



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**



RAISSA MIRANDA DE AZEVEDO

**AVALIAÇÃO DA SOBREPOSIÇÃO ENTRE ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS E
A DISTRIBUIÇÃO DA TONINHA (*Pontoporia blainvillei*) NO BRASIL:
IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE**

ILHÉUS – BAHIA

2017

RAISSA MIRANDA DE AZEVEDO

**AVALIAÇÃO DA SOBREPOSIÇÃO ENTRE ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS E
A DISTRIBUIÇÃO DA TONINHA (*Pontoporia blainvillei*) NO BRASIL:
IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Zoologia, como requisito para obtenção do título de Mestre em Zoologia, junto a Universidade Estadual de Santa Cruz.

Orientador: Daniel Danilewicz

Coorientador: Gaston Andrés Fernandez
Giné

ILHÉUS – BAHIA

2017

A994 Azevedo, Raissa Miranda de.
Avaliação da sobreposição entre áreas marinhas protegidas e a distribuição da Toninha (*Pontoporia blainvillei*) no Brasil : implicações para a conservação da espécie / Raissa Miranda de Azevedo. – Ilhéus : UESC, 2017.

58f. : il.

Orientador : Daniel Danilewicz.

Coorientador : Gaston Andrés Fernandez Giné.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-graduação em Zoologia.

Inclui referências e anexos.

1. Golfinho – Conservação – Brasil. 2. Área de proteção ambiental – Marinha – Brasil. 3. Recursos marinhos – Proteção – Brasil. I. Danilewicz, Daniel. II. Giné, Gaston Andrés Fernandez. III. Título.

CDD – 599.53

RAISSA MIRANDA DE AZEVEDO

**AVALIAÇÃO DA SOBREPOSIÇÃO ENTRE ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS E
A DISTRIBUIÇÃO DA TONINHA (*Pontoporia blainvillei*) NO BRASIL:
IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE**

Ilhéus, 10 de abril de 2017

Dr. Paulo Henrique Ott

Universidade Estadual do Rio Grande do Sul - UERGS

(Membro externo)

Dr. Alexandre Schiavetti

Departamento Ciências Agrárias e Ambientais - UESC

(Membro interno)

Dr. Daniel Danilewicz

Departamento de Ciências biológicas - UESC

Orientador

Dr. Gaston Andréz Fernandez Giné

Departamento de Ciências biológicas - UESC

Coorientador

AGRADECIMENTOS

À Deus por ter me dado forças para continuar em cada momento que pensei em desistir e ter escolhido a dedo as pessoas incríveis que compartilharam comigo esse trecho do caminho.

À minha incrível e maravilhosa família que manteve seu apoio constante independente das minhas decisões, por acreditarem em meu potencial até mais do que eu mesma e por sempre arranjam um jeito de estarem presentes independentemente do quão longe eu estivesse.

À minha família Ilheense, Quezia, Gean, Karis, Rafaela e Thaissa. Por terem desde o início de tudo tornado cada acontecimento o melhor possível, pelas risadas sem fim, pelas viagens e por sempre dizerem que gostavam da minha comida.

A todos os amigos que conheci graças a UESC e que às vezes, mesmo sem darem conta, me ajudaram a continuar firme no objetivo. Por cada almoço na cantina, cada encontro, cada grupo de estudo. Em especial aos queridos(a) Jéssica Luana, Pablo Monan e Khamila Tondineli.

À Karina Amaral por todo apoio e pela amizade construída. Pelo compartilhamento de conhecimento e experiências, por ter me salvado no ARCGIS inúmeras vezes e por ter me apresentado um pedacinho da serra gaúcha e à Família Venério que me adotou durante a estadia no Rio Grande do Sul.

Ao meu orientador Daniel Danilewicz e ao coorientador Gaston Giné por terem me auxiliado em todo o processo que resultou no artigo dessa dissertação, pelo conhecimento compartilhado, pelas dicas e correções.

Aos amigos de longa data que se fizeram presentes compartilhando os momentos de desespero que o mestrado propicia (alguns mesmo distantes) e aliviando as preocupações com as conversas mais diversas possíveis.

Aos professores do PPG Zoologia por todo conhecimento transmitido e por exigirem sempre o máximo possível de cada aluno e aos funcionários por estarem sempre prontos a nos ajudar resolver os problemas que vão surgindo.

À Universidade Estadual de Santa Cruz pela estrutura e oportunidade e à CAPES pela bolsa de mestrado.

AVALIAÇÃO DA SOBREPOSIÇÃO ENTRE ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS E A DISTRIBUIÇÃO DA TONINHA (*Pontoporia blainvillei*) NO BRASIL: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE

RESUMO

A toninha (*Pontoporia blainvillei*) é considerada a espécie de golfinho mais ameaçada do Atlântico Sul ocidental devido a níveis insustentáveis de capturas acidentais em redes de pesca de emalhe costeiro. Áreas marinhas protegidas (AMPs) são consideradas boas ferramentas para a conservação da biodiversidade sendo uma das recomendações para atenuar as capturas acidentais da toninha, apesar disso poucos avanços foram feitos sobre o assunto. Este trabalho tem como objetivo utilizar dados sobre a densidade e distribuição da toninha no Brasil para avaliar o papel das AMPs (incluindo as áreas de exclusão de pesca (AEPs)) na conservação da espécie. Além disso, através da identificação de áreas com alta adequabilidade ambiental, avaliar a sobreposição destas com as AMPs e apresentar locais onde novas áreas marinhas protegidas podem ser criadas. Foram encontradas 19 AMPs das esferas federais e estaduais, que representam apenas 16% da área de distribuição da toninha. Na área de manejo (*Franciscana Management Area - FMA*) Ia, 21% da área é protegida, na FMA Ib não há nenhuma AMP, na FMA II 48% e na FMA III, apenas 3% da área é coberta por AMPs. A maior parte das FMAs são protegidas por AMPs de Uso sustentável, com predominância da categoria “Área de Proteção Ambiental”. Foram encontradas 12 AEPs, porém com algumas áreas se sobrepondo. Considerando a área total (km²) das AMPs e a densidade da toninha, 15 AMPs tem potencial para proteção de menos de 100 indivíduos, e 4 destas nem para um indivíduo, já as AEPs apresentam ótimo potencial de proteção (entre 204 e 3.600 indivíduos) devido as extensas áreas acompanhando a costa. Houve baixo grau de sobreposição entre AMPs e áreas de alta e muito alta adequabilidade (*hotspots*) em todas as FMAs. Áreas de “muito alta” adequabilidade (>0.75) foram identificadas apenas nas FMAs II e III, as FMAs Ia e Ib apenas áreas de “alta” adequabilidade (>0.50 <0.75) foram identificadas. Considerando estes mapas e a maior quantidade de registros disponíveis de toninha sugerimos como áreas prioritárias para a criação de AMPs, a região da foz do Rio Doce (ES) na FMA Ia, a área marinha referente aos limites do Parque Nacional de Jurubatiba (RJ) e a foz do Rio Paraíba do Sul na FMA Ib, a região marinha correspondente ao Parque Nacional do Superagui (PR) na FMA II e o litoral norte do Rio Grande do Sul, para a FMA III. Além disso, salientamos a importância da criação da Reserva de Fauna da Babitonga (Santa Catarina) e do Parque Nacional Marinho do Albardão (Rio Grande do Sul) que apresentaram grande potencial de proteção para a espécie nas FMA II e III.

Palavras-chave: Conservação, toninha, áreas protegidas, captura acidental.

**ASSESSMENT OF OVERLAP BETWEEN MARINE PROTECTED AREAS AND
FRANCISCANA'S DISTRIBUTION IN BRAZILIAN WATERS: IMPLICATIONS
FOR SPECIE CONSERVATION.**

ABSTRACT

The franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) is considered the most endangered species of western South Atlantic Ocean due to unsustainable levels of bycatch in coastal gillnet fisheries. Marine protected areas (MPAs) are considered to be good tools for biodiversity conservation and are one of the recommendations to reduce incidental catches of franciscana, although little progress has been made on this issue. This work aims to use data on the density and distribution of franciscana in Brazil to evaluate the role of MPAs in the conservation of the species. In addition, through the identification of areas with high environmental suitability, evaluate their overlap with the AMPs and present sites where new protected marine areas can be created. We found 19 MPAs of the federal and state spheres, which represent only 16% of the distribution area of the franciscana. In the Franciscana Management Area (FMA), 21% of the area is protected, in FMA Ib there is no MPA, in FMA II 48% and in FMA III, only 3% of the area is covered by MPAs. Most FMAs are protected by sustainable use MPAs, with a predominance of the "Environmental Protection Area" category. We found 12 AEPs, however with some areas overlapping. Considering the total area (km²) of AMPs and the density of the specie, 15 MPAs have potential for protection of less than 100 individuals, and 4 of these nor for an individual, since the AEPs have an optimal protection potential (between 204 and 3,600 Individuals) due to the extensive areas along the coast. There was a low degree of overlap between AMPs and areas of "high" and "very high" suitability in all AMPs (hotspots). Areas of "very high" suitability (> 0.75) were identified only in FMAs II and III, in FMAs Ia and Ib only "high" adequacy areas (> 0.50 <0.75) were identified. Considering these maps and the largest number of records available, we suggest as priority areas for the creation of MPAs, the region of the mouth of the Doce river (ES) in FMA Ia, the marine area referring to the limits of the Jurubatiba National Park (RJ) and the mouth of the Paraíba do Sul River in FMA Ib, the marine region corresponding to the National Park of the Superagui (PR) in the FMA II and the northern coast of Rio Grande do Sul, for FMA III. In addition, we emphasize the importance of the creation of the Babitonga Wildlife Reserve (Santa Catarina) and the Albardão National Marine Park (Rio Grande do Sul) that presented great protection potential for the species in FMA II and III.

Key-words: Conservation, franciscana dolphin, protected areas, bycatch.

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS.....	3
2.2 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA ESPÉCIE.....	7
Avaliação da sobreposição entre áreas marinhas protegidas e áreas de exclusão de pesca com a distribuição da toninha (<i>Pontoporia blainvillei</i>) no Brasil: Implicações para a conservação da espécie	11
Introdução.....	11
Material e Métodos.....	14
<i>Área de estudo</i>	14
<i>Registros de ocorrência</i>	15
<i>Avaliação da sobreposição espacial</i>	17
<i>Áreas marinhas protegidas</i>	17
<i>Avaliação do tamanho da população nas AMPs e AEPs</i>	18
<i>Modelagem ambiental</i>	19
<i>Dados ambientais</i>	19
<i>Construção dos modelos</i>	20
Resultados.....	22
<i>Áreas marinhas protegidas</i>	22
<i>Áreas de exclusão de pesca</i>	26
<i>Adequabilidade ambiental</i>	27
Discussão	27
<i>FMA Ia e Ib</i>	33
<i>FMA II</i>	35
<i>FMA III</i>	36
Considerações finais.....	38
REFERÊNCIAS GERAIS.....	40
ANEXO 1	54
ANEXO 2	56

1. INTRODUÇÃO GERAL

As áreas marinhas protegidas (AMPs) são consideradas ferramentas eficientes para conservação e gestão dos recursos marinhos (AGARDY et al., 2011; LOCKWOOD et al., 2012) e podem ser criadas com diferentes objetivos, sendo em geral, a preservação da biodiversidade, a proteção e recuperação da área e a manutenção ou restabelecimento do estoque pesqueiro (HOOKER E GERBER, 2004).

A criação de áreas marinhas protegidas no Brasil pode estar sendo influenciada pelas metas globais da biodiversidade estabelecidas na *Convention on Biological Diversity* (CBD), a qual o Brasil como país signatário se comprometeu em cumprir. Nos dois períodos estabelecidos pela CBD (2002-2010 e 2011-2020) uma das metas foi ter “pelo menos 10% de cada região do mundo efetivamente conservada”, o que inclui a zona marinha. Nesse sentido tem havido desde o ano 2000 um aumento no número de áreas criadas no Brasil. Porém pouco se sabe sobre o quão efetivas essas áreas são para espécies ameaçadas. Para ser eficaz e representativa para a conservação de uma determinada espécie, entre as muitas características, duas são tidas como essenciais, 1) a consulta ao material científico disponível sobre as espécies e o local, incluindo informações socioeconômicas no processo de definição o tamanho e design da área, e 2) após o estabelecimento haver fiscalização e gestão adequadas, principalmente em áreas de maior restrição às atividades humanas, conhecidas como áreas “no-take” (AGARDY et al. 2003). Quando as áreas são mal planejadas e geridas, fornecem um cenário de proteção quando na realidade este não existe, o que pode comprometer a eficiência de conservação de espécies ameaçadas de extinção (DUFFUS E DEARDEN, 1995; AGARDY et al. 2011.).

A toninha (*Pontoporia blainvillei*) é classificada internacionalmente como vulnerável à extinção (VU, A3d) (REEVES et al, 2012.) pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), e nacionalmente como criticamente em perigo (CR) pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2014). Atualmente é considerada o pequeno cetáceo mais ameaçado das águas costeiras do Brasil, Uruguai e Argentina (MOREIRA & SICILIANO, 1991; CRESPO et al. 1998; SECCHI et al. 2003a; DANILEWICZ et al. 2010).

Os hábitos estritamente costeiros tornam a espécie altamente vulnerável a atividades antrópicas, tais como a poluição e degradação do habitat. No entanto, a maior ameaça é a captura acidental em redes de pesca (OTT et al. 2002 a,b; SECCHI et al. 2003; SECCHI, 2010). Estimativas sugerem que os valores de capturas são insustentáveis na costa brasileira (SECCHI et al., 2003; DANILEWICZ et al., 2010). Atualmente, especialistas consideram a existência de

cinco populações (ANÔNIMO, 2015) identificadas e divididas em diferentes áreas costeiras de manejo, as quais são conhecidas como *Franciscana Management Areas* (FMA). Quatro delas estão localizados em águas brasileiras (para mais detalhes sobre a divisão da população, consulte: SECCHI et al., 2003b; MENDEZ et al., 2010; COSTA-URRUTIA et al., 2012; CUNHA et al., 2014). A distribuição da toninha não é contínua, existindo um hiato no estado do Espírito Santo e outro no Rio de Janeiro ocasionando o isolamento dos indivíduos das FMA Ia e Ib que constituem uma *Evolutionarily Significant Unit* (ESU) (CUNHA et al., 2014), ou seja, essas populações se diferenciaram geneticamente devido ao isolamento histórico, possuindo prioridade para manejo e conservação (para maiores detalhes ver: RYDER, 1986; MORITZ, 1994).

AMPs estão cada vez mais sendo criadas com o objetivo de proteger as populações de cetáceos (GORMLEY et al., 2012), e apesar da dificuldade encontrada em fornecer proteção eficiente para animais de alta mobilidade, bons resultados foram encontrados em unidades geridas adequadamente (por exemplo, GORMLEY et al., 2012; HENDRIX, 2012; FOSSI et al., 2013; O'BRIEN & WHITEHEAD, 2013; CASTRO et al., 2014). Em paralelo com as AMPs, devido à grande ameaça representada pela pesca de emalhe costeira para a espécie, áreas que determinem a exclusão da pesca dessa modalidade funcionam de forma similar as AMPs e por isso foram também consideradas neste trabalho. Para a conservação da toninha uma das recomendações fortemente indicadas no "Plano de Ação Nacional para conservação da toninha" (ICM-BIO, 2010) é a proteção do habitat por meio da criação de áreas protegidas, mas poucos avanços foram feitos a respeito do assunto.

Dessa forma, a partir da combinação de dados sobre distribuição e densidade da toninha e informações sobre as AMPs existentes, este trabalho visa: 1) avaliar o papel destas áreas na conservação da espécie, identificando as unidades existentes e estimando a representatividade espacial destas em cada uma das quatro áreas brasileiras de manejo da toninha (FMAs Ia, Ib, II e III), 2) estimar a porcentagem da população potencialmente protegida por cada AMP, 3) identificar através da modelagem ambiental, possíveis áreas importantes para a toninha.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ÁREAS MARINHAS PROTEGIDAS

De acordo com a IUCN uma área protegida é definida como “*área terrestre e/ou marinha especialmente dedicada à proteção e manutenção da diversidade biológica e dos recursos naturais e culturais associados, manejados através de instrumentos legais ou outros instrumentos efetivos*”. Pelo mundo existem aproximadamente 5000 áreas protegidas, porém apenas 1300 envolvem a biodiversidade e recursos marinhos e costeiros, esse valor corresponde a menos de 1% dos oceanos (BOERSMA E PARRISH, 1999). No Brasil, por exemplo, a meta estipula a proteção de 10% do litoral (CBD, 2014), entretanto apenas 1,57% é protegido (MMA, 2014).

O Estados Unidos foi o país pioneiro na criação de parques de proteção, com o primeiro datado em 1872. A partir de então, vários países começaram a realizar implementações, com a maioria sendo voltada para conservação de recursos como água e madeira. No Brasil a primeira área protegida foi a Reserva Florestal do Território do Acre, criada em 1911. Em 1937, foi criado o Parque Nacional do Itatiaia, no Rio de Janeiro.

Enquanto que as primeiras AMPs foram criadas no início dos anos 70, no Brasil apenas em 1979 é decretada a criação da primeira área marinha protegida, a Reserva Biológica do Atol das Rocas. Considera-se que a primeira AMP a oferecer proteção para os cetáceos, foi o *Glacier Bay National Monument*, no Alasca, criado em 1925. Apenas em 1972, uma AMP foi designada especificamente para proteção de cetáceos, a *Laguna Ojo de Liebre* (Na Lagoa de Sacammon) criada pelo governo mexicano para fornecer proteção à área de acasalamento de baleias cinzentas. Atualmente essa AMP, em conjunto com mais duas, formam a Reserva da biosfera *El Vizcaino* (Hoyt, 2005).

A criação de áreas marinhas protegidas é essencial para a preservação da biodiversidade e na manutenção do equilíbrio nesse hábitat funcionando também como seguradoras da produtividade. A implementação de uma AMP promove a preservação de espécies, bem como pode auxiliar na recuperação de populações degradadas. A delicada situação dos oceanos (e.g. intensa e rápida degradação dos ambientes costeiros e

marinhos, sobreexploração de recursos e elevado número de espécies ameaçadas de extinção) chamou a atenção dos órgãos competentes e com isso houve um aumento do número de áreas marinhas protegidas criadas (EVANS E URQUIOLA, 2001; PEW OCEANS COMMISSION, 2003; LOTZE et al., 2006; WOOD et al., 2008; DAVIDSON et al., 2012; STEFFEN et al., 2015). Porém, apesar da maior quantidade, grande parte destas AMPs são implementadas sem estudos prévios, originando os chamados “parques de papel”. De acordo com Agardy et al., 2011 tais “parque de papel” são originados a partir de cinco problemas principais: (1) AMPs que não cumprem seu papel ecológico devido ao pequeno tamanho; (2) não recebem planejamento e gestão adequados; (3) alta degradação dos ecossistemas ao redor da AMP (4) AMPs que devido ao deslocamento de ameaças tem mais efeito negativo que positivo; e (5) AMPs que passam uma imagem de proteção, sem que haja proteção verdadeira.

Entre os erros prévios, podemos citar a má definição de categoria e a má escolha do design e tamanho da AMP. A escolha de categoria é uma decisão que tende a gerar atritos com a população. Visto que o apoio das comunidades próximas do local no qual será estabelecida a AMP é importante para o bom funcionamento, principalmente quando o recurso financeiro não é suficiente para fiscalização de toda a área (AGARDY et al., 2003; MCCLANAHAN et al., 2005). Sempre que possível, a escolha da categoria deve levar em conta as necessidades da espécie alvo em junção com o contexto socioeconômico da região. As estratégias utilizadas para conseguir que as comunidades encarem o estabelecimento de uma AMP como algo positivo incluem demonstrar os possíveis benefícios para a comunidade a médio e longo prazo. Nos casos em que as atividades extrativistas são proibidas, é fundamental que seja implementado um auxílio financeiro em um período de adaptação e oferecidas capacitações para que as famílias que tinham essas atividades como fonte de renda encontrem outras formas de se manterem. Por exemplo, na Nova Zelândia o lucro com o ecoturismo sustentável no “*Banks Peninsula Marine Mammal Sanctuary*”, após duas décadas, foi duas vezes maior do que o prejuízo que houve quando se estabeleceu a reserva (DAWSON & SLOOTEN, 2005).

Devido aos diversos sistemas de nomenclaturas adotados pelos países para denominar as categorias de áreas protegidas e às confusões que essas divergências geravam, a União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) criou um Sistema de Categorias de Áreas Protegidas com intenção de padronizar globalmente a nomenclatura, definição e registro. Porém, em muitos países, observa-se que mesmo

reconhecendo as categorias da IUCN, os próprios sistema de áreas protegidas foram mantidos. O Brasil é um desses países que apesar de reconhecer as categorias da IUCN possui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), criado no ano 2000.

O SNUC foi criado para possibilitar a integração das áreas protegidas geridas pelas três esferas do governo: federal, estadual e municipal, através de um sistema que permitisse a padronização das áreas protegidas já existentes e orientação na criação das novas. Entre os objetivos listados estão, a proteção das espécies ameaçadas de extinção, a recuperação ou restauração dos ecossistemas degradados e a promoção de meios e incentivos para atividades de pesquisa científica, estudos e monitoramento ambiental. O Sistema é formado por 12 categorias divididas em dois grandes grupos, as de uso sustentável (sete categorias) e as de proteção integral (cinco categorias). As categorias correspondentes ao grupo de uso sustentável são, Área de proteção ambiental, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de desenvolvimento Sustentável, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional e Reserva Particular do Patrimônio Natural, sendo esta última, a única categoria obrigatoriamente de posse privada. São caracterizadas por maior permissividade as atividades humanas, refletindo o objetivo de conciliar o uso sustentável dos recursos e a presença humana com a conservação da natureza. As categorias correspondentes ao grupo de Proteção integral são, Reserva Biológica, Estação Ecológica, Parque Nacional, Refúgio de Vida Silvestre, Monumento Natural e são caracterizadas por priorizarem a conservação permitindo apenas o uso indireto dos recursos, com algumas categorias permitindo apenas visitas educativas (MMA, 2011).

No que diz respeito às AMPs, duas categorias não são utilizadas para categorizar as mesmas: Reserva Particular do Patrimônio Natural e Floresta Nacional. De acordo com Schiavetti et al. (2013), existem 336 áreas protegidas cobrindo ambientes marinhos e costeiros no Brasil, com predominância da categoria de uso sustentável, “Área de Proteção Ambiental”(APA). Essa categoria é uma das menos rigorosas, por isso recebe muitas críticas e questionamento a respeito da sua funcionalidade na conservação. Existe um constante debate sobre a efetividade das APAs para conservação, principalmente em ambientes terrestres. Para o ambiente marinho, existem alguns relatos de que devido a possuírem grandes áreas, permitem boas possibilidades de zoneamento, caso haja gestão adequada (FERREIRA et al., 2001). Porém, essa é uma discussão delicada, visto que grande parte das áreas marinhas protegidas existentes no Brasil não possuem plano de manejo concluído.

Em contexto, duas das AMPs criadas especificamente para cetáceos no Brasil são APAs localizadas no Estado de Santa Catarina. A APA da Baleia Franca e a a APA de Anhatomirim criadas para a proteção das espécies *Eubalaena australis* (baleia-franca) e *Sotalia guianensis* (boto-cinza), respectivamente. Apesar de ao longo do litoral brasileiro terem sido registradas cerca de 47 espécies de cetáceos (LODI & BOROBIA, 2013), o número de AMPs criadas especificamente para esses animais ainda é reduzido. Existem algumas áreas que apesar de não terem sido criadas especificamente para os cetáceos promovem a proteção do habitat de espécies, por exemplo, o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos que protege áreas de reprodução da baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*).

2.2 CARACTERÍSTICAS GERAIS DA ESPÉCIE

Pontoporia blainvillei (Gervais & D'Orbigny, 1884) é a única espécie vivente da família Pontoporiidae (ZHOU, 1982; CASSENS et al., 2000) e é considerada o menor cetáceo do Atlântico sul ocidental com comprimento máximo conhecido de 170 cm. Além do pequeno porte, tem como características o rostro comprido e fino, olhos pequenos, melão bem demarcado e arredondado e a coloração que vai de cinza amarelado à cinza escuro (varia de acordo com a região de ocorrência) (Figura 1). São animais discretos que não costumam aproximar-se de embarcações e que geralmente não apresentam comportamento aéreo (ex: saltos) (BORDINO et al., 2002) fatores que dificultam o estudo da espécie em seu ambiente natural.



Figura 1: Grupo de toninhas avistado em sobrevoo (Foto: Federico Sucunza - Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul/FUNBIO).

No Brasil é popularmente conhecida como toninha ou boto-cachimbo e no Uruguai e Argentina, como franciscana. Sua área de ocorrência se estende desde Itaúnas, no Espírito Santo (SICILIANO, 1994) até a Península Valdés, na Argentina (CRESPO et al., 1998) (Figura 2). Essa distribuição apresenta dois hiatos (SICILIANO et al., 2002), que de acordo com Cunha et al. (2014), ocasionam duas unidades evolutivamente significativas (ESUs) e duas populações isoladas, uma no norte do Espírito Santo e outra no norte do Rio de Janeiro.

Os primeiros indícios de sub-estruturação populacional surgiram a partir e estudos morfométricos que indicaram a existência de duas populações, com indivíduos menores ao norte (norte de 27° S) e maiores ao sul (sul de 32° S) (PINEDO, 1991, 1995). Essa divisão foi corroborada posteriormente por estudos genéticos (SECCHI, 1998) e a partir de então alguns estudos foram desenvolvidos ao longo da distribuição da espécie. Secchi et al. (2003a) realizaram a compilação de dados bioecológicos disponíveis e, para fins de manejo, propuseram a existência de quatro áreas de manejo, conhecidas como *Franciscana Management areas* (FMAs). A FMA I sendo representada pelos indivíduos do Espírito Santo e do norte do Rio de Janeiro, a FMA II pelos indivíduos de São Paulo, Paraná e Santa Catarina, a FMA III pelos do Rio Grande do Sul e Uruguai e a FMA IV, representada pelos indivíduos da Argentina. Estudos posteriores e mais atuais confirmaram a estruturação proposta por Secchi et al. (2003a) e sugeriram novas subdivisões (e.g. MÉNDEZ et al., 2010; COSTA URRUTIA et al., 2012; CUNHA et al., 2014; GARIBOLDI et al., 2015). O estudo realizado por Cunha et al. (2014) propôs subdivisões nas FMA I e II e corroborou sub-divisões propostas para as FMAs III e IV, além de propor novos limites para as FMAs. No que diz respeito às sub-divisões, em workshop sobre a toninha realizado em 2015, apenas as sub-divisões na FMA I, em Ia e Ib, foram aceitas (ANONIMO, 2015).



Figura 2: Área de ocorrência de *Pontoporia blainvillei*. (IUCN, 2014)

A espécie é estritamente costeira, com maior número de registros sendo feitos até a isóbata de 30 metros, porém em algumas regiões, como no sul do Rio Grande do Sul, esse limite se entende até a isóbata de 50 metros (PINEDO et al., 1989; DI BENEDITTO E RAMOS, 2001a). Aparentemente preferem águas turvas e a maioria das avistagens identificou animais solitários ou em grupos de aproximadamente cinco indivíduos, porém existem registros de grupos compostos por mais de dez indivíduos (BORDINO et al., 1999; DI BENEDITTO et al., 2001b; SECCHI et al., 2001; CREMER E SIMÕES-LOPES, 2005).

Como reflexo do seu habitat preferencial e seu rostró longo e fino a dieta da toninha é composta por espécies de pequenos peixes, lulas, polvos e camarões (BROWNELL, 1989; DI BENEDITTO & RAMOS, 2001; RODRIGUEZ et al., 2002; DANILEWICZ et al., 2002) e alguns estudos sugerem que a disponibilidade das presas influencia na escolha da presa preferencial, ou seja, tem estratégia oportunista (DANILEWICZ et al., 2002). Tem como principais predadores, as orcas (*Orcinus orca*) e algumas espécies de tubarões (DI BENEDITTO, 2004, OTT & DANILEWICZ, 1996; PRADERI, 1985; SANTOS & NETTO, 2005).

Apresenta um dos ciclos de vida mais curtos da Sub-Ordem Cetacea (SECCHI, 2010), a idade máxima registrada para espécie é correspondente à uma fêmea de 21 anos (PINEDO et al., 1991), para machos, a idade máxima registrada é de 16 anos (KASUYA & BROWNELL, 1979).

Ao longo da área de ocorrência *P.blainvillei* foi identificada diferenças nos comprimentos totais (CT) dos indivíduos com os do norte sendo menores que os do sul (PINEDO et al., 1999). A maturidade física varia de acordo com a FMA, é alcançada pelos indivíduos das FMAs Ia, Ib e II quando o CT está entre 113,3 e 117,1 cm nos machos, e entre 128,9 e 144,7 cm, nas fêmeas (RAMOS et al., 2000) e nas FMAs III e IV quando apresentam CT entre 129,8 e 136,4 cm, nos machos, e 146,4 e 161,9 cm, nas fêmeas (KASUYA & BROWNELL, 1979; WALTER, 1998). Pode-se observar a partir desses números que as fêmeas atingem a maturidade física com CT maior que os machos e isso reflete o dimorfismo sexual reverso identificado na espécie (HIGA et al., 2002; KASUYA & BROWNELL, 1979; PINEDO, 1995; RAMOS et al., 2002). Quanto à maturidade sexual, também é identificada variação entre as FMAs, estando na faixa entre 2 a 5 anos de idade para machos e fêmeas (RAMOS et al., 2000; ROSAS & MONTEIRO-FILHO, 2002; DANILEWICZ, 2003; DANILEWICZ et al., 2004; BERTOZZI, 2009).

O período de acasalamento apresenta variações entre as toninhas do norte, que se reproduzem durante todo o ano e as toninhas do sul que acasalam predominantemente nos meses de janeiro e fevereiro. A gestação ocorre de dois em dois anos e é gerado um filhote por vez, com a gravidez durando aproximadamente 11 meses e o neonato medindo entre 70 e 80 cm de comprimento, variando a depender do local de ocorrência (DI BENEDETTO et al., 2001; ROSAS & MONTEIRO-FILHO, 2002; DANILEWICZ, 2003, BERTOZZI, 2009).

Devido aos hábitos costeiros da espécie, as atividades antrópicas como poluição química (contaminantes), física (*e.g* plásticos) e sonora além da captura acidental em redes de pesca tornam-se ameaças para a conservação. A captura acidental em rede de pesca, em especial, é considerada por especialistas como a maior ameaça para a espécie (SECCHI et al., 2003; SECCHI, 2010).

Durante oito anos *P. blainvillei* foi classificada pela IUCN (*Internacional Union Conservation Nature*) como “DD” (Dados deficientes). Em 2008 foi incluída na categoria Vulnerável (“VU”) onde ainda permanece. O Instituto Chico Mendes para Conservação da Biodiversidade (ICM-Bio), entretanto, no ano de 2014 incluiu a espécie na categoria “CR” (Criticamente em perigo), refletindo as baixas nas populações causadas pelo alto número de indivíduos capturados em redes de pesca. A espécie também está incluída nas listas de espécies ameaçadas de quase todos os Estados onde é encontrada. No Rio Grande do Sul e em São Paulo a espécie é considerada como “Vulnerável – VU” e no Paraná e Espírito Santo como “Em Perigo - EN”.

Avaliação da sobreposição entre áreas marinhas protegidas e áreas de exclusão de pesca com a distribuição da toninha (*Pontoporia blainvillei*) no Brasil: Implicações para a conservação da espécie

Raissa Miranda de Azevedo¹, Daniel Danilewicz², Gastón Andrés Fernandez Giné¹ et al.

¹: Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, Brazil.

²: Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS), Rua Machado de Assis, 1456, Osório, RS, 95520-000, Brazil;

Programa de Pós Graduação em Zoologia, Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Rod. Ilhéus-Itabuna, km 16, s/n, Ilhéus, BA, 45662-900, Brazil.

Introdução

A expansão e a intensificação das atividades humanas nos oceanos e nas regiões costeiras afetam de forma direta e indireta os ecossistemas marinhos (Pew Oceans Commission, 2003; Lotze et al., 2006; Davidson et al., 2012; Steffen et al., 2015). Como tentativa de minimizar a perda de biodiversidade nos oceanos, a criação de áreas marinhas protegidas (AMPs) têm sido, nas últimas décadas, uma das ações de conservação utilizadas pelo governo brasileiro afim de cumprir as metas da Convenção sobre a Diversidade Biológica (*Convention on Biological Biodiversity*– CBD, 2011). Estas tem sido consideradas ferramentas úteis para conservar e gerir os recursos marinhos (Wood et al., 2008; Gaines et al., 2010; Agardy et al., 2011; Lockwood et al., 2012) e se diferenciam pelos níveis de proteção fornecidos (Cleguer et al., 2015) e restrições impostas às atividades humanas (Agardy et al., 2011). Assim, a eficiência de proteção de espécies ameaçadas em tais áreas pode variar, o que tende a depender tanto das características gestoras e espaciais de uma determinada área, como dos requerimentos e fatores que ameaçam uma dada espécie (Agardy et al., 2011).

Os esforços para criação de AMPs envolvem, muitas vezes, espécies carismáticas que possuem alto poder de apelo ao público, como os cetáceos (Hooker & Gerber, 2004; Hoyt, 2005; O’Shea & Odell, 2008; Gormley et al., 2012). Entretanto, devido à grande mobilidade em deslocamentos (e.g. Wells et al., 1999; Durban & Pitman, 2012) e a eventos migratórios realizados por algumas espécies (e.g. *Megaptera novaeangliae* (Zerbini et al., 2006)), a proteção eficaz através desta medida pode ser difícil de ser alcançada. O estabelecimento de áreas protegidas em locais identificados como habitats críticos (e.g. áreas de alimentação ou reprodução) e principalmente a existência de redes

de AMPs conectando esses habitats são apontadas como possíveis soluções para o problema (Hoyt, 2005; Hooker et al., 2011; Pérez-Jorge et al., 2015).

A toninha, *Pontoporia blainvillei* é um pequeno cetáceo que habita o Atlântico Sul ocidental, sendo encontrada em uma faixa relativamente estreita de águas costeiras desde Itaúnas (18° 25'S), Espírito Santo, Brasil (Moreira & Siciliano, 1991) até o Golfo San Matias (41° 10'S), Província de Rio Negro, Argentina (Crespo, Harris & Gonzáles, 1998). No entanto, esta distribuição é descontínua em algumas regiões, apresentando dois hiatos de ocorrência e duas populações isoladas (Siciliano et al., 2002; Cunha et al., 2014). A subestruturação populacional foi identificada para a espécie, a princípio, por análises morfológicas (e.g. Pinedo et al., 1991; Pinedo et al., 1995) e corroborada posteriormente por alguns estudos com análises genéticas (e.g. Secchi et al., 1998; Ott et al., 2002a). Uma compilação de dados bioecológicos realizada por Secchi et al. (2003) indicou a existência de quatro áreas de manejo conhecidas como *Franciscana Management Areas* (FMAs). Estudos recentes propuseram subdivisões em todas FMAs (e.g. Mendez et al., 2010; Costa-Urrutia et al., 2012; Cunha et al., 2014), porém a comunidade científica no último Workshop sobre a toninha adotou formalmente apenas a subdivisão da FMA I em FMA Ia e FMA Ib (Anônimo, 2015). Esta espécie é classificada pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) como “Vulnerável” à extinção (VU) (Reeves et al., 2012), e pelo governo brasileiro como “Criticamente em perigo” (CR) (Decreto No. 444 de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União. Seção 1, p. 121-126). A principal ameaça para a espécie é a captura acidental em redes de pesca, embora a degradação ambiental (poluição química e física) e a perda do habitat também sejam consideradas importantes (Secchi, 2010).

À nível global, os impactos antrópicos presentes nas regiões costeiras oferecem alto risco para as espécies que, assim como a toninha, apresentam distribuição restrita a esta região (Davidson et al., 2012). A captura acidental em particular tornou-se uma das questões mais importantes para a gestão da pesca no mundo (Read, 2008) e são responsáveis pela depleção de muitas populações de cetáceos, além de ser a causa do alto risco de extinção de algumas espécies, como a vaquita, *Phocoena sinus*, no México, e o golfinho-de-Hector, *Cephalorhynchus hectori*, na Nova Zelândia (D'agrosa et al., 2000; Dawson et al., 2001), bem como causaram a extinção ecológica do baiji, *Lipotes vexillifer*, na China (Guo, 2006; Turvey et al., 2007). Para a toninha a pesca de emalhe costeiro é considerada a maior ameaça (Ott et al., 2002; Secchi et al., 2003; Secchi, 2010). Os valores de capturas anuais variam entre as FMAs, com menores taxas na FMA Ia e Ib (entre 5 e

22 - Siciliano et al., 1994; Di Benedetto et al., 1998; Di Benedetto & Ramos, 2000; Di Benedetto, 2003) e as maiores na FMA III (cerca de 1.245 - Secchi et al., 2003b), sendo consideradas subestimadas em todos os estudos realizados e ainda assim consideradas insustentáveis para a manutenção da espécie (Secchi et al., 2003b, Danilewicz et al., 2010).

Várias propostas de mitigação das capturas acidentais para os pequenos cetáceos têm sido apresentadas e discutidas. Entre elas está a criação de AMPs (Hoyt, 2005). Neste sentido um importante avanço na gestão e manejo da pesca comercial do sul e sudeste do Brasil foi feito com a publicação das Instruções normativas (INs) Nº 12/2012 (Diário Oficial da União, 24 de agosto de 2012 - Seção 1 – p. 39-40) e Nº 04/2013 (Diário Oficial da União, 22 de outubro de 2013 – Seção 01 – p. 49) - MPA/MMA(Disponíveis no site: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/legislacao/instrucao-normativa>). Estas INs estabelecem áreas de exclusão de pesca costeira de emalhe que variam de 1 milha náutica (mn) até 5 mn ao longo do litoral brasileiro (AEPs), limites de tamanho de rede utilizada por pescadores e épocas do ano em que não pode haver a pesca em locais específicos.

Outro importante passo em direção à conservação da biodiversidade no Brasil foi dado no ano 2000 com a implementação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (SNUC, 2000) com objetivo de integrar e potencializar o papel das unidades de conservação (áreas protegidas), que passaram a ser divididas em 12 categorias de classificação ([Lei 9.985/2000](#)) (Ver anexo 1 para uma descrição das categorias).

Apesar dos avanços legislativos e do potencial que estas áreas possuem em mitigar as capturas acidentais de toninha, avaliações da efetividade de AMPs para a conservação de cetáceos são escassas no Brasil (e.g. Wedekin et al., 2002; Castro et al., 2014). Adicionalmente, o “Plano de Ação Nacional para a Conservação da toninha” (ICM-BIO, 2010) tem fortemente recomendado a proteção de seus habitats através do estabelecimento de áreas protegidas, entretanto, a falta de informações mais refinadas sobre o padrão de distribuição e abundância desta espécie tem limitado tanto o reconhecimento de quais áreas devem ser priorizadas, como, avaliar a eficiência daquelas que já existem.

Na última década, um programa de avaliação da distribuição e densidade da toninha através de sobrevoos (e.g. Danilewicz et al., 2010; Zerbini et al., 2010; Danilewicz et al., 2012) tem coletado e produzido informações que possibilitam uma investigação

mais minuciosa sobre o papel das AMPs existentes para a conservação da espécie. Com base em tais informações, o presente estudo combina dados de distribuição e densidade das populações de toninha com informações espaciais das AMPs a fim de atingir os seguintes objetivos: 1) avaliar o papel destas áreas na conservação da espécie, identificando as unidades existentes e estimando a representatividade espacial destas em cada uma das quatro áreas brasileiras de manejo da toninha (FMAs Ia, Ib, II e III), 2) estimar a porcentagem da população potencialmente protegida por cada AMP, 3) identificar através da modelagem ambiental, possíveis áreas importantes para a toninha.

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo abrange todos os estados litorâneos das regiões sul e sudeste e a áreas de manejo conhecidas como FMA Ia, Ib, II e III, correspondentes à distribuição da toninha no Brasil (Figura 1). Ao longo destas regiões são identificadas diferenças quanto aos valores de salinidade e temperatura superficial do mar, topografia, produtividade, batimetria e declividade (Castro & Miranda, 1998; Mahiques, Sousa & Furtado, 2010). As FMA Ia e Ib apresentam características de clima tropical, com principal influência da corrente do Brasil. A FMA II clima subtropical, com características intermediárias e algumas áreas de ressurgência. Na FMA III o encontro das correntes do Brasil e Malvinas/Falklands formam, no inverno, a zona de convergência subtropical ocasionando características de clima temperado (MMA, 2010).

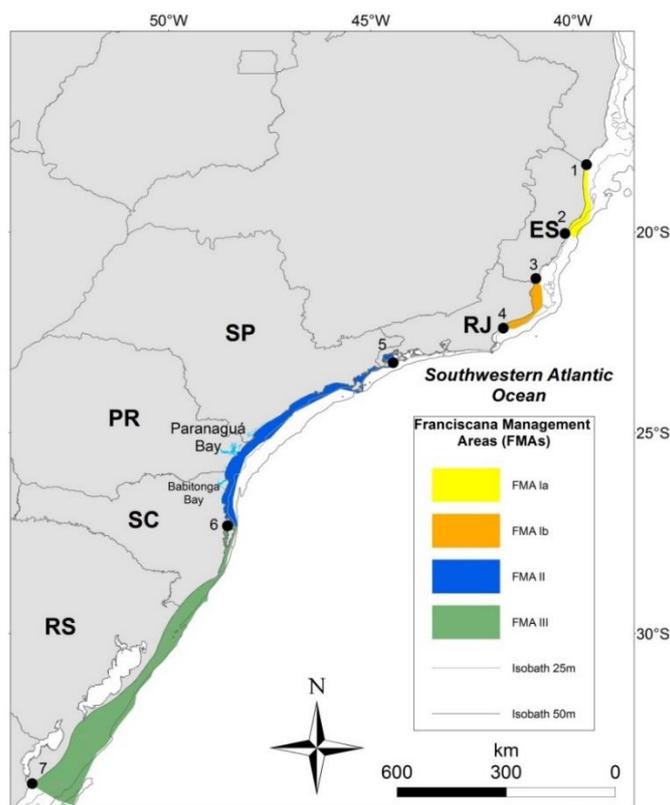


Figura 1: Distribuição da toninha no Brasil e a estrutura populacional considerada nesse trabalho. (1) Itaúnas, ES (2) Nova Almeida, ES, (3) Marataízes, ES, (4) Macaé, RJ (5) Ilha Grande, RJ (6) Governador Celso Ramos, SC (7) Chuí, RS. (ES: Espírito Santo, RJ: Rio de Janeiro, SP: São Paulo, PR: Paraná, SC: Santa Catarina e RS: Rio Grande do Sul). Fonte: Amaral et al. (*in prep.*)

Registros de ocorrência

Os registros de ocorrência conhecida da toninha utilizados neste estudo (Figura 2) foram compilados a partir de uma base de dados gerada através do esforço de campo de diversos pesquisadores colaboradores (para maiores detalhes consultar: Danilewicz et al., 2010; 2012; dados não publicados; Zerbini et al., 2010). Os dados utilizados foram coletados por meio de levantamentos aéreos realizados em diferentes períodos em cada FMA. Os sobrevoos totalizaram 8.742 km percorridos em 358 transectos, cobrindo uma área total 83.166 Km² (ver Tabela 1 para mais detalhes).

Tabela 1: Levantamentos aéreos realizados em cada FMA na área de distribuição da toninha no Brasil (Dez: Dezembro; Jan: Janeiro; Fev: Fevereiro; Mar: Março).

	FMA I (a e b)	FMA II	FMA III	
Período de amostragem	Dez 2011/ Jan 2012	Dez 2008/ Jan 2009	Fev 2004	Mar 2014
Nº de transectos	81	132	48	97
Desenho amostral	Transectos perpendiculares	Transectos perpendiculares	Zig-zag	Transectos perpendiculares
Isóbata limite amostrada	30m	50m	Variável*	50m
Esforço (Km)	2.750	3.055	1.257	1.680
Área (Km ²)	15.716	50.609	13.341	35.000

* Em um desenho amostral em ziz-zag a isóbata do ponto mais distante da costa varia em função da região amostrada.

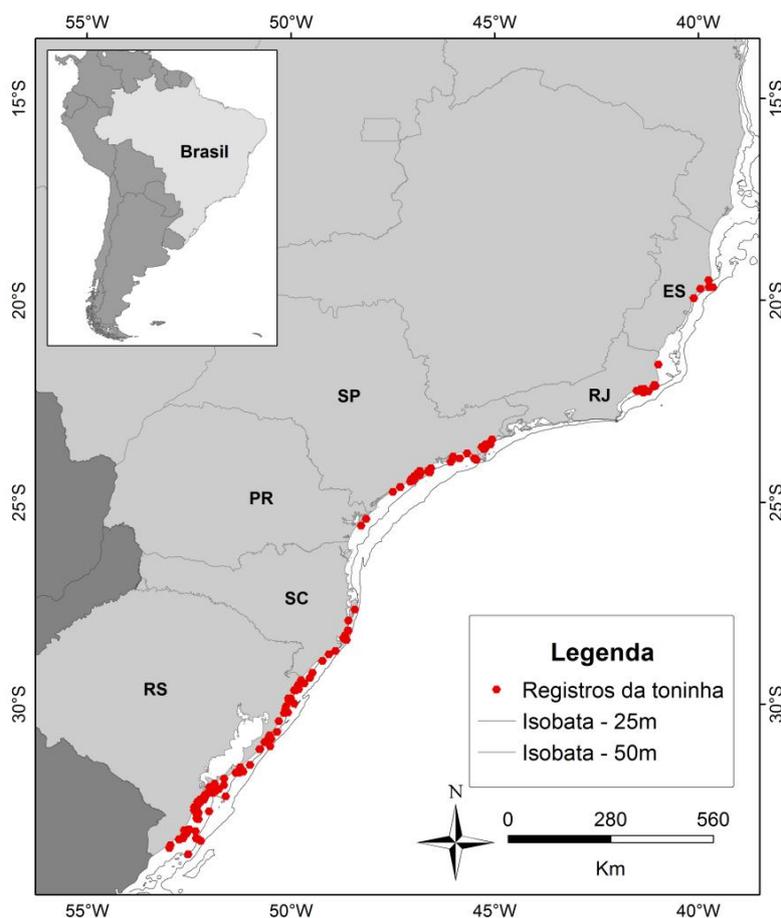


Figura 2: Mapa com os registros da toninha, *Pontoporia blainvillei*, obtidos por meio de levantamentos aéreos ao longo da costa brasileira e utilizados neste estudo.

Os registros de ocorrência foram coletados através de sobrevoos realizados com avião bimotor *Aerocomander* de asa alta, sobre transectos lineares, a uma altura relativamente constante de 500 pés (152.4 m) e com velocidade entre 170 e 200 km/h, cobrindo uniformemente toda a área entre a costa até 30 ou 50 m de profundidade, dependendo da região. Durante o sobrevoos, buscas pela espécie foram feitas sempre por quatro observadores, dois em cada lado (direito e esquerdo) da aeronave, os quais registravam, de forma independente, a localização geográfica de todos os grupos avistados. As avistagens foram registradas em gravadores digitais em sincronia com um aparelho GPS. Usualmente as buscas foram feitas quando eram apresentadas condições de mar com valor ≤ 3 na escala *Beaufort*.

Avaliação da sobreposição espacial

Áreas marinhas protegidas

Utilizando o mapa de distribuição potencial da toninha produzido por Amaral et al., (in prep.) com base em 870 registros (obtidos por meio de revisão da literatura disponível (sobrevoos, encalhes, capturas acidentais) e dados não publicados de colaboradores (sobrevoos)) (Figura 1) foi estimada a área (km²) total da distribuição desta espécie no Brasil, a área de cada FMA, a proporção de áreas protegidas nestas áreas utilizando-se a ferramenta “*Calculate geometry*” do programa ArcGIS 10.1 (Environmental Systems Research Institute, Inc.). Para isso, foi sobreposta uma camada poligonal georeferenciada (layer) das Unidades de Conservação (UCs) marinhas (MMA, 2015) sobre o mapa de distribuição potencial da espécie-alvo. Os dados vetoriais sobre tais áreas protegidas foram obtidos do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), disponível nos sites do Ministério do Meio ambiente (www.mma.gov.br) e do ICMBio (www.icmbio.gov.br), bem como dos sites dos órgãos ambientais de cada estado. Foram selecionadas apenas as UCs que englobam o ambiente marinho, não considerando as zonas de amortecimento, visto que a maioria não possui plano de manejo delimitando claramente a extensão dessa zona. Porções terrestres das UCs e fora da área de distribuição da espécie foram excluídas das camadas vetoriais e desconsideradas das análises. Então, foi calculado o total de área protegida dentro dos limites da área de ocorrência potencial da espécie, considerando cada FMA e também as diferentes categorias de proteção do SNUC: “proteção integral”, equivalente às categorias Ia, II e

III da IUCN e “uso sustentável”, equivalente às categorias IV, V, e VI (SNUC, 2000; IBAMA, 2004).

Parte das AMPs analisadas neste trabalho são áreas de exclusão de pesca definidas em instruções normativas e por isso foram calculadas separadamente das AMPs provenientes das categorias do SNUC e estão citadas como AEPs. Sendo assim, para estas áreas foi criada uma camada poligonal georeferenciada correspondente às áreas definidas nas Instruções normativas (IN) nº 12/2012 e nº 04/2013 para as regiões sul e sudeste e estimada a área (Km²) para cada uma delas, também utilizando a ferramenta “*Calculate geometry*”.

Avaliação do tamanho da população nas AMPs e AEPs

O número de animais protegidos (n) por cada área de proteção (AMP e AEP) foi obtido a partir da fórmula básica de densidade:

$$D = n/a,$$

em que **D**, foi o valor de densidade previamente estimado para cada FMA (Tabela 3) e **a**, a área de cada AMP e AEP. Também fazendo uso dos valores de abundância previamente estimados foi estimada a proporção da população protegida em cada área. Para a FMA III, visto que existem duas estimativas de densidade foi utilizado o valor da estimativa de densidade mais recente (0.313).

Tabela 2: Valores das densidades estimadas através de estudos realizados na área de distribuição da toninha no Brasil e utilizados neste trabalho. (CV: Coeficiente de variação)

Área	Densidade	CV	Autor	Metodologia
FMA I	0.127	0.48	Danilewicz et al. 2012	Levantamento aéreo
FMA II	0.362	0.34	Zerbini et al. 2010	Levantamento aéreo
FMA III	0.510	0.32	Danilewicz et al. 2010	Levantamento aéreo
FMA III	0.313	0.19	Danilewicz, dados não publicados	Levantamento aéreo

Modelagem ambiental

Devido a grande escala do ambiente marinho, para que haja uma preservação efetiva da biodiversidade, tem se sugerido a identificação de áreas prioritárias para os esforços de conservação (Tognelli et al., 2005). No caso de espécies com alta mobilidade, também é recomendada a identificação de habitats críticos ou *hotspots* para o estabelecimento de áreas protegidas, a fim de fornecer proteção espacial efetiva (Bailey & Thompson, 2009; Cañadas et al., 2005; Pérez-Jorge et al., 2015). Considerando então, a importância da identificação desses *hotspots* para a toninha, foi construído um mapa de adequabilidade ambiental para indicar áreas possivelmente mais adequadas para a espécie.

Para a construção dos modelos de adequabilidade seguimos os seguintes passos: seleção de variáveis preditoras da adequabilidade, compilação de dados de ocorrência e construção dos modelos, como segue.

Dados ambientais

A princípio foram selecionadas 9 variáveis ambientais entre aquelas com maior probabilidade de influenciar na distribuição das espécies (Moreno *et al.*, 2005; Rossi-Santos, 2006; Corkeron *et al.*, 2011; Moura *et al.*, 2012). Sete destas foram obtidas através da plataforma MARSPEC (Sbrocco & Barber 2013) na resolução de $\sim 1\text{km}^2$: distância da costa, batimetria, declividade do fundo oceânico, média e variação anual de salinidade, média e variação anual de temperatura superficial. Duas variáveis foram obtidas na plataforma Bio-oracle (Tyberghein et al., 2012) na resolução de 9 km^2 , são elas: média anual de clorofila, média anual de atenuação difusa (turbidez). Devido à diferente resolução apresentada pelas variáveis obtidas no Bio-oracle, foi realizada a conversão destas para a resolução mais ‘fina’ de 1 km utilizando a técnica *bilinear resample* disponível no programa ArcGIS 10.1 (Environmental Systems Research Institute, Inc.). Ainda utilizando este programa foi realizado o recorte dos dados matriciais (*raster*) das variáveis mantendo apenas o *framework* da área de estudo. Finalmente, correlações de Pearson foram feitas para identificar variáveis menos correlacionadas a serem utilizadas na geração dos modelos. Entre duas ou mais variáveis que apresentaram alta correlação entre si ($r > 0.75$), foi escolhida aquela com maior sentido biológico e de mais fácil interpretação. Dessa forma, ao final foram selecionadas seis variáveis ambientais:

batimetria, declividade do fundo oceânico, média e variação anual de salinidade, média anual de temperatura superficial e média anual de clorofila.

Construção dos modelos

Dos 177 registros de toninha, foram utilizados para a construção dos modelos apenas 154, visto que foi considerado apenas um registro por pixel ($\sim 1 \text{ km}^2$). Foram utilizados três algoritmos diferentes, sendo eles: Bioclim (BIOCLIM; Nix, 1986; Piñero et al., 2007), máxima entropia (MaxEnt; Phillips et al., 2006; Phillips e Dudik, 2008.) e *Generalized Linear Model* (GLM; McCullagh e Nelder, 1989), para construir um modelo combinado, visto que cada um deles fornece diferentes previsões (Barry e Elith 2006) e isso é uma prática comum para reduzir as incertezas dos modelos (Araújo & New, 2007). Comparado aos outros dois, o BIOCLIM é um modelo mais simples que precisa apenas de dados de presença para produzir a distribuição potencial da espécie, já o MaxEnt utiliza inteligência artificial e o GLM utiliza modelos estatísticos, ambos baseando-se em pseudoausências da espécie para gerar modelos que comumente apresentam melhor desempenho (Elith et al., 2006). O GLM e o BIOCLIM foram executados no software R versão 3.0.2 (R Development core Team 2013), por meio da função “*predict*” do pacote ‘*dismo*’. O MaxEnt foi executado através do software MAXent - versão 3.3.3 (<http://www.cs.princeton.edu/~shapire/maxent/>; baixado 15 de março de 2008). Para todos os modelos, foram utilizadas 10.000 pseudo-ausências aleatórias, 75% dos pontos para treino do modelo, 25% para teste, escolhidos aleatoriamente por 10 vezes.

A partir dos modelos de adequabilidade obtidos foram gerados três mapas binários, correspondentes a cada algoritmo, para identificar onde há condições “adequadas” e “inadequadas”. Estes mapas binários foram gerados por meio de um corte baseado em limiares estimados pelo método “*maximum sensitivity training plus*” (threshold ROC), que equilibra os erros de omissão e comissão (Silva et al, 2014). Em seguida, estes mapas binários foram sobrepostos, e a área comum foi considerada a área ambientalmente adequada para a espécie em um único mapa binário combinado.

Ainda, a partir dos mapas contínuos de adequabilidade gerado pelos diferentes algoritmos, foi gerado um segundo mapa combinado, porém este com valores médios de adequabilidade ambiental. Para isso, o mapa contínuo de adequabilidade ambiental

gerado por cada algoritmo foi delimitado para ter valores acima de zero somente na área considerada ambientalmente adequada para espécie, multiplicando o modelo contínuo de adequabilidade gerado por cada algoritmo pelo mapa binário correspondente. Dessa forma, permaneceram apenas os valores contínuos acima do limiar (*threshold*) e todos os valores abaixo do limiar convertidos para zero. A seguir, foi feito o redimensionamento dos intervalos de adequabilidade de cada modelo para valores de 0-1, dividindo cada pixel pelo valor máximo de adequabilidade predita. Então, devido aos diferentes desempenhos relacionado a habilidade de predição apresentados por cada algoritmo, ao fazer a média dos modelos (modelo combinado) os valores de adequabilidade de cada modelo foram ponderados pelo respectivo AUC, multiplicando cada modelo contínuo pelo índice D de Somer (também conhecido como coeficiente Gini):

$$D = 2*(AUC-0.5)$$

Este índice permite dar maior peso aos modelos que apresentaram o melhor desempenho. Dessa forma, o modelo combinado contínuo de adequabilidade foi criado a partir do: 1) cálculo da média dos modelos redimensionados e ponderados dos 3 modelos, 2) de uma nova reescalação do modelo final para obtenção de valores de 0 a 1. A partir de então foram utilizados intervalos iguais para definir a classe de adaptabilidade e produzir o mapa final de adequabilidade, que foi delimitado pelas isóbatas de 100m e pelos limites considerados para as FMAs. Sendo assim, foram delimitadas áreas de baixa (0-0,25), média (0,25-0,50), alta (0,50-0,75) e muito alta (0,75-1.00) adequabilidade para a toninha. Foram consideradas como *hotspots* as áreas com adequabilidade a partir de 0,50, ou seja as áreas com adequabilidade “alta” ou “muito alta”.

A avaliação dos algoritmos e do modelo combinado final foi realizada utilizando os valores do “*Area under the curve*” (AUC, Fielding e de Bell, 1997) e o valor de “*True Skill Statistics*” (Allouche et al., 2006) baseado no limiar “*threshold ROC*”. O AUC é utilizado como uma medida da capacidade do algoritmo para diferenciar entre uma condição ambiental adequada e uma aleatória (Philips et al., 2006). O TSS é uma análise estatística baseada no limiar, que varia de -1 a +1, onde valores negativos e em torno de zero indicam resultados não melhores do que uma distribuição aleatória, enquanto valores próximos de +1 representam concordância perfeita entre o observado e as distribuições modeladas (Allouche et al., 2006).

Por fim, o mapa de adequabilidade gerado foi sobreposto com o mapa das AMPs a fim de verificar se as áreas protegidas existentes protegeriam os *hotspot* identificados.

Resultados

Áreas marinhas protegidas

Foram identificadas 19 unidades de conservação federais e estaduais dentro da área de ocorrência potencial da toninha (Tabela 3).

As AMPs encontradas não estão distribuídas homogeneamente entre as FMAs. A FMA II possui 12 AMPs e é a unidade de manejo com maior cobertura de áreas protegidas (km²). Foram listadas cinco AMPs na FMA III e duas na FMA Ia. Na FMA Ib não foi listada nenhuma AMP, porém a “APA do Arquipélago de Santana” está localizada muito próxima ao limite sul da área de manejo. A categoria mais encontrada foi a ‘Área de proteção Ambiental’ (n=6), seguida da categoria ‘Parque’ (n=4). Dez das AMPs consideradas foram criadas a partir do ano 2002, sendo a maior parte destas (n=8) estabelecidas a partir do ano de 2008 (Tabela 3).

Somando todas as FMAs, a cobertura das AMPs equivale a 16% da área (Tabela 4). A FMA II apresentou a maior proporção de área protegida, porém com apenas 1,5% representando AMPs de Proteção integral. As AMPs de proteção integral, apesar de estarem em maior número, possuem área de cobertura menor quando comparadas às de uso sustentável nas três FMAs (PI=940,10 Km² e US=14.144,94 Km²). Considerando a área de cada FMA, a III possui maior área e menor proporção de área protegida, enquanto que a FMA Ib possui a menor área e não foi listada nenhuma AMP com área sobreposta.

Tabela 3: Lista das áreas marinhas protegidas existentes na área de distribuição da toninha (SNUC: Sistema Nacional de Unidades de conservação; IUCN: *Internation Union for Conservation of Nature*).

FMA Estado		Área marinha protegida	Grupo SNUC	Categoria IUCN	Área total (km ²)	Ano de criação
Ia	ES	Refúgio de Vida Silvestre de Santa Cruz	PI	III	177,41	2010
Ia	ES	Área de Proteção Ambiental Costa das Algas	US	V	1.148,03	2010
II	SP	Estação Ecológica de Tamoios	PI	Ia	87	1990
II	SP	Estação Ecológica de Tupinambás	PI	Ia	24,64	1987
II	SP	Estação Ecológica de Tupiniquins	PI	Ia	17,29	1986
II	SP	Refúgio de Vida Silvestre das Ilhas do Abrigo e Guararitama	PI	III	4,81	2013
II	SP	Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte	US	V	3.162,42	2008
II	SP	Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Centro	US	V	4.530,6	2008
II	SP	Área de Relevante Interesse Ecológico de São Sebastião	US	IV	6,08	2008
II	SP	Parque Estadual Xixová-Japuí	PI	II	9,01	1993
II	SP	Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Sul	US	V	3.687,43	2008
II	PR	Parque Nacional das Ilhas dos Currais	PI	II	13,6	2013
II	SC	Parque Estadual do Acaraí	PI	II	66,67	2005
II	SC	Reserva Biológica Marinha do Arvoredo	PI	Ia	171,04	1990
III	SC	Área de Proteção Ambiental de Anhatomirim	US	V	44,39	1992
III	SC	Área de Proteção Ambiental Baleia Franca	US	V	1.549,31	2000
III	SC	Reserva Extrativista Marinha de Pirajubaé	US	VI	17,12	1992
III	RS	Refúgio de Vida Silvestre Ilha dos Lobos	PI	III	1,42	2005
III	RS	Parque Nacional da Lagoa do Peixe	PI	II	366,95	1986

Tabela 4: Área de distribuição da toninha por FMA, o número total e a proporção de área protegida em cada uma das áreas de acordo com o nível de proteção fornecido (US: Uso sustentável e PI: Proteção integral).

FMA	Área FMA (Km ²)	Total de área marinha protegida (km ² e %)		
		US	PI	Total (US + PI)
Ia	3.650,82	596(16.3%)	177 (4.8%)	773 (21.2%)
Ib	3.438,75	0	0	0
II	16.710	7.787,77 (46,6%)	251,18 (1,5%)	8.039,94 (48,1%)
III	39.354,4	1.222,36(3,1%)	41,69 (0.11%)	1.264,05 (3.2%)

Durante os sobrevoos realizados foram feitos 42 registros confirmados de toninhas dentro dos limites de seis AMPs (Tabela 6). Considerando, apenas a área protegida correspondente à distribuição da espécie, a AMP com potencial para proteger maior número de indivíduos é a APA do Litoral Sul (n=1.244), podendo proteger até 64% da população da FMA II, enquanto que o Parque Estadual do Acaraí e o Refúgio de Vida Silvestre da Ilha dos Lobos, tem capacidade para proteger o menor número de indivíduos (n=0.4), correspondendo a menos de 1% da população. Das AMPs de Proteção Integral, a Reserva Biológica do Arvoredo possui o potencial para proteger o maior número de indivíduos (n= 57), porém ainda assim esse valor equivale a apenas 2,9% da população estimada (Tabela 6).

Tabela 6: Número de indivíduos (Média e IC 95%) potencialmente protegidos por cada porção das AMPs na área de distribuição da toninha.

FMA	AMP	Registros confirmados de toninhas	Área marinha (Km²)	Nº de indivíduos (CI 95%)	Proporção protegida da população (%)
Ia	APA de Costa das algas	1	595,9	75 (3 - 189)	3.8
Ia	REVIS de Santa Cruz	0	176,9	22 (0.9 - 56)	0.3
II	ESEC de Tamoios	0	46,0	17 (9 - 32)	0.2
II	ESEC de Tupinambás	0	7,5	3 (1 - 5)	0.0
II	ESEC de Tupiniquins	1	16,6	6 (3 - 11)	0.1
II	REVIS das Ilhas do Abrigo e Guararitama	0	4,66	2 (1 - 3)	0.0
II	PE do Acaraí	0	1,08	0.4 (0.2 - 0.8)	0.0
II	APA Marinha do Litoral Norte	12	1.475,35	534 (279 - 1021)	6.3
II	APA Marinha do Litoral Centro	16	2.873,45	1040 (543 - 1988)	12.2
II	ARIE de São Sebastião	0	2,03	0.7 (0.4 - 1.4)	0.0
II	PE Xixová-Japuí	0	2,6	1 (0.5 - 2)	0.0
II	APA Marinha do Litoral Sul	4	3.437,94	1244 (650 - 2379)	14.6
II	PARNA das Ilhas dos Currais	0	13,53	5 (2 - 9)	0.1
II	REBIO Marinha do Arvoredo	0	159,2	57 (30 - 110)	0.6
III	APA de Anhatomirim	0	25,4	8 (5 - 12)	0.1
III	APA Baleia Franca	8	1.187,7	372 (241 - 575)	3.8
III	RESEX Marinha de Pirajubaé	0	9,3	3 (2 - 4)	0.0
III	REVIS Ilha dos Lobos	0	1,4	0.4 (0.3 - 0.7)	0.0
III	PARNA da Lagoa do Peixe	0	40,33	12 (8 - 19)	0.1

Áreas de exclusão de pesca

As AEPs determinadas pelas instruções normativas estão distribuídas por toda a área de ocorrência da toninha (Para mais informações, ver anexo 2) totalizando área de cobertura de 23.715,5 km² (cerca de 37% da área de ocorrência da espécie). A distância da costa indicada pela IN onde não é permitida a prática da pesca de emalhe varia em cada Estado, havendo, porém, o limite de 1 milha náutica do Espírito Santo ao Rio Grande sul. A maior parte das AEPs está localizada na FMA III . A Tabela 7 apresenta o total de AEP (km²) por FMA e seu potencial de proteção para a população.

Tabela 7: Número de indivíduos potencialmente protegidos (Media, CI 95%) pelas áreas de exclusão de pesca estabelecida nas INs 12/12 e 04/13 em cada FMA (mn= Milhas náuticas)

	Art - IN	Área (km²)	Nº de indivíduos
FMA Ia	Art 6 - 12/12 (1mn)	392.08	50 (2 – 125)
FMA Ia	Art 10 - 12/12 (3mn)	1213.2	154 (6 – 386)
FMA Ib	Art 6 - 12/12 (1mn)	345.79	44 (2-110)
FMA Ib	Art 9 - 12/12	1380.7	175(7 – 439)
FMA Ib	Art 10 - 12/12 (3mn)	1105.4	140(5 – 352)
FMA II	Art 6 - 12/12 (1mn)	1820.37	659 (344- 1260)
FMA II	Art 10 - 12/12 (3 e 4 mn)	5677.3	2055 (1073 – 3929)
FMA III	Art 6 - 12/12 (1mn)	1790.6	560 (363 – 867)
FMA III	Art 7 - 12/12 (5mn)	835.4	261 (170 – 404)
FMA III	Art 10 - 12/12 (4mn)	6638.3	2078 (1348 – 3213)
FMA III	Art 7 - 04/13	1087.7	340 (221 – 526)
FMA III	Art 8 - 04/13	1428.8	447 (290 – 692)

Adequabilidade ambiental

De forma geral, as áreas de adequabilidade “muito alta” (> 0.75) não estão sobrepostas com as AMPs existentes. Nas FMA Ib, II e III a área de adequabilidade “alta” (0.50-0.75) corresponde aos limites das FMAs propostos por Amaral et al., (in prep.), corroborando o fato da espécie ser estritamente costeira.

Nas FMAs Ia e Ib não foi identificada nenhuma área com adequabilidade entre 0.75-1.00 (Figura 3), sendo que na FMA Ia até mesmo a região com alta adequabilidade não abrange toda a região da FMA, estando a maior parte identificada como “média” adequabilidade.

Na FMA II a zona identificada como de adequabilidade “muito alta” não se sobrepõe com nenhuma AMP (Figura 5) e estão distribuídas ao longo do litoral dos estados do Paraná e Santa Catarina.

A FMA III foi a que apresentou o maior número de zonas com adequabilidade “muito alta” e também a maior área de sobreposição entre estas e as AMPs (Figura 5). Porém, ainda assim uma grande parte das zonas altamente adequáveis para a espécie estão sem proteção espacial. A APA da baleia franca abrange boa parte das zonas de “muito alta” adequabilidade do estado de Santa Catarina. No Rio Grande do Sul, devido ao pouco número de AMPs, apenas a REVIS da Ilha dos Lobos se encontra em uma pequena zona identificada como altamente adequada.

Discussão

Este é o primeiro esforço para avaliar a representatividade de áreas marinhas protegidas e áreas de exclusão da pesca para conservação da toninha, bem como quantificar sua potencial eficácia em termos populacionais. Entre os desafios relativos à conservação de pequenos cetáceos, a captura acidental em redes de pesca tem sido um dos mais preocupantes (Read, 2008; Reeves, McClellan & Werner, 2013), visto que as medidas para a redução dessas capturas interferem na economia da maioria dos locais.

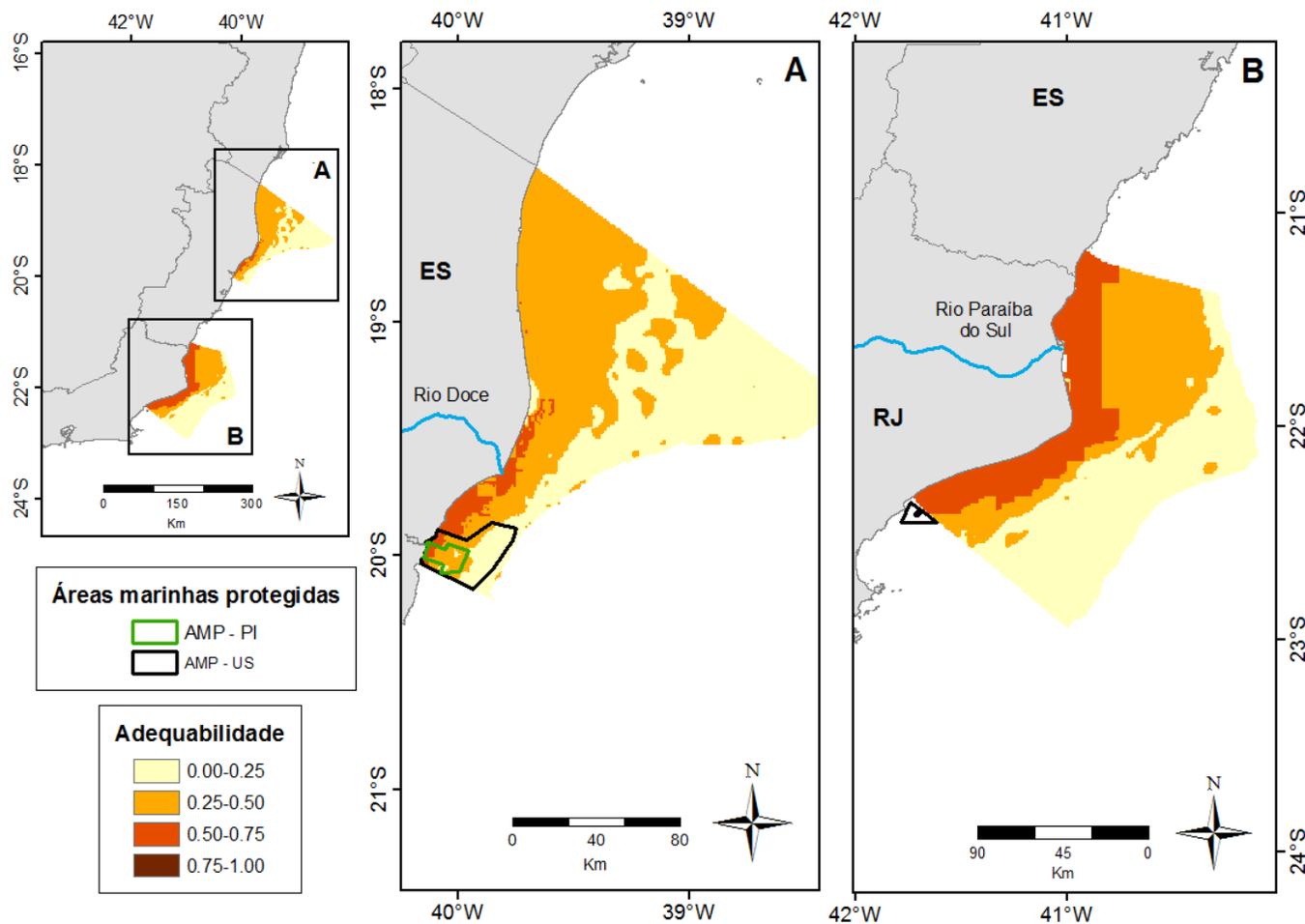


Figura 3: Mapa de adequabilidade ambiental sobreposto com as atuais AMPs representando em A: FMA Ia e em B: FMA Ib (Categoria de adequabilidade: 0-0,25 baixa, 0,25-0,50 média, 0,50-0,75 alta e 0,75-1,00 muito alta)

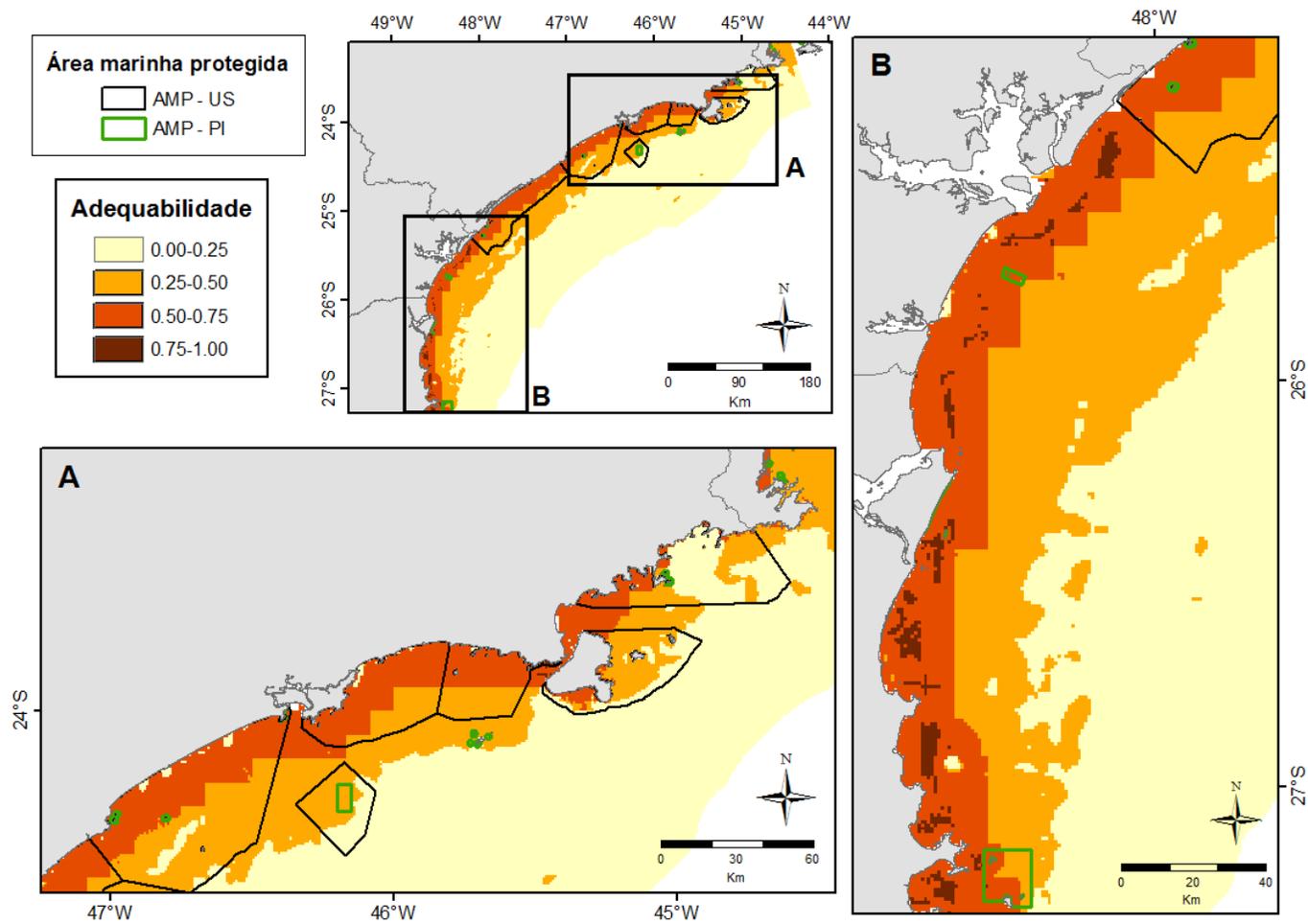


Figura 4: Mapa de adequabilidade ambiental sobreposto com as atuais AMPs representando a FMA II (Categoria de adequabilidade: 0-0,25 baixa, 0,25-0,50 média, 0,50-0,75 alta e 0,75-1,00 muito alta).

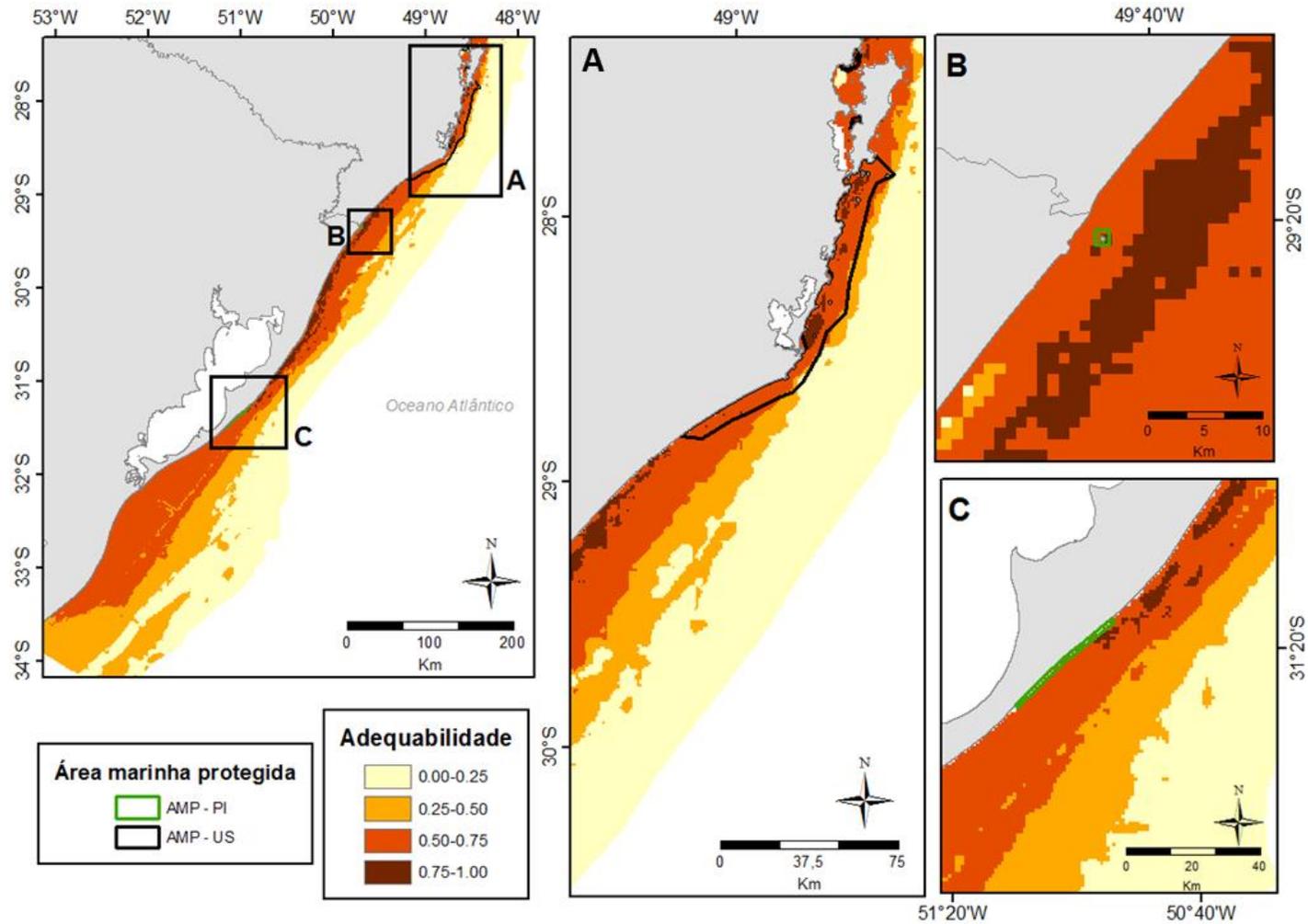


Figura 5: Mapa de adequabilidade ambiental sobreposto com as atuais AMPs representando a FMA III (Categoria de adequabilidade: 0-0,25 baixa, 0,25-0,50 média, 0,50-0,75 alta e 0,75-1,00 muito alta).

A insustentabilidade das capturas acidentais está diretamente ligada ao tamanho e à taxa de crescimento populacional da espécie (Read, 2008; Wade 1998). Os cetáceos possuem baixas taxas de crescimento populacional quando comparadas a alguns pinípedes, por exemplo, e por isso tendem a ser mais afetadas pelas capturas acidentais (Read, 2008). A recente extinção ecológica do baiji (*Lipotes vexillifer*) (Turvey, 2007) trouxe à tona um alerta, pois foi o primeiro cetáceo extinto pelo homem, além de salientar a vulnerabilidade das espécies com populações pequenas (Read, 2008).

As primeiras informações sobre capturas acidentais de toninhas são provenientes do Uruguai, na década de 40 (Van Erp, 1969) e desde então foram feitos registros ao longo de toda a distribuição no Brasil, Uruguai e Argentina, com valores chegando a milhares de indivíduos por ano em alguns locais (Para maiores detalhes consultar: Praderi et al., 1989; Corcuera et al., 1994; Secchi et al., 1997; Moreno et al., 1997; Di Benedetto & Ramos, 2001; Rosas et al., 2002; Ott et al., 2002; Secchi et al., 2003; Danilewicz et al., 2007).

O estabelecimento de AMPs é visto como uma ação promissora para a gestão da pesca (Gell & Roberts, 2003) e para a conservação de espécies ameaçadas (Gaines et al., 2010; Agardy et al., 2011). Porém, por todo o mundo são listadas dificuldades em conseguir que essas áreas sejam efetivas, principalmente para proteção de espécies móveis. Os dois principais problemas se referem a erros na escolha do tamanho e/ou design da AMP e ao mau planejamento e gestão (Agardy et al., 2011). Uma AMP mal planejada compromete a gestão e a efetividade simplesmente porque não foram fornecidos os itens básicos para que esta possa funcionar.

A AMP deve ter uma área que seja grande o suficiente para cumprir seu papel, porém que permita a fiscalização e gestão, visto que quanto maior a área mais difícil se torna a sua fiscalização (Ashe, Noren & Williams, 2010). Neste sentido, a maior parte das AMPs analisadas aqui, principalmente as das categorias de Proteção Integral, possuem áreas muito pequenas e que dificilmente serão efetivas na proteção de espécies móveis. Quando foi realizada a exclusão das porções das AMPs que não se sobrepunham à distribuição da toninha, o tamanho foi reduzido ainda mais e algumas AMPs não ofereceriam proteção potencial efetiva nem mesmo para um indivíduo, com a grande maioria (n=15) possuindo capacidade de proteção para menos de 100 indivíduos.

As AMPs de maior tamanho e que conseqüentemente oferecem proteção potencial a uma maior porcentagem da população foram as de Uso sustentável, em especial as

APAs (Categoria V – IUCN). Esta categoria vem recebendo críticas por sua alta permissibilidade às ações humanas e principalmente por permitirem áreas privadas dentro de seus limites, fator que dificulta a fiscalização e zoneamento. Porém, o “Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil”, MMA 2010, indica que a categoria pode apresentar resultados mais satisfatórios em ambiente marinho, já que nestes não existem propriedades privadas. Segundo o programa, as grandes extensões geralmente encontradas em APAs possibilitam um melhor zoneamento, tornando possível o uso sustentável dos recursos em conjunto com conservação da biodiversidade. A APA da Costa dos Corais (Estado de Pernambuco) foi a primeira unidade experimental do zoneamento de AEPs na categoria e resultados satisfatórios foram encontrados, com maior riqueza e abundância dentro das áreas de exclusão (Ferreira et al., 2001; ICMBIO, 2013). Porém, devido ao grande número de AMPs que não possuem plano de manejo, esta vantagem das APAs, possivelmente não é realmente posta em prática.

Para espécies capturadas acidentalmente pela atividade pesqueira ou até mesmo para as espécies que sofrem superexploração, a escolha da categoria torna-se um fator decisivo, pois nesses casos é fundamental que haja a exclusão da pesca em sua totalidade ou ao menos em partes, como no caso acima citado.

Apesar de termos apresentado uma estimativa de qual a capacidade de proteção de cada AMP, os indivíduos podem realizar deslocamento constantes dentro de sua área de vida, não permanecendo em tempo integral nos limites de uma AMPs. O movimento da toninha foi estudado para alguns indivíduos na Argentina através de telemetria satelital e verificou-se que podem se deslocar até 70-90 km ao longo da costa (Wells et al., 2013). Este padrão de movimentação da espécie traz à tona a preocupação com o deslocamento de ameaças. Muitas vezes quando uma AMP que restringe a atividade pesqueira é criada, o esforço de pesca é deslocado para fora da área e intensificado em outras regiões próximas (Agardy et al., 2011). Esta é uma limitação que precisa ser considerada também nas AEPs. As áreas propostas nas instruções normativas revelaram grande potencial conservacionista, principalmente devido ao seu desenho que contempla a região costeira onde a toninha é mais frequente.

Para resolver este desafio da proteção de espécies móveis e o problema do deslocamento de ameaças tem sido sugerida a criação de redes de AMPs. Essa rede seria construída conectando habitats críticos previamente identificados e que podem ter diferentes níveis de restrição, adaptando-se assim a realidade da espécie e de cada local (Hoyt, 2005). Outra abordagem sugerida seria a gestão das AMPs com uma visão

ecossistêmica e não específica (Hoyt, 2005) que permitiria um maior controle das ameaças, gestão conjunta independente dos limites políticos e uma proteção que integraria o ecossistema e a população costeira, com AMPs móveis que se adaptariam as necessidades das espécies. Entretanto, apesar do grande potencial, sabemos que este tipo abordagem ainda não é possível de ser posta em prática na maioria dos locais.

Em relação ao presente estudo é importante realizar algumas ressalvas: 1) Apresentamos aqui uma visão geral da atual situação das AMPs no Brasil e o possível potencial de proteção para toninha. Para resultados sobre como a espécie usa o espaço de cada AMP e se as restrições de cada área são respeitadas seria necessário um estudo de monitoramento mais refinado realizado em cada uma das AMPs; 2) Os dados utilizados para realizar essa avaliação foram coletados a alguns anos, principalmente os dados referentes a FMA II (2008/2009) e a FMA I (2011/2012). Dessa forma, provavelmente as estimativas de abundancia apresentadas já estão defasadas, uma superestimativa do cenário atual, visto que a mortalidade acidental continuou a ocorrer e as populações (*e.g* proporção da população potencialmente protegida por cada AMP) essa já não representa a realidade, visto a variação temporal decorrente de nascimentos e mortes e a inexistência de dados mais atuais; 3) Todos os levantamentos aéreos foram realizados no verão (entre dezembro e março), sendo assim o padrão de distribuição apresentado aqui pode sofrer alterações em diferentes estações do ano. Embora não exista evidências de movimentos sazonais para a espécie, esta hipótese não pode ser descartada *a priori*; 4) Devido à grande diferença entre o número de registros das FMAs Ia e Ib e III, os modelos de adequabilidade podem apresentar algum viés.

FMA Ia e Ib

A carência em informações atuais sobre o estado das duas populações da FMA Ia e Ib dificulta as ações de manejo. A captura acidental em redes de pesca e o pequeno tamanho da população das duas áreas já foram citados nos estudos anteriores (*e.g.* Di Benedetto et al., 1998; Di Benedetto & Ramos, 2001; Di Benedetto, 2003; Freitas Neto & Barbosa, 2003; Freitas Neto & Di Benedetto, 2008; Danilewicz et al. 2012) e a divisão da FMA em duas populações intensifica ainda mais a preocupação a respeito da manutenção da espécie na região.

Ambas populações constituem uma Unidade evolutivamente significativa (ESU) (Cunha et al., 2014), ou seja, se diferenciaram geneticamente devido ao isolamento histórico, possuindo prioridade para manejo e conservação (Para maiores detalhes ver: Ryder, 1986; Moritz, 1994). Sendo assim, por representarem uma entidade única é importante para a diversidade biológica histórica a manutenção dessas duas populações (Perrin, 1999).

As duas áreas apresentam baixo número de indivíduos em uma área relativamente pequena quando comparadas com as outras FMAs, o que agrava os problemas de capturas visto que quanto menor a população, mais vulnerável se torna a eventos estocásticos genéticos, ecológicos ou demográficos. Entre estes podemos citar o endocruzamento (quando ocorre cruzamento entre indivíduos com alto grau de parentesco) que ocasionam a diminuição e/ou perda da variabilidade genética em populações nessas condições (Amos & Balmford, 2001). O excesso de endocruzamentos pode levar à depressão endogâmica que por sua vez leva ao aumento na suscetibilidade à doenças, diminuição da fecundidade, aumento nas taxas de mortalidade, por exemplo (p.e. Lacy, 1997; Keller & Waller, 2002). Com relação às capturas acidentais, em locais com baixa abundância (natural ou devido a impactos antrópicos) como nas duas FMAs, os valores de capturas tendem a ser baixos, por isso é preciso ter cuidado com comparações com áreas de maior abundância, pois em casos assim uma captura já pode impactar fortemente a população que já é pequena (Read, 2008; Martin et al., 2015).

A FMA Ia tem 21% de sua área protegida por AMPs, porém as duas áreas protegidas estão sobrepostas, não havendo nenhuma proteção na região da foz do Rio Doce, local onde é observada a presença de toninha e onde foram feitos os principais registros de capturas acidentais (Siciliano et al., 2002; Freitas Neto & Barbosa, 2003; Freitas Neto & Siciliano, 2007; Frizzera et al., 2012). Existe uma proposta para criação de AMP na região, porém atualmente a única forma de proteção nessa região é a AEP, de 1mn para embarcações motorizadas e de 3mn para embarcações com arqueação bruta (AB) maior que 20. Porém, como há a presença da pesca artesanal possivelmente as capturas continuam ocorrendo.

A FMA Ib representa o menor tamanho entre as FMAs e não existe nenhuma AMP que forneça proteção a essa população. No entanto, além da continuidade das AEPs encontradas na FMA Ia, foi determinada pelo artigo 9 da In 12/12 uma AEP permanente formada a partir da extensão do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (limites norte e sul e até 15 mn da costa) que apresenta grande potencial para ser efetiva na redução das

capturas de toninha em termos de tamanho. Essa região também é visada como área para ampliação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, porém até o momento nenhuma proposta efetiva foi formalizada.

A não ocorrência de áreas de “muito alta” adequabilidade nas FMAs Ia e Ib podem estar correlacionadas ao ambiente mais tropical dessa região (MMA, 2010). Na FMA Ib, apesar de toda área ter sido dita como de “alta” adequabilidade, os sobrevoos realizados na região indicam uma concentração de animais nos limites em frente ao Parque Nacional de Jurubatiba (e da AEP correspondente a essa região).

FMA II

As capturas acidentais nessa região foram identificadas por vários estudos como os de Siciliano et al., 1994; Rosas et al., 2002, Bertozzi & Zerbini, 2002 e assim como nas outras FMAs é considerada como grande ameaça para espécie. No que diz respeito a essa população outra preocupação, além das capturas acidentais, é devido a sua localização em uma região de grande densidade populacional e na qual são encontrados três dos principais portos do Brasil (Santos, Paranaguá e São Sebastião) (Zerbini et al., 2010), sendo assim provavelmente impactada por outras atividades humanas.

As AMPs estabelecidas perto de locais com alta densidade populacional enfrentam o problema da poluição química e física e da degradação do habitat. Como já citado anteriormente, se a região circundante for impactada, como por exemplo, por altos níveis de contaminantes, eles provavelmente afetarão dentro dos limites da AMP também.

Considerando apenas a porcentagem de área protegida, a FMA II apresenta a melhor situação já que aproximadamente 50% de sua área é coberta por áreas protegidas. Conseqüentemente foi a FMA em que mais avistagens foram feitas nos limites das AMPs. Porém, ao analisarmos individualmente, vemos que este valor é influenciado pelas três grandes APAs correspondentes a todo o litoral de São Paulo. Essa APAs se sobrepõe com algumas pequenas unidades de proteção integral o que pode ser o primeiro passo para uma futura gestão integrada das AMPs. Entretanto, a preocupação neste caso é devido aos poucos planos de manejo existente, das 11 AMPs encontradas apenas três contam com planos de manejo concluídos (ESEC Tupiniquins, Parque do Icarai e REBIO do Arvoredo). Como visto, as APAs podem ser úteis para a conservação, porém quando existe um plano de manejo que determine o zoneamento adequado da área, com

determinação de áreas de exclusão de pesca.

Faz parte dessa população os indivíduos da Baía de Babitonga, onde a espécie é considerada residente (Cremer et al., 2013), indicada como área de alta importância para espécie pelo PAN da Toninha e onde está se buscando a implementação de uma Reserva de Fauna. A estimativa populacional disponível para a área da baía, utilizando o cálculo adotado nesse trabalho, seria de 50 indivíduos (Cremer e Simões-Lopes, 2008). Dessa forma a AMP proposta poderia atuar na conservação desses indivíduos, bem como daqueles que vivem na parte de mar externa à baía. Os dados sobre a toninha no litoral de Santa Catarina são escassos (*e.g.* Cremer et al., 1995; Henrique-Garcia et al., 2005; Cremer et al., 2013) dificultando a tomada de decisões a respeito da espécie, visto que no Estado é encontrada forte atividade de pesca, tanto comercial quanto artesanal (Cremer et al., 2013).

Dados robustos sobre os locais com maior probabilidade de captura são também inexistentes na FMA II. Assim como para a FMA I, estas são metas de alta importância do PAN da toninha. Quando existem dados sobre os locais com alta chance de captura, estes podem ser sobrepostos com, por exemplo, mapas de adequabilidade ambiental para orientar possíveis ações mitigadoras. Na FMA II foram identificadas algumas zonas com adequabilidade superior à 0.75 que não apresentam sobreposição com AMPs, se houvessem dados de que nessas áreas o risco de captura é maior, tais dados forneceriam uma base para que medidas de redução da captura, como a criação de AEPs permanentes ou temporárias.

FMA III

O Rio Grande do Sul é o local no Brasil onde o maior número de estudos sobre captura foi realizado, seja pelo acompanhamento direto da frota pesqueira ao longo do litoral (com preenchimento do caderno de bordo pelos pescadores) ou através do monitoramento dos encalhes (*e.g.* Praderi et al., 1989; Moreno et al., 1997; Secchi et al., 1997, 2004; Ott, 2002; Danilewicz, 2007; Ferreira, 2010). Os primeiros registros de capturas na região datam de 1970 (Pinedo et al., 1986). Entre 1976 e 1987 aproximadamente 1.085 toninhas foram encontradas encalhadas (Pinedo et al., 1994), utilizando dados relativos ao monitoramento da frota pesqueira, Ott, (2002) e Secchi et al., (2004) estimaram a mortalidade em cerca de 1.000 indivíduos por ano e Danilewicz,

(2007) estimou que a mortalidade anual era de 429 toninhas por ano. Os estudos que utilizaram encalhes para estimar a taxa de interação negativa com a pesca, como o de Pinedo et al., (1994), tendem a ser subestimados. Prado et al., 2013 realizaram a marcação de indivíduos capturados e monitoraram quantos desses encalhariam, de 145 indivíduos marcados apenas 11 chegaram a praia. Aplicando o fator de correção a dados de encalhe referentes à 11 anos, o número de toninhas capturadas seria 10 vezes maior do que o estimado. Ainda segundo os autores, com base nos valores da estimativa de abundância mais recente para a área (Danilewicz et al., 2010) aliados a taxa estimada de crescimento populacional (2-3% ao ano) (Secchi, 2006, 2010) até mesmo baixos valores de capturas são insustentáveis para a manutenção da espécie.

A FMA III possui a maior área entre as FMAs e ainda inclui os indivíduos do Uruguai que não foram considerados nesta análise. Além disso, apresenta a maior abundância de indivíduos no Brasil, porém possuindo menor área protegida. A situação do Rio Grande do Sul é especialmente preocupante por apresentar pouquíssimas AMPs. A proposta de criação do PARNA do Albardão que tramita no governo desde 2010, com uma intensificação a campanha no segundo semestre de 2014, pode vir a melhorar significativamente essa realidade. Porém o processo para o estabelecimento de novas unidades tempo pode ser longo.

Apesar da deficiência em AMPs ao longo do litoral, o Rio Grande do sul é o Estado com maior número de áreas de exclusão de pesca permanentes e temporárias que apresentam grande potencial para mitigar as capturas acidentais de toninhas, e o cenário pode ainda ser melhorado se as mesmas forem combinadas ou servirem de base para a implementação de novas AMPs. Outro fator a ser considerado, já que a população de toninhas desta FMA inclui também os indivíduos do Uruguai, são as AMPs existentes neste país. De acordo com o Sistema Nacional de Areas protegidas – SNAP (Ministerio de Vivienda y Ordenamiento territorial y médio Ambiente) existem seis áreas protegidas que englobam o ambiente marinho ao longo do litoral uruguaio, duas delas pertencem à categoria IV da IUCN, uma é reserva da biosfera e as outras três pertencem às categoria II, V e VI. Apesar de estar em número maior do que no Rio Grande do sul, apenas uma dessas áreas correspondem a AMPs mais restritas, podendo estar assim em situação semelhante ao que encontramos no Brasil.

No que diz respeito à meta de identificação de locais com maior risco de captura, a FMA III foi a única a possuir estudo indicado estas áreas na região sul do Rio Grande do Sul. Ferreira et al. (2010) identificaram as áreas entre os faróis do Albardão e Sarita

e entre o farol Conceição e barra de Rio Grande como de maior probabilidade de captura. Essas são regiões contempladas atualmente por AEPs temporárias e permanentes, podendo assim ser um pequeno passo para a redução das capturas na área. No entanto, a fim de poder se comparar os dados anteriores e posteriores à criação das AEPs, sugere-se que seja feito novo estudo, além de identificar as áreas de alto risco no restante do litoral.

Considerações finais

O estado de conservação da toninha no Brasil é altamente preocupante e há sério risco de que em algumas décadas a espécie enfrente a extinção ecológica de alguma população, em parte por falta de medidas e em parte pelo não cumprimento delas. Apesar das AMPs fornecerem em algumas FMAs uma área de cobertura relativamente grande, há notável carência de reservas que determinem áreas de exclusão para a pesca em todas as FMAs. O uso das AMPs para a conservação das populações de toninha é uma estratégia com potencial de gerar bons resultados em longo prazo. No entanto, apenas a adoção de AMPs como medidas isoladas não parece ser a melhor opção para frear as capturas acidentais de toninha, ainda mais se as mesmas não considerarem a exclusão da atividade de pesca com redes de espera.

A identificação dos locais de maior risco de captura para toninha é de extrema importância, visto que fornece dados para orientar o processo de criação de novas AMPs ou zoneamento das que já existem., apesar do PAN ter recomendado essa ação, existem dados a respeito disso apenas no sul do estado do Rio Grande do Sul. Tal identificação torna-se mais difícil devido a principal ameaça a toninha ser a pesca de emalhe costeira, que geralmente possui menor fiscalização.

Nosso estudo fornece um suporte para futuras ações de conservação para a toninha e outros pequenos cetáceos. Neste momento em que faz-se necessário uma grande redução na retirada de indivíduos das populações, principalmente nas FMAs Ia e Ib, devido ao pequeno tamanho e ao isolamento dessas duas populações, seria essencial combinar a adoção de áreas protegidas, principalmente aquelas com exclusão de pesca comercial, com medidas de restrição de esforço de pesca (número de embarcações, tamanho de rede, etc). Com base nos mapas de adequabilidade produzidos e nas informações referentes aos maiores números de registros disponíveis, sugerimos como áreas prioritárias para criação de AMPs para a toninha, a região da foz do Rio Doce (ES)

na FMA Ia, a área marinha referente aos limites do Parque Nacional de Jurubatiba (RJ) e a foz do Rio Paraíba do Sul na FMA Ib, a região marinha correspondente ao Parque Nacional do Superagui (PR) para a FMA II e o litoral norte do Rio Grande do Sul, para a FMA III. Além de salientar a importância da criação das AMPs da Babitonga e do Albardão.

REFERÊNCIAS GERAIS

AGARDY, T.; BRIDGEWATER, P.; CROSBY, M. P.; DAY, J.; DAYTON, P. K.; KENCHINGTON, R.; LAFFOLEY, D.; MCCONNEY, P.; MURRAY, P.A.; PARKS, J.E.; PEAU, L. Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 13, n. 4, p. 353-367, 2003.

AGARDY, T.; DI SCIARA, G. N.; CHRISTIE, P. Mind the gap: addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. **Marine Policy**, v. 35, n. 2, p. 226-232, 2011.

ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of applied ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223-1232, 2006.

AMOS, W. & BALMFORD, A. When does conservation genetics matter? **Heredity**, v. 87, p. 257-265, 2001.

ANÔNIMO. **Report of the VIII workshop for the research and conservation of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*)**. São Francisco do Sul, SC, Brasil: 25 p., 2015.

ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in ecology & evolution**, v. 22, n. 1, p. 42-47, 2007.

BAILEY, H.; THOMPSON, P. M. Using marine mammal habitat modelling to identify priority conservation zones within a marine protected area. **Marine Ecology Progress Series**, v. 378, p. 279-287, 2009.

BARRY, S.; ELITH, J. Error and uncertainty in habitat models. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 3, p. 413-423, 2006.

BORDINO, P.; THOMPSON, G; IÑIGUEZ, M. Ecology and behaviour of the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. **Journal of Cetacean Research and Management**, v.1(2), p. 213-222, 1999.

BORDINO, P. Movement patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Buenos Aires, Argentina. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v.1 (1), p.71-76 Special Issue 1, 2002.

BRASIL. Decreto Nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. Diário oficial da União, 23 de agosto de 2002.

BRASIL. Decreto de 2 de agosto de 2016. Cria o Refúgio de Vida Silvestre do

Arquipélago de Alcatrazes no litoral norte do Estado de São Paulo. **Diário oficial da União**, Nº 148, p.3, quarta-feira, 3 de agosto de 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Ministério da Pesca e Aquicultura. Instrução Normativa nº 12 de 24 de agosto de 2012. Dispõe sobre critérios e padrões para o ordenamento da pesca praticada com o emprego de redes de emalhe nas águas jurisdicionais brasileiras das regiões Sudeste e Sul. **Diário Oficial da União**, 24 de agosto de 2012 - Seção 1 – p. 39-40.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Ministério da Pesca e Aquicultura. Instrução Normativa nº 04 de 16 de outubro de 2013. Dispõe sobre critérios e padrões para a pesca de emalhe costeiro diversificado da anchova (*Pomatomussaltatrix*), corvina (*Micropogoniasfurnieri*), pescada (*Cynoscionguatucupa*), castanha (*Umbrinacanosai*) e abrótea (*Urophycis brasiliensis*) praticada no litoral das regiões Sudeste e Sul. **Diário Oficial da União**, 22 de outubro de 2013 – Seção 01 – p. 49.

BERTOZZI, C.P. **Interação com a pesca: implicações na conservação da Toninha, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) no litoral do estado de São Paulo, SP.** Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 189pp, 2009.

BERTOZZI, C.P.; ZERBINI, A.N. Incidental mortality of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the artisanal _shery of Praia Grande, São Paulo State, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** (special issue), v.1, p.153-160, 2002.

CAÑADAS, A.; SAGARMINAGA, R.; DE STEPHANIS, R.; URQUIOLA, E.; HAMMOND, P. S. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 15, n. 5, p. 495-521, 2005.

CASSENS, I.; VICARIO, S.; WADDELL, V. G.; BALCHOWSKY, H.; VAN BELLE, D.; DING, W.; FAN, C.; LAL MOHAN, R. S.; SIMOES-LOPES, P. C.; BASTIDA, R.; MEYER, A.; STANHOPE, M. J.; MILINKOVITCH, M. C. Independent adaptation to riverine habitats allowed survival of ancient cetacean lineages. **Proceedings of the National Academy of Science**. USA, v.97, p.11343-11347, 2000.

CASTRO, F. R.; MAMEDE, N.; DANILEWICZ, D.; GEYER, Y.; PIZZORNO, J. L. A.; ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A. Are marine protected areas and priority areas for conservation representative of humpback whale breeding habitats in the western South Atlantic?. **Biological Conservation**, 179, 106-114, 2014.

CAUGHLEY, G. **Analysis of Vertebrate Populations**. First ed. Wiley, New York, 234 p, 1977

CIRVA 5. ReportoftheFifthMeetingofthe ‘Comité Internacional para la Recuperación de laVaquita’. Ensenada, B.C., México, 8-10,Julho, 2014.

CIRVA 7. Report of the seventh Meeting of the 'Comité Internacional para la recuperación de la Vaquita'. Ensenada, BC, Mexico. 10-13, Maio, 2016.

CLEGUER, C., GRECH, A., GARRIGUE, C., & MARSH, H. Spatial mismatch between marine protected areas and dugongs in New Caledonia. **Biological Conservation**, v. 184, p. 154-162, 2015.

Convention on Biological Diversity. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 (United Nations Environment Program, Nagoya, Japan), pp 1–31, 2011.

CORCUERA, J.; MONZON, F.; CRESPO, E. A.; AGUILAR, A. & RAGA, J. A. Interactions between marine mammals and the coastal fisheries of Necochea and Claromecó (Buenos Aires Province, Argentina). **Reports of the International Whaling Commission**, 15 (special issue), p. 283-290, 1994.

CORKERON, P. J.; MINTON, G.; COLLINS, T.; FINDLAY, K.; WILLSON, A.; BALDWIN, R. Spatial models of sparse data to inform cetacean conservation planning: an example from Oman. **Endangered Species Research**, v. 15, n. 1, p. 39-52, 2011.

COSTA-URRUTIA, P.; ABUD, C.; SECCHI, E.R.; LESSA, E.P. Population genetic structure and social kin association of franciscan dolphin, *Pontoporia blainvillei*. **Journal of Heredity**, v. 103, n. 1, p. 92-102, 2012.

CRESPO E. A.; HARRIS, G.; GONZÁLEZ, R. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science**, v.14: 845-849, 1998.

CREMER, M. J.; BRUTTO, L. F.; SIMÕES-LOPES, P. C.; DIEFENBACH, O. The incidental catch of *Pontoporia blainvillei* in Santa Catarina State, southern Brazil. In: **Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals**, 11, Orlando, 1995.

CREMER, M.J.; SIMÕES-LOPES, P.C. Distribution, abundance and density estimates of franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga bay, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, p. 397-402, 2008.

CREMER, M. J., SARTORI, C. M., HOLZ, A. C., SCHULZE, B., SANTOS, N. Z., ALVES, A. K. M., & PAITACH, R. L. Franciscana strandings on the north coast of Santa Catarina State and insights into birth period. **Biotemas**, v. 26, n. 4, p. 133-139, 2013.

CUNHA, H. A.; MEDEIROS, B. V.; BARBOSA, L. A.; CREMER, M. J.; MARIGO, J.; LAILSON-BRITO, J.; AZEVEDO, A. F.; SOLÉ-CAVA, A. M. Population Structure of the Endangered Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*): Reassessing Management Units. **PLoS ONE**, v.9, n.1, p. e85633, 2014.

D'AGROSA, C.; LENNERT, C. E.; VIDAL, O. Preventing the extinction of a small population: Vaquita (*Phocoena sinus*) fishery mortality and mitigation strategies. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1110 – 1119, 2000.

DANILEWICZ D. Reproduction of female franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v.2 (2), p.67-78, 2003.

DANILEWICZ, D.; CLAVER, J.A.; PÉREZ-CARRERA, A.L.; SECCHI, E.R.; FONTOURA, N.F. Reproductive biology of male franciscanas (*Pontoporia blainvillei*) (Mammalia: Cetacea) from Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Fishery Bulletin**, v.102, p.581- 592, 2004.

DANILEWICZ, D. **A toninha, *Pontoporia blainvillei*, (Mammalia: Cetacea), no litoral norte do Rio Grande do Sul: mortalidade acidental em redes de pesca, abundância populacional e perspectivas para a conservação da espécie.** Tese de doutorado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil, 2007.

DANILEWICZ, D.; MORENO, I.B.; OTT, P.H.; TAVARES, M.; AZEVEDO, A.F.; SECCHI, E.R.; ANDRIOLO, A. Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: uncertainties and management implications. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1659-1666, 2010.

DANILEWICZ, D.; ZERBINI, A.N.; ANDRIOLO, A.; SECCHI, E.R.; SUCUNZA, F.; FERREIRA, E.; DENUNCIO, P.; FLORES, P.A.C. **Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for FMA I?** Paper SC/64/SM17 presented to the IWC Scientific Committee. Panama, 2012.

DAVIDSON, A. D.; BOYER, A. G.; KIM, H.; POMPA-MANSILLA, S.; HAMILTON, M. J.; COSTA, D. P.; CEBALLOS, G.; BROWN, J. H. Drivers and hotspots of extinction risk in marine mammals. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 9, p. 3395-3400, 2012.

DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E.; PICHLER, F. ; RUSSELL, K.; BAKER , C. S. North Island population of Hector's dolphin threatened with extinction . **Marine Mammal Science**, v.17, 366 – 371, 2001.

DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. Management of gillnet bycatch of cetaceans in New Zealand. **Cetacean Rescue Manage**, v.7, n.1, p. 59–64, 2005.

DAY, J. C.; DOBBS, K. Effective governance of a large and complex cross-jurisdictional marine protected area: Australia's Great Barrier Reef. **Marine Policy**, v. 41, p. 14-24, 2013

- DI BENEDITTO, A. P. M., RAMOS, R. M. A. & LIMA, N. R. W. Fishing activity in northern Rio de Janeiro State (Brazil) and its relation with small cetaceans. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.41, p.296-302, 1998.
- DI BENEDITTO, A.P.M.; RAMOS, R.M.A. Pontoporia blainvillei (Gervais & D'Orbigny, 1844) in the northern Rio de Janeiro (21°18'S-22°25'S), Brazil. **Workshop para a Coordenação da Pesquisa e Conservação da Franciscana, Pontoporia blainvillei, no Atlântico Sul Ocidental**. 05- 09 November, Porto Alegre, 2000.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A. Biology and conservation of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v.3, n.2, p. 185-192, 2001a.
- DI BENEDITTO, A.P.; RAMOS, R.; LIMA, N.R.W. Sightings of Pontoporia blainvillei (Gervais & D'Orbigny, 1844) and Sotalia fl uviatilis (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, p. 291-296, 2001b.
- DI BENEDITTO, A. P. M.. Interactions between gillnet fisheries and small cetaceans in northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001-2002. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v.2, p.79-86, 2003.
- DI BENEDITTO, A. P. M. Presence of franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) remains in the stomach of a tiger shark (*Galeocerdo cuvieri*) captured in Southeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v.30, p.311-314, 2004.
- DUFFUS, D. A.; DEARDEN, P. Recreational use, valuation, and management, of killer whales (*Orcinus orca*) on Canada's Pacific coast. **Environmental conservation**, v. 20, n. 02, p. 149-156, 1993.
- DURBAN, J. W.; PITMAN, R. L. Antarctic killer whales make rapid, round-trip movements to subtropical waters: evidence for physiological maintenance migrations?. **Biology Letters**, v. 8, n. 2, p. 274-277, 2012.
- EVANS, P. G. H.; URQUIOLA, E. (Eds). Protected areas for cetaceans. Special Publication European Cetacean Society, v. 38, p.1-49, 2000.
- FERREIRA, B.P; MAIDA, M.; CAVA, F. Características e perspectivas para o manejo da pesca na APA Marinha Costa dos Corais. In: **Anais do 2º Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Rede Nacional Pró-Unidade de Conservação. Campo Grande, MS**. p.50-8, 2000.
- FERREIRA, E. C., MUELBERT, M. M. C., & SECCHI, E. R. Distribuição espaço-temporal das capturas acidentais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em redes de emalhe e dos encalhes ao longo da costa sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, v.32(2), p. 183-197, 2010.
- FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental conservation**, v. 24, n. 01, p. 38-49, 1997.

FOSSI, M. C.; PANTI, C.; MARSILI, L.; MALTESE, S.; SPINSANTI, G.; CASINI, S.; CALIANI, I.; GASPARI, S.; MUÑOZ-ARNANZ, J.; GIMENEZ, B.; FINOIA, M. G. The Pelagos Sanctuary for Mediterranean marine mammals: Marine Protected Area (MPA) or marine polluted area? The case study of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). **Marine pollution bulletin**, v. 70, n. 1, p. 64-72, 2013.

FREITAS NETTO, R.; BARBOSA, L. A. Cetaceans and fishery interactions along the Espírito Santo State, southeastern Brazil during 1994-2001. **Latin America Journal Aquatic Mammals**, v.2, p. 57-60, 2003.

FREITAS NETTO, R.; SICILIANO, S. Contribuição ao conhecimento da distribuição da toninha *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844) no estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 21, p. 35-45, 2007.

FREITAS NETTO, R.; DI BENEDITTO, A. P. M. Interactions between fisheries and cetaceans in Espírito Santo State coast, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 10, n. 1, 2009.

FRIZZERA, F. C., TOSI, C., PINHEIRO, H. T., & MARCONDES, M. C. Captura acidental de toninha (*Pontoporia blainvillei*) na costa norte do Espírito Santo, Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 29, p.81-86, 2012.

GAINES, S. D.; WHITE, C.; CARR, M. H.; PALUMBI, S. R. Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 43, p. 18286-18293, 2010.

GARIBOLDI, M. C., TÚNEZ, J. I., DEJEAN, C. B., FAILLA, M., VITULLO, A. D., NEGRI, M. F., & CAPPOZZO, H. L. Population genetics of Franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*): introducing a new population from the southern edge of their distribution. **PloS one**, v. 10, n. 7, p. e0132854, 2015.

GELL, F. R.; ROBERTS, C. M. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 9, p. 448-455, 2003.

GORMLEY, A. M.; SLOOTEN, E.; DAWSON, S.; BARKER, R. J.; RAYMENT, W.; DU FRESNE, S.; BRÄGER, S. First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 2, p. 474-480, 2012.

GUO, J. River dolphins down for the count, and perhaps out. **Science**, v. 314, n. 5807, p. 1860-1860, 2006.

HALPERN, B. S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K. A.; KAPPEL, C. V.; MICHELI, F.; D'AGROSA, C.; BRUNO, J. F.; CASEY, K. S.; EBERT, C.; FOX, H. E.; FUJITA, R.; HEINEMANN, D.; LENIHAN, H. S.; MADIN, E. M. P.; PERRY, M. T.; SELIG, E. R.; SPALDING, M.; STENECK, R.; WATSOM, R. A global map of human impact on marine ecosystems. **Science**, v. 319, n. 5865, p. 948-952, 2008.

HENDRIX, A. N.; STRALEY, J. M.; GABRIELE, C. M.; GENDE, S. M. Bayesian estimation of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) population abundance and movement patterns in southeast Alaska. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, v.69, p.1783–1797, 2012.

HENRIQUE-GARCIA, J.; BARRETO, A. S.; BARROS, L. T.; RUIZ, D. G. Mortalidade acidental de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) em arte de pesca passiva na Praia da Canoa, Barra Velha, SC. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, II**, Vitória, versão eletrônica, 2005.

HIGA, A.; HINGST-ZAHER, E.; DE VIVO, M. Size and shape variability in the skull of *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae) from the Brazilian coast. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v.1, p.145-152, 2002.

HOOKER, S. K.; GERBER, L. R. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. *Science*, v. 54, n. 1, p. 27-39, 2004.

HOOKER S. K.; CAÑADAS, A.; HYRENBACH, K. D.; CORRIGAN, C.; POLOVINA, J.J.; REEVES, R. R. Making protected area networks effective for marine top predators. *Endangered Species Research*.v.13, p. 203–218, 2011

HOYT E. Marine protected areas for whales, dolphins and porpoises. **Earthscan, London and Sterling, VA**. 492 pp, 2005.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) Atlas de conservação da natureza brasileira: unidades federais/Brazilian nature conservation atlas: federal areas. **Metalivros, São Paulo**, 336pp, 2004.

ICM-BIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). **Plano de ação nacional para a conservação do pequeno cetáceo, Toninha (*Pontoporia blainvillei*)**. Brasília, Brazil, 76pp, 2010.

ICM-BIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). **Plano de manejo da Área de proteção ambiental da Costa dos Corais**. Pernambuco, Brazil, 2013.

JARAMILLO-LEGORRETA, A.; ROJAS-BRACHO, L.; BROWNELL JR., R.L.; READ, A. J.; REEVES, R.R.; RALLS, K.; TAYLOR, B. L. Saving the Vaquita: Immediate Action, Not More Data. *Conservation Biology*, v. 21, n. 6, 2007.

KASUYA, T. & BROWNELL, R. L. Age determination, reproduction and growth of franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. **Scientific Reports of the Whales Research Institute**, v.31, p.45-67, 1979.

KELLER, L.F. & WALLER, D.M. Inbreeding effects in wild populations. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17(5), p. 230-241, 2002.

KENCHINGTON, R. A.; DAY, J. C. Zoning, a fundamental cornerstone of effective Marine Spatial Planning: lessons learnt from the Great Barrier Reef, Australia. **Journal of Coastal Conservation**, v. 15, n. 2, p. 271-278, 2011.

KRAUS, S. D.; READ, A. J.; SOLOW, A.; BALDWIN, K.; SPRADLIN, T.; ANDERSON, E. & WILLIANSO, J. Acoustic alarms reduce porpoise mortality. **Nature**, v.388, n. 6642, p. 525-525, 1997.

LACY, R.C. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. **Journal of Mammalogy**, v. 78 (2), p. 320-335, 1997

LOCKWOOD, M.; WORBOYS, G.; KOTHARI, A. (Ed.) **Managing protected areas: a global guide**. Routledge, 2012.

LODI, L.; BOROBIA, M. **Baleias, botos e golfinhos do Brasil: guia de identificação**. Rio de Janeiro: Technical Books, p.479, 2013.

LOTZE, H. K., HUNTER S. LENIHAN, BRUCE J. BOURQUE, ROGER H. BRADBURY, RICHARD G. COOKE, MATTHEW C. KAY, SUSAN M. KIDWELL, MICHAEL X. KIRBY, CHARLES H. PETERSON, JEREMY B. C. JACKSON. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. **Science**, v. 312, n. 5781, p. 1806-1809, 2006.

MARTIN, S.M.L., STOHS, S.M., MOORE, J.E. Bayesian inference and assessment for rare-event bycatch in marine fisheries: a drift gillnet fishery case study. **Ecological Applications**, v.25, p. 416–429, 2015.

MCCAULEY, D. J.; PINSKY, M. L.; PALUMBI, S. R.; ESTES, J. A.; JOYCE, F. H.; WARNER, R. R. Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. **Science**, v. 347, n. 6219, p. 1255641, 2015.

MCCLANAHAN, T.; DAVIES, J.; MAINA, J. Factors influencing resource users and managers' perceptions towards marine protected area management in Kenya. **Environmental Conservation**, v. 32, n. 01, p. 42-49, 2005.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. **Generalized Linear Models**, no. 37 in Monograph on Statistics and Applied Probability. 1989.

MENDEZ, M.; ROSENBAUM, H.C.; SUBRAMANIAM, A.; YACKULIC, C.; BORDINO, P. Isolation by environmental distance in mobile marine species: Molecular ecology of franciscana dolphins at their southern range. **Molecular Ecology**, v. 19, p. 2212-2228, 2010.

MENGES, E. S. The application of minimum viable population theory to plants. **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford University Press, New York, p. 45-61, 1991.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos do Brasil**. Brasília, Brasil, 2010.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Brasília, Brasil, 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção – Mamíferos, Aves, Répteis, Anfíbios e Invertebrados Terrestres**. Portaria MMA no. 444, de 17 de dezembro de 2014, Brasil, 2014.

MOREIRA, L. M.; SICILIANO, S. North ward extension range for *Pontoporia blainvillei*. In: **Abstracts, IX Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals**. p. 5-9, 1991.

MORENO, I. B.; OTT, P. H.; DANILEWICZ, D. Análise preliminar do impacto da pesca artesanal costeira sobre *Pontoporia blainvillei* no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. In: PINEDO, M. C.; BARRETO, A. S. eds. **Anais do 2º Encontro sobre Coordenação de Pesquisa e Manejo da Franciscana**. Rio Grande, FURG. p.31-41, 1997.

MORENO, I. B.; ZERBINI, A. N.; DANILEWICZ, D.; SANTOS, M. C. O.; SIMOES-LOPES, P. C. LAILSON-BRITO JR., J.; AZEVEDO, A. F. Distribution and habitat characteristics of dolphins of the genus *Stenella* (Cetacea: Delphinidae) in the southwest Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v.300, p.229-240, 2005.

MORITZ, C. Defining' evolutionarily significant units' for conservation. **Trends in ecology and evolution**, v. 9, n. 10, p. 373-374, 1994.

MOURA, J. F.; SICILIANO, S. Stranding pattern of Bryde's whales along the south-eastern coast of Brazil. **Marine Biodiversity Records**, v. 5, p. e73, 2012.

NIX, H. A.; BUSBY, J. BIOCLIM, a bioclimatic analysis and prediction system. **Annual report CSIRO. CSIRO Division of Water and Land Resources, Canberra**, 1986.

O'SHEA, T. J.; ODELL, D. K. Large-scale marine ecosystem change and the conservation of marine mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 3, p. 529-533, 2008.

OTT, P. H. & DANILEWICZ, D. S. Presence of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in the stomach of a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in southern Brazil. **Mammalia**, v.62, p. 605-609, 1996.

OTT, P. H. **Diversidade genética e estrutura populacional de duas espécies de cetáceos do Atlântico Sul Ocidental: *Pontoporia blainvillei* e *Eubalaena australis***. Ph.D. Tese. Porto Alegre, Brasil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2002.

OTT, P.H.; SECCHI, E.R.; MORENO, I.B.; DANILEWICZ, D.; CRESPO, E.A.; BORDINO, P.; RAMOS, R.M.A.; DI BENEDITTO, A.P.M.; BERTOZZI, C.;

BASTIDA, R.; ZANELATTO, R.; PEREZ, J.; KINAS, P.G. Report of the working group on fishery interactions. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 1, p. 55-64, 2002.

PÉREZ-JORGE S., PEREIRA T., CORNE C., WIJTEN Z., OMAR M., KATELLO J., KINYUA M., ORO D., LOUZAO, M. Can Static Habitat Protection Encompass Critical Areas for Highly Mobile Marine Top Predators? Insights from Coastal East Africa. **PloS one**, v. 10, n. 7, p. e0133265, 2015.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological modelling**, v. 190, n. 3, p. 231-259, 2006.

PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, n. 2, p. 161-175, 2008.

PINEDO, M. C. Mortalidade de *Pontoporia blainvillei*, *Tursiops gephyreus*, *Otaria flavescens*, e *Arctocephalus australis* na costa do Rio Grande do Sul, Brasil, 1976-1983. **In: Actas de la Primera Reunion de Trabajo de Especialistas en Mamiferos Acuaticos de America del Sur**. Buenos Aires. p.187-199, 1986.

PINEDO, M.C. **Development and variation of the franciscana, *Pontoporia blainvillei***. PhD thesis, University of California, Santa Cruz. USA, 1991.

PINEDO, M. C. Review of the status and fishery interactions of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*, and other small cetaceans of the Southern Brazil. **Reports of the International Whaling Commission**, v.15(special issue), p.251-259, 1994.

PINEDO, M. C. Development and variation in external morphology of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, p. 85-96, 1995.

PINEDO, M. C.; POLACHECK, T. Trends in franciscana (*Pontoporia blainvillei*) stranding rates in Rio Grande do Sul, Southern Brazil (1979–1998). **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 1, n. 2, p. 179-189, 1999.

PEW OCEANS COMMISSION - POC, America's Living Oceans: Charting a Course for Sea Change, Arlington, VA, 2003.

PRADERI, R. Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) y tiburones (Selachii) de aguas Uruguayas. **Comunicaciones Zoologicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, v.11, p. 1-19, 1985.

PRADERI, R.; PINEDO, M. C. & CRESPO, E. A. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina. **In: PERRIN, W. F.; BROWNELL, R. L.; KAYA, Z.; JIANKANG, L. eds. Biology and Conservation of River Dolphins**. Beijing, IUCN p. 52-56, 1989.

PRADO, J. H. F.; SECCHI, E. R.; KINAS, P. G. Mark-recapture of the endangered franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) killed in gillnet fisheries to estimate past bycatch from time series of stranded carcasses in southern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 35-41, 2013.

- RAMOS, R.; DI BENEDITTO, A.P. M.; LIMA, N.R.W. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Aquatic Mammals**, v.26, p.65-75, 2000.
- RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SICILIANO, S.; SANTOS, M. C. O.; ZERBINI, A. N.; BERTOZZI, C.; VICENTE, A. F. C.; ZAMPIROLI, E.; ALVARENGA, F. S.; LIMA, N. R. W. Morphology of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) off southeastern Brazil: sexual dimorphism, growth and geographic variation. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v.1, p.129 – 144, 2002.
- READ, A. J. The looming crisis: interactions between marine mammals and fisheries. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 3, p. 541-548, 2008.
- REEVES, R.R.; DALEBOUT, M.; JEFFERSON, T.A.; KARKZMARSKI, L.; LAIDRE, K.L.; O’CORRY-CROWE, G.; ROJAS-BRACHO, L.; SECCHI, E.R.; SLOOTEN, E.; SMITH, B.D.; WANG, J.Y.; ZERBINI, A.N.; ZHOU, K. *Pontoporia blainvillei*. IUCN Red List of Threatened Species: IUCN 2012.
- REEVES, R.R.; MCCLELLAN, K.; WERNER, T. B. Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. **Endangered Species Research**, v. 20, n. 1, p. 71-97, 2013.
- ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; OLIVEIRA, M. R. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** v.1, p.161-167, 2002.
- ROSSI-SANTOS, M.; WEDEKIN, L. L.; SOUSA-LIMA, R. S. Distribution and habitat use of small cetaceans off Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 5, n. 1, p. 23-28, 2006.
- RYDER, Oliver A. Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 1, n. 1, p. 9-10, 1986.
- SANTOS, M. C. O. & NETTO, D. F. Killer whale (*Orcinus orca*) predation on a franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Brazilian waters. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 4, 69-72, 2005.
- SBROCCO, E. J.; BARBER, P. H. MARSPEC: ocean climate layers for marine spatial ecology. **Ecology**, v. 94, n. 4, p. 979-979, 2013.
- SCHIAVETTI, A.; MANZ, J.; DOS SANTOS, C. Z.; MAGRO, T. C.; PAGANI, M. I. Marine protected areas in Brazil: an ecological approach regarding the large marine ecosystems. **Ocean & Coastal Management**, v. 76, p. 96-104, 2013.
- SCHIPPER, J., CHANSON, J. S., CHIOZZA, F., COX, N. A., HOFFMANN, M., KATARIYA, V., ...& BAILLIE, J. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. **Science**, v. 322, n. 5899, p. 225-230, 2008.
- SHAFFER, M. L. Minimum population sizes for species conservation. **BioScience**, v. 31, n. 2, p. 131-134, 1981.

SECCHI, E. R.; ZERBINI, A. N.; BASSOI, M.; DALLA ROSA, L.; MOLLER, L. M. & ROCHACAMPOS, C. C. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnetting in southern Brazil. **Reports of the International Whaling Commission**, v.47, p.653-658, 1997.

SECCHI, E. R., WANG, J. Y., MURRAY, B. W., ROCHA-CAMPOS, C. C., & WHITE, B. N. Population differentiation in the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from two geographic locations in Brazil as determined from mitochondrial DNA control region sequences. **Canadian Journal of Zoology**, v. 76, n. 9, p. 1622-1627, 1998.

SECCHI, E.R.; OTT, P.H.; CRESPO, E.; KINAS, P.G.; PEDRAZA, S.; BORDINO, P. A first estimative of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 3, p. 95-100, 2001.

SECCHI, E.R.; DANILEWICZ, D.; OTT, P.H. Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: Implications to meet management objectives. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 5, n. 1, p. 61-68, 2003a.

SECCHI, E.R.; OTT, P.H.; DANILEWICZ, D. Effects of fishing bycatch and the conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In: GALES, N.; HINDELL, M. e KIRKWOOD, R. (Ed.). **Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues**. Collingwood: CSIRO Publishing, Cap. 9, p.174-191, 2003b.

SECCHI, E. R.; KINAS, P. G.; MUELBERT, M. M. C. Incidental catches of Franciscana in coastal gillnet fisheries in the Franciscana Management Area III: period 1999-2000. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v.3(1), p. 61-68, 2004.

SECCHI, E.R. **Populattion Dynamics and Viability Analysis of Franciscana and Hector´s Dolphins Under the Effects of Bycatch in Fisheries, Parameter Uncertainty and Stochasticity**, *PhD Thesis*. Otago University, 2006.

SECCHI, E.R. Review on the threats and conservation status of franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae). In: SHOSTELL, J.M. e RUIZ-GARCIA, M. (Ed.). **Biology, Evolution and Conservation of River Dolphins within South America and Asia**. Hauppauge: Nova Science Publisher Inc., p.323-339, 2010.

SHERMAN, K.; HEMPEL, G. The UNEP Large Marine Ecosystem Report: a Perspective on Changing Conditions in LMEs of the World's Regional Seas. **UNEP Regional Seas Report and Studies N_ 182**. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.

SICILIANO, S. **Review of small cetacean and fishery interactions in coastal waters of Brazil**. In Perrin, W.F., Donovan, G.P. and Barlow, J. (Eds) Gillnets and cetaceans. International Whaling Commission (special issue 15), p. 241-250, Cambridge, 1994.

SICILIANO, S.; DI BENEDITTO, A. P.; RAMOS, R. M. A. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844) (Mammalia, Cetacea, Pontoporiidae), nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e possíveis fatores de isolamento das populações. **Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia**, v. 146, p. 1-15, 2002.

STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S.E.; FETZER, I.; BENNETT, E.M.; BIGGS, R.; CARPENTER, S. R.; DE VRIES, W.; E WIT, C.A.; FOLKE, C.; GERTEN, D.; HEINKE, J.; MACE, G. M.; PERSSON, L.M.; RAMANATHAN, V.; REYERS, B.; SÖRLIN, S. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 1259855, 2015.

TOGNETTI, M. F.; SILVA-GARCIA, C.; LABRA, F. A.; MARQUET, P. A. Priority areas for the conservation of coastal marine vertebrates in Chile. **Biological Conservation**, v. 126, n. 3, p. 420-428, 2005.

TURVEY, S. T.; PITMAN, R. L.; TAYLOR, B. L.; BARLOW, J.; AKAMATSU, T.; BARRETT, L. A.; ZHAO, X.; REEVES, R. R.; STEWART, B. S.; WANG, K.; WEI, Z. ZHANG, X.; PUSSER, L. T.; RICHLIN, M.; BRANDON, J. R.; WAND, D. First human-caused extinction of a cetacean species? **Biology letters**, v. 3, n. 5, p. 537-540, 2007.

TYBERGHEIN, L.; VERBRUGGEN, H.; PAULY, K.; TROUPIN, C.; MINEUR, F.; DE CLERCK, O. Bio- ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 2, p. 272-281, 2012.

WADE, P. R. Calculating limits to the allowable human- caused mortality of cetaceans and pinnipeds. **Marine Mammal Science**, v. 14, n. 1, p. 1-37, 1998.

WALTER, T.; KINAS, P.G., SECCHI, E.R. Utilização do método de Schnute (1981) para estimar o crescimento de Toninha, *Pontoporia blainvillei* ocorrente na costa de Rio Grande, RS. XI, 1998.

WELLS, R. S.; RHINEHART, H. L.; CUNNINGHAM, P.; WHALEY, J.; BARAN, M.; KOBERNA, C.; COSTA, D. P. Long-distance offshore movements of bottlenose dolphins. **Marine Mammal Science**, v. 15, 1098 – 1114, 1999.

WELLS, R. S.; BORDINO, P.; DOUGLAS, D. C. Patterns of social association in the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science**, v. 29, n. 4, p. E520-E528, 2013.

WOOD, L. J., FISH, L., LAUGHREN, J., & PAULY, D. Assessing progress towards global marine protection targets: shortfalls in information and action. **Oryx**, v. 42, n. 03, p. 340-351, 2008.

ZERBINI, A. N., ANDRIOLO, A., HEIDE-JØRGENSEN, M. P., PIZZORNO, J. L., MAIA, Y. G., VANBLARICOM, G. R. DEMASTER, D. P., SIMÕES-LOPES, P.C., MOREIRA, S. & BETHLEM, C. Satellite-monitored movements of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Southwest Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, v.313, 295-304, 2006.

ZERBINI, A.N.; SECCHI, E.R.; DANILEWICZ, D.; ANDRIOLO, A.; LAAKE, J.L.; AZEVEDO, A.F. **Abundance and distribution of the franciscana (*Pontoporia***

***blainvillei* in the Franciscana Management Area II (southeastern and southern Brazil).** Paper SC/62/SM7 presented to the IWC Scientific Committee. Agadir, Morocco: 14p. 2010.

ZHOU, K. Classification and phylogeny of the superfamily platanistoidea, with notes on evidence of the monophyly of the cetacea. **Scientific Reports of the Whales Research Institute**, v.34, p.93-108, 1982.

ANEXO 1

Proteção Integral

1. Estação Ecológica: área destinada à preservação da natureza e à realização de pesquisas científicas, podendo ser visitadas apenas com o objetivo educacional.

2. Reserva Biológica: área destinada à preservação da diversidade biológica, na qual são realizadas medidas de recuperação dos ecossistemas alterados para recuperar o equilíbrio natural e preservar a diversidade biológica, podendo ser visitadas apenas com o objetivo educacional.

3. Parque Nacional: área destinada à preservação dos ecossistemas naturais e sítios de beleza cênica. O parque é a categoria que possibilita uma maior interação entre o visitante e a natureza, pois permite o desenvolvimento de atividades recreativas, educativas e de interpretação ambiental, além de permitir a realização de pesquisas científicas.

4. Monumento Natural: área destinada à preservação de lugares singulares, raros e de grande beleza cênica, permitindo diversas atividades de visitação. Essa categoria de UC pode ser constituída de áreas particulares, desde que as atividades realizadas nessas áreas sejam compatíveis com os objetivos da UC.

5. Refúgio da Vida Silvestre: área destinada à proteção de ambientes naturais, no qual se objetiva assegurar condições para a existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora local e da fauna. Permite diversas atividades de visitação e a existência de áreas particulares, assim como no monumento natural.

Unidades de Uso Sustentável

1. Área de Proteção Ambiental: área dotada de atributos naturais, estéticos e culturais importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas. Geralmente, é uma área extensa, com o objetivo de proteger a diversidade biológica, ordenar o processo de ocupação humana e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais. É constituída por terras públicas e privadas.

2. Área de Relevante Interesse Ecológico: área com o objetivo de preservar os ecossistemas naturais de importância regional ou local. Geralmente, é uma área de

pequena extensão, com pouca ou nenhuma ocupação humana e com características naturais singulares. É constituída por terras públicas e privadas.

3. Floresta Nacional: área com cobertura florestal onde predominam espécies nativas, visando o uso sustentável e diversificado dos recursos florestais e a pesquisa científica. É admitida a permanência de populações tradicionais que a habitam desde sua criação.

4. Reserva Extrativista: área natural utilizada por populações extrativistas tradicionais onde exercem suas atividades baseadas no extrativismo, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte, assegurando o uso sustentável dos recursos naturais existentes. Permite visitação pública e pesquisa científica.

5. Reserva de Fauna: área natural com populações animais de espécies nativas, terrestres ou aquáticas; adequadas para estudos técnico-científicos sobre o manejo econômico sustentável de recursos faunísticos.

6. Reserva de Desenvolvimento Sustentável: área natural onde vivem populações tradicionais que se baseiam em sistemas sustentáveis de exploração de recursos naturais. Permite visitação pública e pesquisa científica.

7. Reserva Particular do Patrimônio Natural: área privada com o objetivo de conservar a diversidade biológica, permitida a pesquisa científica e a visitação turística, recreativa e educacional. É criada por iniciativa do proprietário, que pode ser apoiado por órgãos integrantes do SNUC na gestão da UC.

ANEXO 2

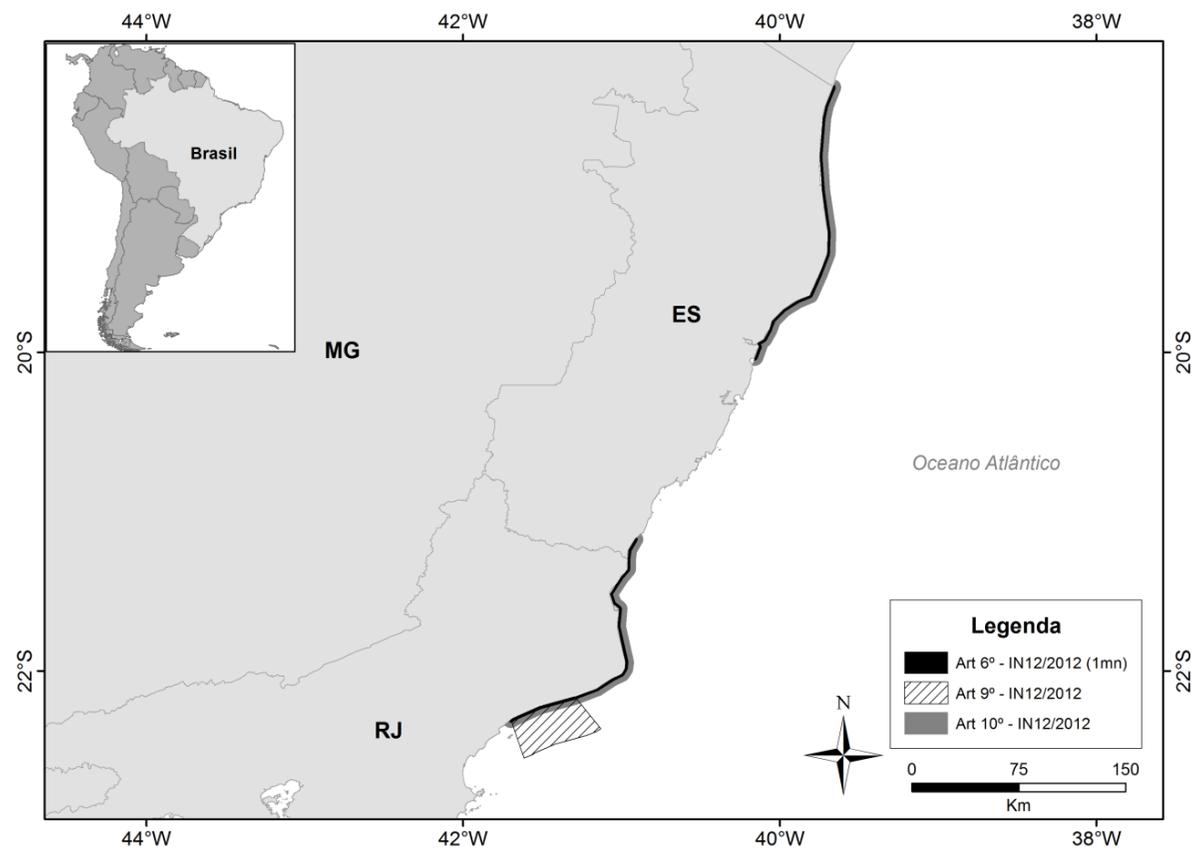


Figura 1: Mapa representando as áreas de exclusão de pesca determinadas nas instruções normativas 12/2012 nas áreas das FMAs Ia e Ib.

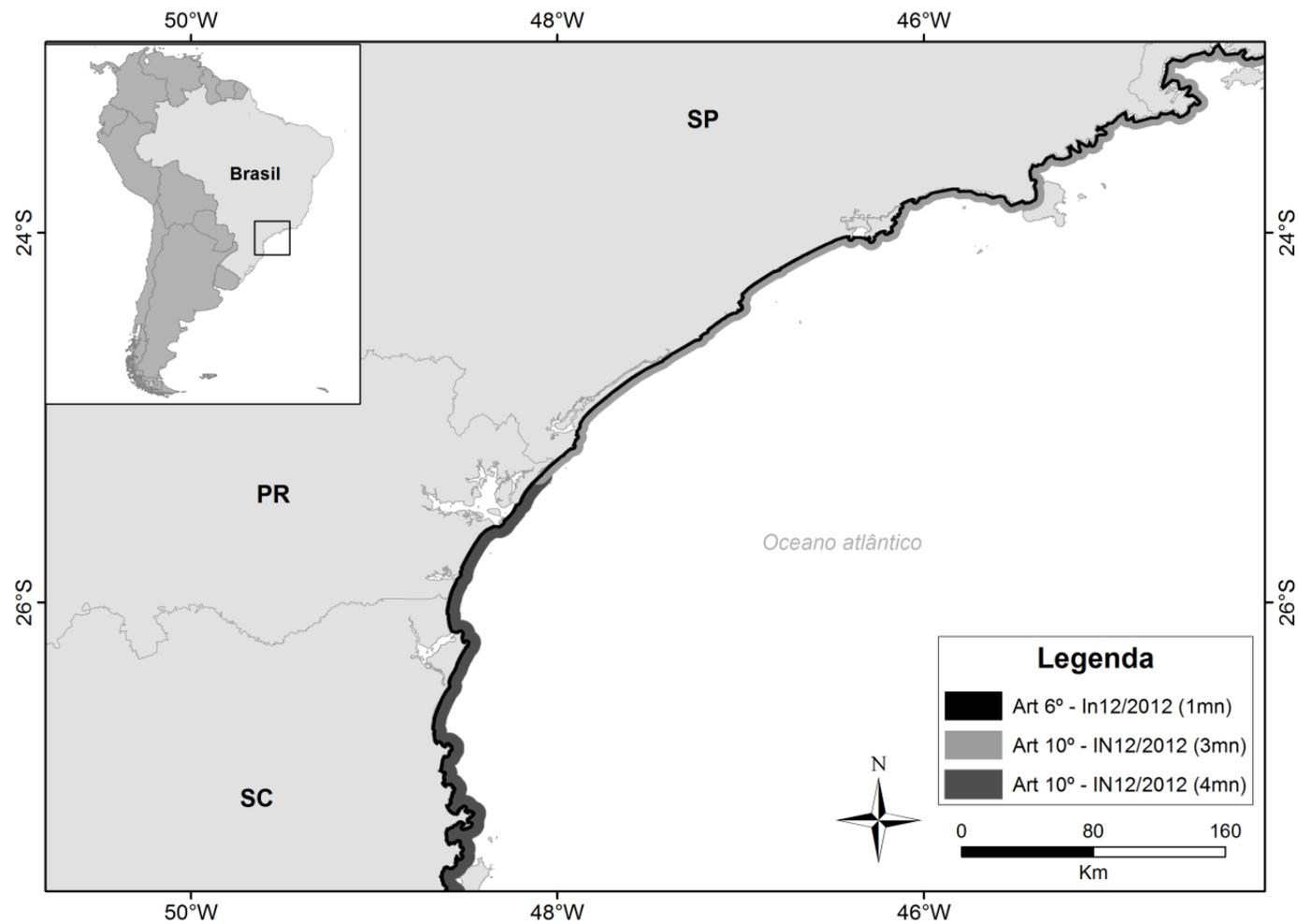


Figura 2: Mapa representando as áreas de exclusão de pesca determinadas nas instruções normativas 12/2012 na área da FMA II.

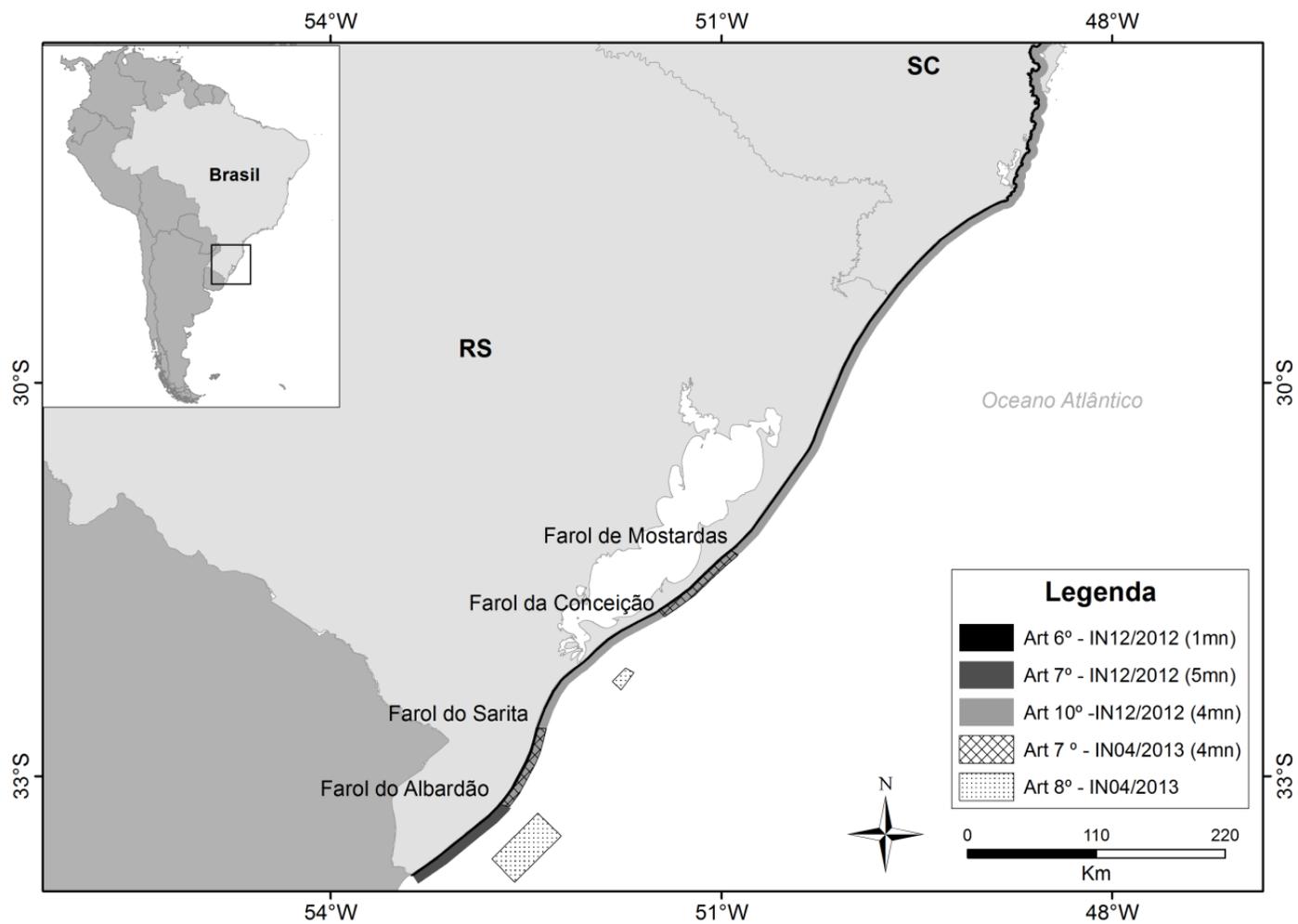


Figura 3: Mapa representando as áreas de exclusão de pesca determinadas nas instruções normativas 12/2012 e 04/2013 na área da FMA III.