albatross *Diomedea epomophora sanfordi* at Taiaroa Head, 1937–93. *Emu* 93: 269–276.

Rocchini, D.; Hortal, J.; Lengyel, S.; Lobo, J. M.; Jimenez-Valverde, A.; Ricotta, C.; Bacaro, G.; Chiarucci, A. 2011. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: the need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography* 35: 211–226.

Rowan, A. N.; Elliott, H. F. I.; Rowan, M. K. 1951. The "Spectacled" form of the Shoemaker *Procellaria aequinoctialis* in the Tristan da Cunha Group. *Ibis* 93: 169-179.

- Ryan, P. G. 1998. The taxonomic and conservation status of the Spectacled Petrel *Procellaria conspicillata*. Bird Conservation International 8: 223-235.
- Ryan, P. G.; Moloney, C. L. 2000. The status of Spectacled Petrels *Procellaria conspicillata* and other seabirds at Inaccessible Island. Marine Ornithology 28: 93-100.
- Ryan, P. G.; Dorse, C.; Hilton, G.M. 2006. The conservation status of the Spectacled Petrel *Procellaria conspicillata*. Biological Conservation 131: 575-583.
- Ryan, P. G.; Ronconi, R. A. 2011. Continued increase in numbers of Spectacled Petrels *Procellaria conspicillata*. Antarctic Science 23: 332-336.
- Roberts, C. M.; Hawkins J. P.; Gell F. R. 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. 360: 123–132.
- Silva, D. P.; Gonzalez, H. V.; Melo, G. A. R.; Lucia, M.; Alvarez, L. J.; De Marco Jr, P. 2013. Seeking the flowers for the bees: Integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. Ecological Modelling 273: 200 –209.
- Skov, J.; Durinck, J. 2001. Seabird attraction to fishing vessels is a local process. Marine Ecology Progress Series 214: 289–298.
- Torres L. G.; Sagar, P. M.; Thompson, D. R.; Phillips, R. A. 2013. Scale-dependence of seabird–fishery data analysis and management: Reply to Croxall et al. Marine Ecology Progress Series 493: 301–304.
- Torres L. G.; Sagar, P. M.; Thompson, D. R.; Phillips, R. A. 2013. Scaling down the analysis of seabird-fishery interactions. Marine Ecology Progress Series 473: 275–289.
- Vallega, A. 2000. Sustainable Ocean Governance: A Geographical Perspective. Routledge.
- Walker, K. J.; Elliott, G. P.; Nicholls, D. G.; Murray, M. D. 1995: Satellite tracking of Wandering albatross *Diomedea exulans* from the Auckland Islands: Preliminary results. Notornis 42: 127–137.
- Warham, J. 1990. The Petrels: Their Ecology and Breeding Systems. Colonial Waterbirds. 14(2): 205-207. Academic Press, London.
- Warham, J. 1996. The Behaviour, Population Ecology & Physiology of the Petrels. Academic Press, London & San Diego.
- Watkins, B. P.; Petersen, S. L.; Ryan, P. G. 2007. Interactions between seabirds and deep-water hake trawl gear: an assessment of impacts in South African waters.
- Weimerskirch, H. 1998. Foraging strategies of Indian Ocean albatrosses and their relationship with fisheries. In: Robertson, G.; Gales, R. (ed.), Albatross biology and conservation: 137-167. Surrey Beatty & Sons, Sydney.
- Weimerskirch, H.; Brothers, N.; Jouventin, P. 1997. Population dynamics of Wandering Albatross *Diomedea exulans* and Amsterdam Albatross *D. amsterdamensis* in the Indian ocean and their relationships with long-line fisheries: conservation implications.

Weimerskirch, H.; Jouventin, P. 1998. Changes in population sizes and demographic parameters of six albatross species breeding on the French sub-antarctic islands. In: Robertson, G.; Gales, R. (ed.), Albatross biology and conservation: 84-91. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia.

Weimerskirch, H.; Inchausti, P.; Guinet, C.; Barbraud, C. 2003. Trends in bird and seal populations as indicators of a system shift in the Southern Ocean. Antarctic Science 15: 249-256.

Weimerskirch, H.; Akesson, S.; Pinaud, D. 2006. Postnatal dispersal of Wandering Albatrosses *Diomedea exulans*: implications for the conservation of the species. Journal of Avian Biology 37: 23-28.

Woehler, E. J. 1996. Concurrent decreases in five species of Southern Ocean seabirds in Prydz Bay. Polar Biology 16: 379-382.

Xavier, J. C.; Trathan, P. N.; Croxall, J. P.; Wood, A. G.; Podesta, G.; Rodhouse, P. G. 2004. Foraging ecology and interactions with fisheries of Wandering Albatrosses *Diomedea exulans* breeding at South Georgia. Fisheries Oceanography 13: 324-344.

7. APÊNDICES I

Tabela A-1. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Diomedea exulans*.

Classe dist.	<i>Diomedea exulans</i>					
	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	>1×10 ⁶	369.766	0.598	0.001	0.815	0.734
2	>1×10 ⁶	934.584	0.429	0.001	0.822	0.522
3	>1×10 ⁶	1303.909	0.272	0.001	0.871	0.313
4	>1×10 ⁶	*1649.497	*0.127	0.001	0.916	0.139
5	>1×10 ⁶	*2004.182	*-0.007	0.002	0.956	-0.007
6	>1×10 ⁶	2395.646	-0.11	0.001	0.966	-0.114
7	>1×10 ⁶	2846.383	-0.173	0.001	0.962	-0.18
8	>1×10 ⁶	3382.131	-0.168	0.001	0.878	-0.191
9	>1×10 ⁶	4010.979	-0.109	0.001	0.843	-0.129
10	>1×10 ⁶	4678.838	-0.042	0.001	0.94	-0.045
11	>1×10 ⁶	5333.033	-0.044	0.001	0.937	-0.047
12	>1×10 ⁶	5953.486	-0.007	0.002	0.839	-0.008
13	>1×10 ⁶	6509.042	0.038	0.001	0.904	0.042
14	>1×10 ⁶	6987.485	0.037	0.001	0.859	0.044
15	>1×10 ⁶	7409.836	-0.042	0.001	0.774	-0.054
16	>1×10 ⁶	7799.016	-0.152	0.001	0.752	-0.202
17	>1×10 ⁶	8164.947	-0.244	0.001	0.737	-0.332
18	>1×10 ⁶	8515.152	-0.317	0.001	0.744	-0.426
19	>1×10 ⁶	8864.705	-0.37	0.001	0.854	-0.433
20	>1×10 ⁶	9236.492	-0.379	0.001	1.044	-0.363
21	>1×10 ⁶	9660.295	-0.316	0.001	1.334	-0.237
22	>1×10 ⁶	10196.861	-0.072	0.001	1.716	-0.042
23	>1×10 ⁶	13985.166	1.045	0.001	2.416	0.433

Tabela A-2. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Diomedea dabbenena*.

Classe dist.	<i>Diomedea dabbenena</i>					
	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	390	96.671	0.149	0.011	0.588	0.254
2	388	278.871	0.153	0.023	0.623	0.245
3	388	470.652	0.2	0.002	0.599	0.334
4	390	657.745	0.129	0.047	0.517	0.249
5	388	824.23	0.134	0.041	0.501	0.268
6	388	997.249	0.097	0.099	0.413	0.236
7	390	*1257.263	*0.029	0.525	0.213	0.138
8	388	1720.513	-0.069	0.167	0.436	-0.157
9	388	4097.352	-0.587	0.001	2.291	-0.256
10	390	9471.746	-0.393	0.001	3.257	-0.121

Tabela A-3. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Diomedea epomophora*.

Classe dist.	<i>Diomedea epomophora</i>					
	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	15906	235.483	0.612	0.001	0.886	0.691
2	15906	647.454	0.536	0.001	1.009	0.531
3	15906	1007.791	0.507	0.001	1.121	0.452
4	15906	1407.488	0.198	0.001	1.171	0.169
5	15904	1824.888	0.037	0.003	1.361	0.027
6	15906	*2240.313	*0.013	0.195	1.689	0.008
7	15906	*2870.758	*-0.043	0.001	1.522	-0.028
8	15906	4336.691	-0.264	0.001	1.151	-0.23
9	15904	6115.121	-0.024	0.032	1.535	-0.016
10	15906	7115.116	0.202	0.001	0.579	0.35
11	15906	7593.185	0.044	0.006	0.474	0.093
12	15906	8001.049	-0.141	0.001	0.587	-0.24
13	15904	8430.594	-0.426	0.001	0.837	-0.509
14	15906	8913.139	-0.687	0.001	1.334	-0.515
15	15906	9518.116	-0.771	0.001	2.001	-0.385
16	15906	12106.332	0.176	0.001	1.756	0.1

Tabela A-4. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Diomedea sanfordi*.

Classe dist.	<i>Diomedea sanfordi</i>					
	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	190	321.948	0.56	0.001	0.94	0.596
2	190	969.449	0.195	0.061	1.066	0.183
3	190	*1860.595	*0.026	0.754	1.18	0.022
4	188	3568.639	-0.059	0.392	0.705	-0.084
5	190	6996.599	-0.017	0.735	0.942	-0.018
6	190	9933.804	-0.305	0.008	0.972	-0.314
7	188	10827.506	-0.54	0.001	1.142	-0.473
8	190	11309.132	-0.26	0.016	1.287	-0.202
9	190	12285	0.196	0.055	1.692	0.116

Tabela A-5. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Thalassarche melanophris*.

Classe dist.	<i>Thalassarche melanophris</i>					
	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	>1×10 ⁶	314.778	0.617	0.001	0.916	0.673
2	>1×10 ⁶	805.369	0.491	0.001	0.846	0.58
3	>1×10 ⁶	1144.352	0.401	0.001	0.788	0.509
4	>1×10 ⁶	1469.063	0.314	0.001	0.756	0.415
5	>1×10 ⁶	1799.548	0.214	0.001	0.727	0.294
6	>1×10 ⁶	*2145.142	*0.108	0.001	0.741	0.146
7	>1×10 ⁶	*2518.570	*-0.016	0.002	0.819	-0.02
8	>1×10 ⁶	2949.995	-0.153	0.001	0.967	-0.158
9	>1×10 ⁶	3507.707	-0.281	0.001	1.138	-0.247
10	>1×10 ⁶	4267.495	-0.419	0.001	1.252	-0.334
11	>1×10 ⁶	5155.293	-0.189	0.001	1.149	-0.165
12	>1×10 ⁶	5926.778	0.163	0.001	1.049	0.155
13	>1×10 ⁶	6473.141	0.161	0.001	0.604	0.266
14	>1×10 ⁶	6876.468	0.103	0.001	0.543	0.191
15	>1×10 ⁶	7216.122	0.011	0.002	0.521	0.02
16	>1×10 ⁶	7527.38	-0.085	0.001	0.54	-0.158
17	>1×10 ⁶	7823.748	-0.182	0.001	0.627	-0.29
18	>1×10 ⁶	8126.171	-0.299	0.001	0.759	-0.393
19	>1×10 ⁶	8456.395	-0.428	0.001	0.968	-0.442
20	>1×10 ⁶	8832.373	-0.535	0.001	1.212	-0.442
21	>1×10 ⁶	9282.619	-0.58	0.001	1.538	-0.377
22	>1×10 ⁶	9898.338	-0.416	0.001	1.968	-0.211
23	>1×10 ⁶	13007.935	0.998	0.001	2.653	0.376

Tabela A-6. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Thalassarche chlororhynchus*.

Classe dist.	<i>Thalassarche chlororhynchus</i>					
	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	25044	205.638	0.364	0.001	0.709	0.513
2	25042	567.775	0.256	0.001	0.783	0.327
3	25042	908.31	0.118	0.001	0.88	0.134
4	25042	*1282.729	*0.02	0.021	0.96	0.021
5	25044	1765.847	0.046	0.001	0.948	0.048
6	25042	2562.837	-0.012	0.117	0.978	-0.013
7	25042	3794.813	-0.242	0.001	1.26	-0.192
8	25042	5486.51	-0.26	0.001	0.96	-0.271
9	25044	7372.558	-0.018	0.019	0.986	-0.018
10	25042	9134.83	-0.249	0.001	1.062	-0.234
11	25042	10654.85	-0.379	0.001	1.006	-0.377
12	25042	11634.204	-0.115	0.001	0.606	-0.191
13	25044	12105.474	-0.145	0.001	0.68	-0.213
14	25042	12413.932	-0.117	0.001	0.726	-0.162
15	25042	12685.413	-0.036	0.001	0.851	-0.042
16	25042	12973.847	0.149	0.001	1.077	0.138
17	25044	14851.085	0.593	0.001	1.52	0.39

Tabela A-7. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Thalassarche chrysostoma*.

Classe dist.	<i>Thalassarche chrysostoma</i>					
	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	>1×10 ⁶	262.752	0.397	0.001	0.665	0.597
2	>1×10 ⁶	663.222	0.275	0.001	0.557	0.495
3	>1×10 ⁶	926.421	0.218	0.001	0.513	0.426
4	>1×10 ⁶	1175.417	0.181	0.001	0.482	0.375
5	>1×10 ⁶	1425.515	0.128	0.001	0.447	0.286
6	>1×10 ⁶	1689.836	0.081	0.001	0.471	0.172
7	>1×10 ⁶	*1982.067	*0.024	0.001	0.553	0.044
8	>1×10 ⁶	2310.762	-0.023	0.001	0.63	-0.036
9	>1×10 ⁶	2680.851	-0.056	0.001	0.702	-0.079
10	>1×10 ⁶	3108.264	-0.06	0.001	0.753	-0.08
11	>1×10 ⁶	3653.18	-0.048	0.001	0.817	-0.058
12	>1×10 ⁶	4346.318	-0.13	0.001	0.94	-0.138
13	>1×10 ⁶	5072.594	0.011	0.002	0.77	0.014
14	>1×10 ⁶	5673.242	0.192	0.001	0.94	0.204
15	>1×10 ⁶	6123.229	0.127	0.001	0.726	0.175
16	>1×10 ⁶	6500.275	0.005	0.002	0.51	0.01
17	>1×10 ⁶	6854.736	-0.075	0.001	0.531	-0.141
18	>1×10 ⁶	7200.232	-0.145	0.001	0.57	-0.253
19	>1×10 ⁶	7539.228	-0.223	0.001	0.647	-0.346
20	>1×10 ⁶	7882.875	-0.288	0.001	0.813	-0.354
21	>1×10 ⁶	8266.48	-0.362	0.001	1.121	-0.323
22	>1×10 ⁶	8762.347	-0.424	0.001	1.725	-0.245
23	>1×10 ⁶	11708.437	0.189	0.001	3.496	0.054

Tabela A-8. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Thalassarche cauta*.

Classe dist.	<i>Thalassarche cauta</i>					
	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	23756	179.816	0.54	0.001	0.828	0.652
2	23754	469.864	0.347	0.001	0.781	0.445
3	23754	688.762	0.264	0.001	0.859	0.307
4	23754	902.139	0.235	0.001	0.919	0.256
5	23756	1122.154	0.12	0.001	0.928	0.13
6	23754	*1362.011	*0.034	0.001	0.854	0.04
7	23754	1613.457	-0.062	0.001	0.723	-0.085
8	23754	1845.253	-0.162	0.001	0.774	-0.209
9	23756	2066.136	-0.245	0.001	0.91	-0.269
10	23754	2319.494	-0.222	0.001	1.012	-0.219
11	23754	2635.874	-0.236	0.001	0.992	-0.238
12	23754	3069.514	-0.132	0.001	1.011	-0.13
13	23756	3805.353	-0.077	0.001	0.931	-0.083
14	23754	5032.126	-0.235	0.001	0.872	-0.27
15	23754	7412.268	-0.163	0.001	1.258	-0.13
16	23754	9544.745	-0.238	0.001	1.353	-0.176
17	23756	12411.546	0.204	0.001	1.396	0.146

Tabela A-9. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Thalassarche steadi*.

<i>Thalassarche steadi</i>						
Classe dist.	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	108	81.316	0.648	0.001	1.13	0.573
2	106	*236.443	*0.522	0.001	0.975	0.535
3	108	*397.216	*0.008	0.938	0.498	0.015
4	106	739.954	-0.258	0.045	0.746	-0.346
5	106	2239.53	-1.059	0.001	2.443	-0.433
6	108	3850.61	0.157	0.105	0.367	0.428
7	106	7804.682	-0.687	0.001	1.233	-0.558
8	108	12116.763	0.395	0.006	1.299	0.304

Tabela A-10. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Procellaria aequinoctialis*.

<i>Procellaria aequinoctialis</i>						
Classe dist.	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	843078	284.516	0.628	0.001	0.998	0.629
2	843076	722.161	0.518	0.001	0.973	0.532
3	843078	1014.227	0.444	0.001	0.887	0.5
4	843076	1287.852	0.38	0.001	0.804	0.473
5	843076	1555.851	0.316	0.001	0.729	0.434
6	843078	1824.922	0.243	0.001	0.649	0.375
7	843076	2105.639	0.17	0.001	0.599	0.283
8	843078	*2407.703	*0.081	0.001	0.595	0.137
9	843076	*2738.354	*-0.029	0.002	0.678	-0.042
10	843076	3112.513	-0.156	0.001	0.786	-0.198
11	843078	3539.599	-0.259	0.001	0.896	-0.29
12	843076	4021.267	-0.332	0.001	0.982	-0.338
13	843078	4544.884	-0.358	0.001	1.054	-0.34
14	843076	5079.827	-0.293	0.001	0.92	-0.318
15	843076	5611.179	-0.126	0.001	0.821	-0.153
16	843078	6110.021	-0.011	0.001	0.978	-0.011
17	843076	6567.861	-0.078	0.001	0.992	-0.078
18	843078	7017.25	-0.162	0.001	0.896	-0.181
19	843076	7488.681	-0.298	0.001	1.015	-0.293
20	843076	8012.459	-0.506	0.001	1.44	-0.351
21	843078	8626.563	-0.628	0.001	1.887	-0.333
22	843076	9462.579	-0.49	0.001	2.525	-0.194
23	843078	13085.354	0.939	0.001	3.403	0.276

Tabela A-11. Índice I de Moran por classe de distância, calculado para *Procellaria conspicillata*.

Classe dist.	<i>Procellaria conspicillata</i>					
	N	Dist.	Moran's I	P	I (max)	I/I(max)
1	6180	103.116	0.627	0.001	0.837	0.75
2	6180	253.993	0.58	0.001	0.907	0.639
3	6180	356.323	0.49	0.001	0.922	0.531
4	6178	455.413	0.395	0.001	0.929	0.426
5	6180	556.799	0.25	0.001	0.961	0.26
6	6180	661.298	0.128	0.001	0.987	0.13
7	6178	*770.577	*0.026	0.119	1.072	0.024
8	6180	888.618	-0.138	0.001	1.15	-0.12
9	6180	1015.312	-0.274	0.001	1.173	-0.234
10	6178	1142.114	-0.415	0.001	1.114	-0.372
11	6180	1269.551	-0.468	0.001	1.061	-0.441
12	6180	1399.258	-0.509	0.001	1.013	-0.502
13	6178	1534.006	-0.379	0.001	0.881	-0.43
14	6180	1717.796	-0.131	0.001	0.767	-0.171
15	6180	4088.487	-0.23	0.001	1.087	-0.212

8. APENDICES II - Correlogramas - índice I de Moran

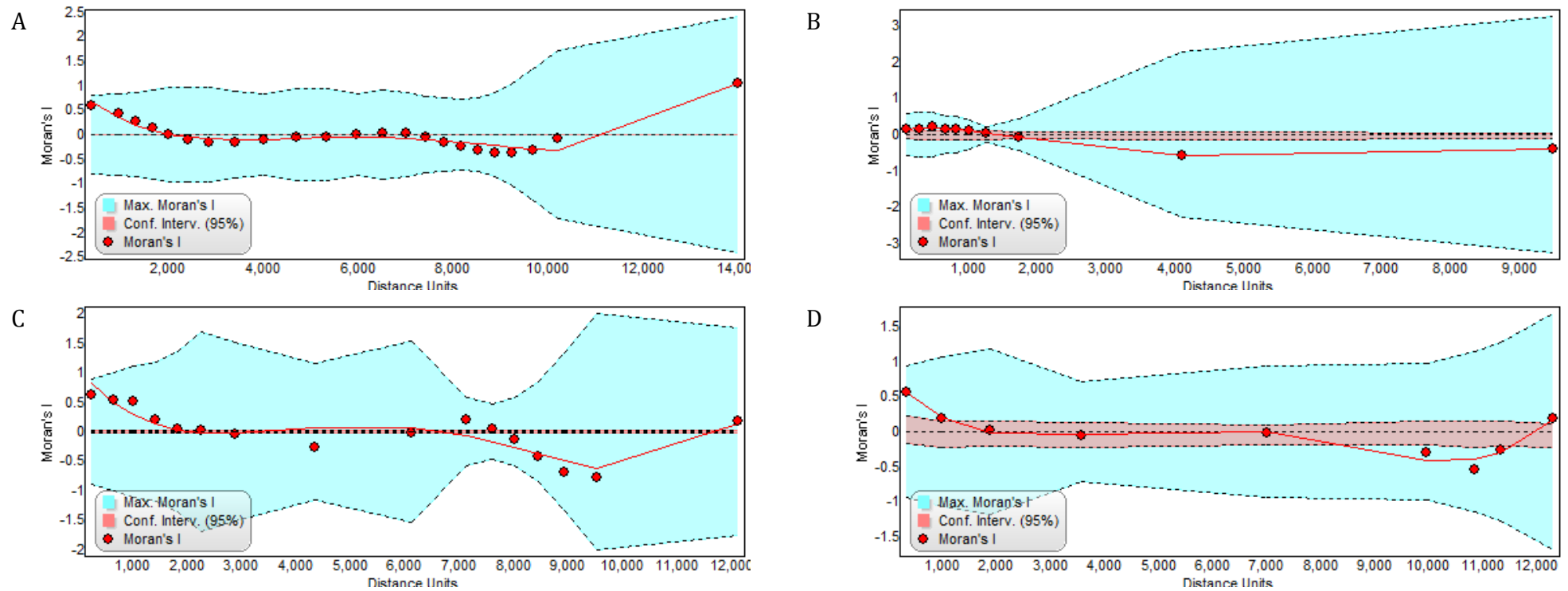


Figura A-1: A- *Diomedea exulans*, B- *Diomedea dabbenena*, C- *Diomedea epomophora*, D - *Diomedea sanfordi*.

Correlogramas - índice I de Moran

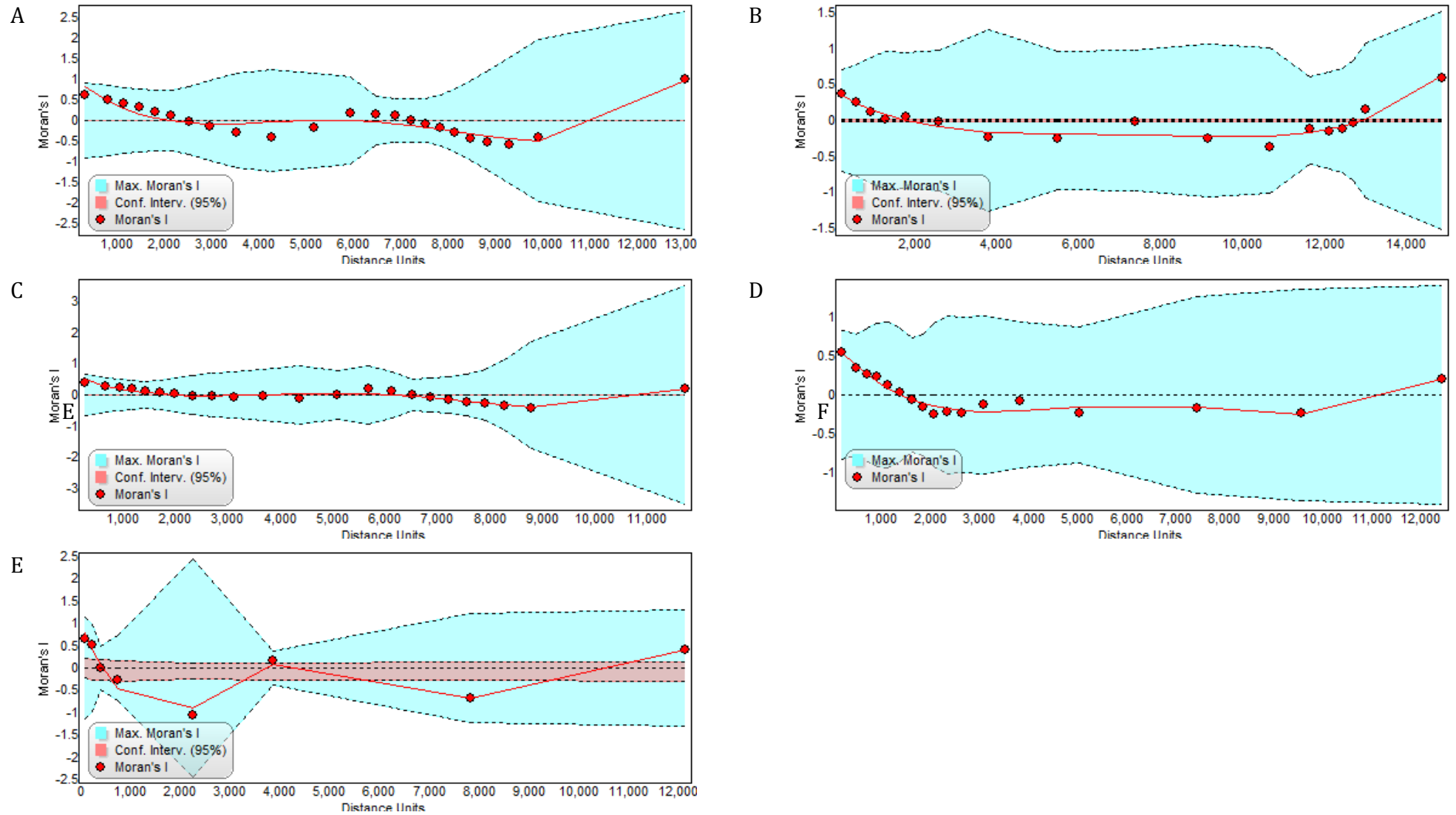


Figura A-2: A - *Thalassarche melanophris*, B - *Thalassarche chlororhynchos*, C - *Thalassarche chrysostoma*, D - *Thalassarche cauta*, E - *Thalassarche steadi*,

Correlogramas - índice I de Moran

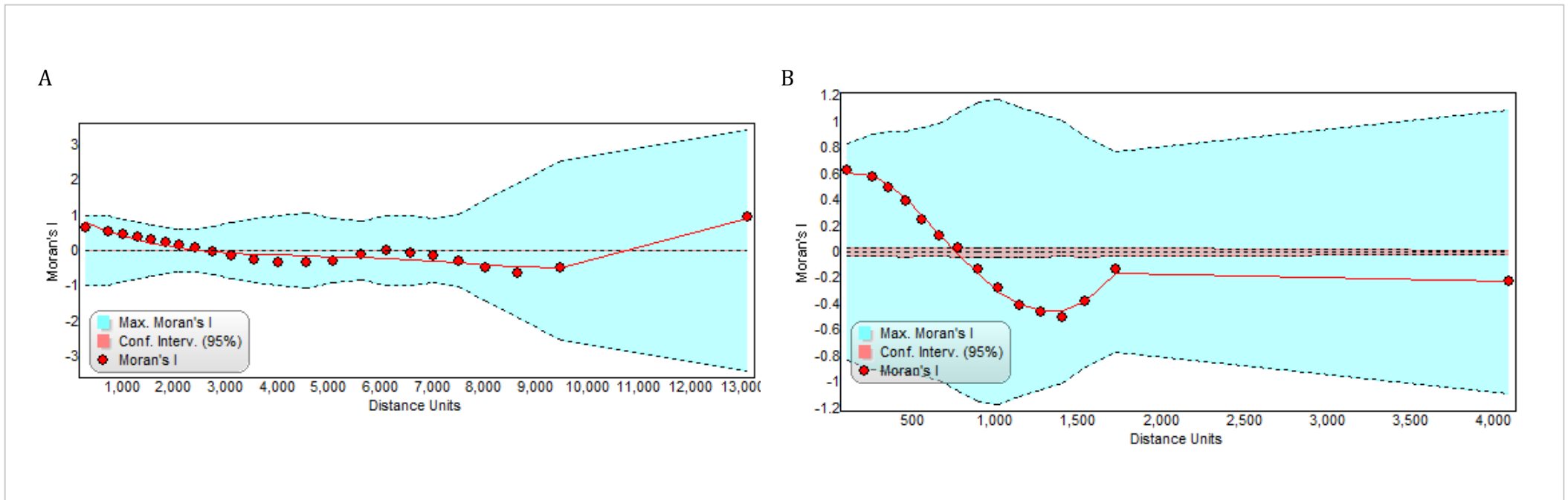


Figura A-3: A - *Procellaria aequinoctialis*, B - *Procellaria conspicillat*