

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LEONARDO LIBERALI WEDEKIN

Ecologia populacional da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1871) em sua área reprodutiva na costa do Brasil, Oceano Atlântico Sul



CURITIBA

2011

LEONARDO LIBERALI WEDEKIN

ECOLOGIA POPULACIONAL DA BALEIA-JUBARTE (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1871) EM SUA ÁREA REPRODUTIVA NA COSTA DO BRASIL, OCEANO ATLÂNTICO SUL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências, área de concentração Zoologia.

Orientador: Dr. Paulo César Simões-Lopes

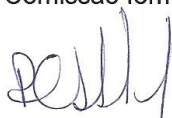
CURITIBA
2011

Termo de aprovação

por

LEONARDO LIBERALI WEDEKIN

Tese aprovada como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor em Ciências, área de concentração Zoologia, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



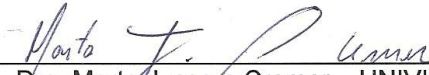
Dr. Paulo César de Azevedo Simões Lopes – UFS C
Presidente e Orientador



Dr. Eduardo Resende Secchi – FURG



Dr. Daniel Danilewicz Schiavon - UESC



Dra. Marta Jussara Cremer – UNIVILLE



Dr. Emygdio Leite de Araujo Monteiro Filho - UFPR

Curitiba, 30 de junho de 2011.

Vou me embora, vou me embora, Paraná
Vou me embora pelo mar, Paraná
Paraná-uê, Paraná-uê, Paraná
Eu saí de Pernambuco, Paraná
Fui pará no Ceará, Paraná
Paraná-uê, Paraná-uê, Paraná
Minha mãe vem da Bahia, Paraná
Lavadeira de Maré, Paraná

Cantada por mestres de capoeira da velha guarda da Bahia

Dedico este estudo ao **observador**
Aquele que existe dentro de cada um de nós
Mas não aquele sentado na escrivaninha
Dedico àquele que se lança ao mar
Que balança no vento
Que se atira no desconhecido...

...para mais além...

...descobrir a Natureza,
descobrir a si mesmo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Instituto Baleia Jubarte, que me acolheu nos últimos 12 anos. Centenas ou talvez milhares de pessoas deveriam ser mencionadas ou creditadas de alguma forma pela sua ajuda durante diversos anos de pesquisa e coleta de dados. A lista de nomes é muito grande e será omitida por economia de papel. Foram voluntários, eco-voluntários, estagiários, pesquisadores, observadores de bordo, fotógrafos, mestres e marinheiros das embarcações, pilotos da aeronave, todo o pessoal de apoio em terra e no mar, manutenção, administração e coordenação institucional. Sou bastante grato aos seguintes amigos e amigas: Ana, Márcia, Mia e Sofia, Enrico, Suzana, Milton, Cris, Lixinha, Bira, Wilson, César, Sílvio, Kid, Vera, Anselmo, Sandra, Marcos, Beta, Betânia, Valério, Barata, Luiza, Grazy, Mari, Kátia, Gordo, Dudu, Lucian, Fábio, Athayde, Marlúcio, Dani, Vavá, Valmário, Felipe, Thaty, Neto, Luena, Sérgio, Sirlene, Maurício, Aline, Ariane e muitos outros que viveram o dia-a-dia do casarão azul, litoral norte e marzão lá fora.

Agradeço ao meu orientador, Paulo, que como professor e orientador, me mostrou os bons caminhos da ciência e pesquisa, dividiu seu conhecimento sobre cetáceos, e esteve sempre pronto para ajudar.

Agradeço a muitos pesquisadores que contribuíram de alguma forma com este estudo em suas diferentes fases e facetas, dentre eles: Artur Andriolo, Alexandre Azevedo, Paul G. Kinas, Emygdio Monteiro-Filho, Marta Cremer, Alexandre Zerbini, Eduardo Secchi, Gislaïne Filla, Daniel Danilewicz.

Aos financiadores e apoiadores do Instituto Baleia Jubarte que permitiram a realização deste estudo: PETROBRAS, FUNBIO, CMA/ICMBio, IFAW, CENPES – PETROBRAS, ARACRUZ/FIBRIA Celulose, Fundação Ecoaplub, Pantanal Linhas Aéreas, Cetacean Society International, Norsul Navegação e VERACEL Celulose.

Aos parceiros de Caravelas: ICMBio – Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, Conservação Internacional – Brasil, e diversos outros indivíduos e instituições.

Aos funcionários e professores do curso de pós-graduação em Zoologia da Universidade Federal do Paraná, em especial à Vera Maria Adélio e Profa. Maria Angélica Haddad, por todo o apoio e atenção prestados.

Aos irmãos e irmãs de caminhada, dentre eles: Fábio, Edmundo, Vítor, Alexey, Carlos, Dudu, Saruê, Bernardo, Marcos, e tantos outros camaradas de mar e de terra.

À minha querida família, aos presentes – Vó Dina, Nelson, Arlete, Lu, Mica, Cami, Ale – e àqueles que passaram (mas estão vivos na memória), sou eternamente grato a todos vocês que me deram vida e permitiram que eu esteja aqui. Amo vocês!

Poderia terminar agradecendo às baleias, certamente animais magníficos e inspiradores. Mas prefiro estender meu agradecimento a toda Criação, seres vivos que permitem a vida do homem na Terra e tornam a minha vida completa...

ÍNDICE:

RESUMO	3
ABSTRACT	5
APRESENTAÇÃO.....	7
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	8
CAPÍTULO I: DISTRIBUIÇÃO DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA DO BRASIL	22
I.1 INTRODUÇÃO	22
I.2 MATERIAL & MÉTODOS.....	23
I.3 RESULTADOS	29
I.4 DISCUSSÃO	37
CAPÍTULO II: MODELOS DE USO DE HABITAT DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA BRASILEIRA	43
II.1 INTRODUÇÃO	43
II.2 MATERIAL & MÉTODOS	46
II.3 RESULTADOS	53
II.4 DISCUSSÃO	64
CAPÍTULO III: FIDELIDADE AO SÍTIO E MOVIMENTOS DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA BRASILEIRA.....	68
III.1 INTRODUÇÃO	68
III.2 MATERIAL & MÉTODOS	69
III.3 RESULTADOS	75
III.4 DISCUSSÃO.....	83
CAPÍTULO IV: EFEITO DE COVARIÁVEIS NA ESTIMATIVA DE ABUNDÂNCIA DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA DO BRASIL EM 2008	88
IV.1 INTRODUÇÃO.....	88
IV.2 MATERIAL & MÉTODOS.....	90
IV.3 RESULTADOS.....	97
IV.4 DISCUSSÃO.....	101
CAPÍTULO V: CORRENDO RÁPIDO NA FAIXA LENTA: CRESCIMENTO POPULACIONAL DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA DO BRASIL	105
V.1 INTRODUÇÃO	105
V.2 MATERIAL & MÉTODOS	106
V.3 RESULTADOS	108
V.4 DISCUSSÃO.....	111
CAPÍTULO VI: ESTIMATIVAS DE SOBREVIVÊNCIA DA BALEIA-JUBARTE NO BANCO DOS ABROLHOS ENTRE 1989 E 2008	115
VI.1 INTRODUÇÃO.....	115
VI.2 MATERIAL & MÉTODOS.....	115
VI.3 RESULTADOS.....	119
VI.4 DISCUSSÃO.....	123
8. RECOMENDAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO.....	127
9. SÍNTESE DOS RESULTADOS.....	129

Wedekin, 2011. Ecologia populacional da baleia-jubarte no Brasil.

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS131

RESUMO

A baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) é uma espécie migratória anual, que reproduz em regiões tropicais no inverno, e se alimenta em mares produtivos de altas latitudes no verão. Sua população mundial foi reduzida pela caça comercial que aconteceu principalmente na primeira metade do século passado a pequenas frações das populações originais. Um dos estoques reprodutivos do Hemisfério Sul usa as águas quentes e rasas da costa leste e nordeste do Brasil para reprodução, principalmente entre julho e novembro. Com intuito de investigar a demografia e uso espacial deste estoque reprodutivo, a baleia-jubarte foi estudada dentro de um projeto de monitoramento populacional em longo prazo utilizando duas plataformas principais de pesquisa: levantamentos aéreos (entre 2001 e 2008) e cruzeiros sistemáticos de embarcação (entre 1989 e 2008). Esta espécie ocorreu ao longo de praticamente toda a área de estudo, entre as costas dos Estados do Rio Grande do Norte e Rio de Janeiro, mas concentrando-se entre as latitudes entre 10 e 20°S. As baleias-jubarte se concentraram num banco raso e com uma ampla plataforma continental, denominado de Banco dos Abrolhos (extremo sul do Estado da Bahia e norte do Estado do Espírito Santo). Dentro deste banco, as baleias-jubarte usaram intensivamente as regiões ao redor do maior complexo recifal do Oceano Atlântico Sul. Aspectos físicos do habitat como profundidade média, largura da plataforma continental, gradiente de profundidade, distância da costa e outros explicaram a maior parte da variação espacial da abundância encontrada para a espécie em sua área de reprodução. Muitos indivíduos foram reavistados no Banco dos Abrolhos em períodos de até 16 anos, sugerindo uma fidelidade de longo prazo de uso deste banco. Diferentes intensidades de movimentos foram encontradas para os indivíduos identificados, sendo que alguns se movimentaram grandes distâncias de até 600 km em poucos dias, enquanto outros permanecem em uma mesma área por várias semanas em uma mesma temporada. Movimentos de longa distância dentro e entre diferentes temporadas sugerem que as baleias-jubarte que usam o Brasil fazem parte de um único estoque reprodutivo. A abundância deste estoque foi estimada em 9.330 baleias em 2008 (IC 95% = 4.857 – 20.299; CV = 28,1%). O crescimento estimado para este estoque reprodutivo entre 2002 e 2008 através de sobrevoos foi estimado em 15,2% ao ano (IC 95% = 11,3 a 19,1%). A probabilidade de sobrevivência dos adultos desta população entre 1989 e 2008 foi alta, de 0,94 (IC 95% = 0,90 a 0,96). As informações apresentadas neste estudo preenchem importantes lacunas de conhecimento

para esta espécie no Brasil e no Hemisfério Sul, que subsidiam políticas nacionais e internacionais de conservação. No Banco dos Abrolhos, recomendam-se medidas que aumentem a proteção de habitats críticos da espécie, incluindo a ampliação de áreas protegidas já estabelecidas, como o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, e a criação de novas áreas protegidas, bem como da efetiva implantação de suas zonas de amortecimento.

PALAVRAS-CHAVE: baleia-jubarte, *Megaptera novaeangliae*, Oceano Atlântico Sul, Banco dos Abrolhos, Brasil, levantamento aéreo, transecções lineares, foto-identificação, marcação-recaptura, distribuição, uso de habitat, fidelidade ao sítio, densidade, abundância, sobrevivência, dinâmica populacional, taxa de crescimento, conservação

Population ecology of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in their breeding ground off the coast of Brazil, South-Western Atlantic Ocean

ABSTRACT

The humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) undertakes annual migrations between breeding grounds in winter tropical areas, and feeds in productive waters of high latitudes in the summer. Its global population was reduced to a small fraction of its original size due to the commercial whaling mainly in the first half of the last century. One of the breeding stocks of the humpback whale in the Southern Hemisphere uses the shallow and warm waters of the east and northeastern coast of Brazil, mainly from July to November. Aiming to investigate the demography and spatial use of this breeding stock, the humpback whale was studied through a long term population monitoring project using two research platforms: aerial surveys (from 2001 to 2008), and systematic boat cruises (from 1989 to 2008). This species occurred along the main part of the study area, between the coasts of the States of Rio Grande do Norte and Rio de Janeiro, but was concentrated from 10 to 20°S. Within this breeding ground, the humpback whales' core habitat was a shallow bank with a wide continental shelf, called the Abrolhos Bank (in the extreme south of the State of Bahia and north of the State of Espírito Santo). The distribution inside the Abrolhos Bank was heterogeneous with intense use of the waters around the largest reef complex of the southern Atlantic Ocean. Physical habitat variables such as mean depth, depth gradient, continental shelf width, distance to shore and others explained a large amount of the spatial variation in the abundance found in our study area. Many whales were resighted for periods longer than 16 years in the Abrolhos Bank, suggesting long term site fidelity. Different movement rates were observed for different whales, with some of them being resighted in the same breeding season across more than 600 km within a period of few days, while others used the same region for many weeks. Long-range movements within and between seasons support the single stock hypothesis for humpback whales wintering off the Brazilian coast. Abundance for this stock was estimated to be 9.330 whales in 2008 (CI 95% = 4.857 – 20.299; CV = 28,1%). The rate of increase between 2002 and 2008 estimated through aerial surveys was 15,2% per year (CI 95% = 11,3 a 19,1%). The adult survival probability of this population between 1989 and 2008 was high, equal to 0,94 (CI 95% = 0,90 to 0,96). The informations presented here fill important gaps of knowledge for this species in Brazil and the Southern Hemisphere, and subsidize national and

international conservation policies. Effective measures to increase the protection of core habitats in the Abrolhos Bank are highly recommended, including the expansion of established protected areas (such as the National Marine Park of Abrolhos), and the creation of new areas and their respective buffer zones.

KEY-WORDS: humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, Southern Atlantic Ocean, Abrolhos Bank, Brazil, aerial surveys, line transects, photo-identification, mark-recapture, distribution, habitat use, site fidelity, density, abundance, survival, population dynamics, rate of increase, conservation

APRESENTAÇÃO

A presente tese pretende abordar dois problemas: a dinâmica populacional da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1871), um grande mamífero marinho de vida longa que realiza migrações anuais entre áreas de alimentação e reprodução; e a relação desta espécie com seu habitat reprodutivo em águas tropicais da costa do Brasil. King *et al.* (2010) resumem desta forma a abrangência da ecologia populacional:

“A ecologia populacional é dedicada ao estudo de indivíduos de uma mesma espécie, como eles compõem as populações em que vivem, e como estas populações mudam ao longo do tempo. Na ecologia populacional nós buscamos informações sobre parâmetros demográficos chave, tipicamente relacionados com a mortalidade, movimentos e produtividade,... Nós estamos interessados também em tentar relacionar parâmetros demográficos com influências externas, como o aquecimento global, mudanças no habitat...” King *et al.* (2010: 3).

Os dados foram coletados como parte de um projeto de monitoramento populacional de longo prazo desta espécie em águas brasileiras, utilizando duas plataformas principais de pesquisa: levantamentos aéreos (entre 2001 e 2008) e cruzeiros sistemáticos de embarcação (entre 1989 e 2008), além de outras amostragens em expedições dedicadas à observação de cetáceos realizadas entre 2004 e 2010.

A tese foi estruturada em seis capítulos que incluem seus respectivos objetivos específicos a seguir:

- I. Descrever a distribuição e concentração da baleia-jubarte na costa do Brasil;
- II. Modelar o uso de habitat, verificando a relação entre fatores físicos do habitat e a densidade da baleia-jubarte no Brasil;
- III. Descrever os padrões de residência e movimentos da baleia-jubarte na costa brasileira;
- IV. Determinar o tamanho atual da população reprodutiva da baleia-jubarte que frequenta a costa brasileira;
- V. Estimar a taxa de crescimento anual da população de baleias-jubarte da costa brasileira;
- VI. Estimar a taxa de sobrevivência da população adulta da baleia-jubarte que frequenta a costa brasileira;

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Baleia-jubarte

A baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1781) pertence a um grupo pequeno e altamente especializado de mamíferos, a Ordem Cetacea. Os cetáceos vivos são classificados em dois grupos monofiléticos (Rice, 2002): a Sub-Ordem Odontoceti, que compreende os golfinhos e baleias com dentes; e a Sub-Ordem Mysticeti, que inclui as baleias verdadeiras ou com barbatanas. A Ordem Cetacea inclui pelo menos 86 espécies classificadas em 14 famílias (Jefferson *et al.*, 2008). No Brasil foram registradas pelo menos 43 espécies de cetáceos (IBAMA, 2001; Monteiro-Filho *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2003; Souza *et al.*, 2005).

A alimentação da baleia-jubarte (e no grupo dos mysticetos) tipicamente envolve abocanhar densas manchas de organismos zooplânctônicos ou cardumes de pequenos peixes junto com a água circundante, e filtrar este alimento expelindo a água para fora por entre estruturas queratinizadas denominadas de barbatanas (**Figura 1.1**). A Sub-Ordem Mysticeti compreende quatro famílias, dentre as quais a Família Balaenopteridae é a mais diversificada, compreendendo a baleia-jubarte e outras sete espécies de grande porte e corpo fusiforme. Uma das principais características são as pregas ventrais, que permitem que a cavidade bucal tenha seu volume aumentado durante a alimentação (**Figura 1.2**). O número e extensão destas pregas ventrais é um dos caracteres diagnósticos para as espécies de balaenopterídeos (Jefferson *et al.*, 2008).

Uma baleia-jubarte adulta pode chegar a medir 16 metros de comprimento (Clapham & Mead, 1999). Sua principal característica morfológica é a grande nadadeira peitoral que lhe confere maior manobrabilidade em relação a outros mysticetos (Woodward *et al.*, 2006). As fêmeas têm uma gestação de 11 a 12 meses e dão luz a filhotes medindo entre 4 e 4,5 metros de comprimento (Chittleborough, 1958; Clapham *et al.*, 1999b) (**Figura 1.3**). Os jovens atingem a maturidade sexual com aproximadamente cinco anos de vida, e podem viver quase 50 anos de idade (Chittleborough, 1965), podendo ser considerada uma espécie de vida longa e reprodução lenta.



Figura 1.1: Filhote de baleia-jubarte com menos de cinco meses de idade com o ventre voltado para a superfície, com a ponta da cabeça emersa mostrando as pregas ventrais características da Família Balaenopteridae e, dentro da boca semi-aberta, as barbatanas características dos misticetos. Os tubérculos que se observam na mandíbula e maxila são típicos desta espécie. (Marcovaldi/Arquivo IBJ)



Figura 1.2: Baleia-jubarte em salto, expondo a região da cabeça, pregas ventrais e as longas nadadeiras peitorais. O olho pode ser percebido acima da nadadeira peitoral a direita. (Groch/Arquivo IBJ)

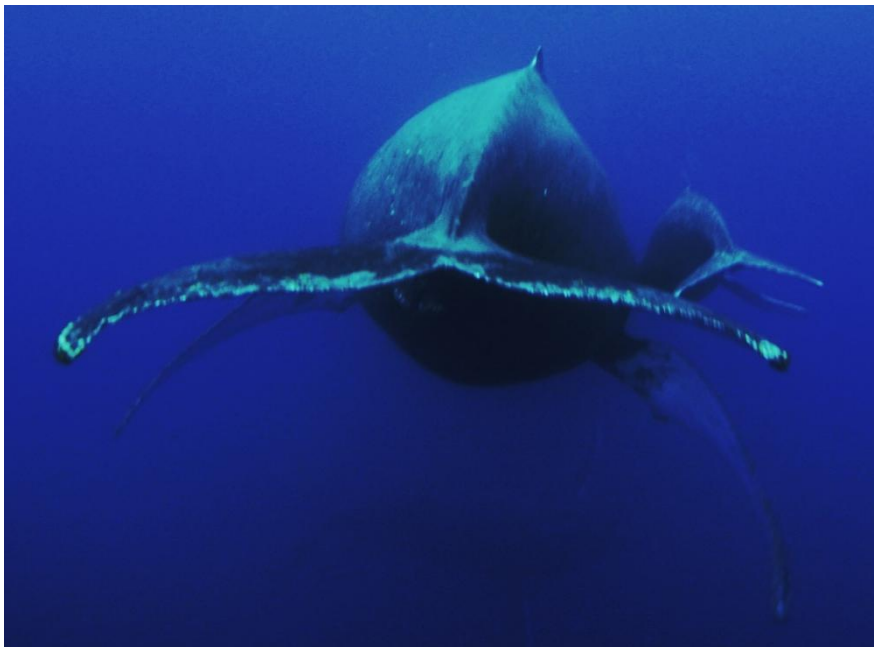


Figura 1.3: Fêmea e filhote da baleia-jubarte. (Baracho/Arquivo IBJ)

1.2 Ecologia e reprodução da baleia-jubarte

A baleia-jubarte é cosmopolita, ocorrendo em todos os oceanos (Clapham & Mead, 1999). Realiza migrações anuais entre suas áreas de alimentação, em mares frios de altas latitudes, e áreas reprodutivas, em mares tropicais (Kellogg, 1929). A migração anual é um dos aspectos mais marcantes da biologia desta espécie. São reconhecidos sete estoques reprodutivos da baleia-jubarte no Hemisfério Sul (A a G – segundo IWC, 2001), embora diversos deslocamentos de indivíduos entre diferentes áreas de alimentação e de reprodução tenham sido registrados (**Figura 1.5**). Uma única população parece ser residente do Mar da Arábia, no norte do Oceano Índico, sem realizar migrações (Estoque X - Mikhalev, 1997).

As baleias-jubarte se alimentam de pequenos crustáceos e peixes abundantes em mares frios e produtivos de altas latitudes (Clapham & Mead, 1999). No Hemisfério Sul, um crustáceo eufausiáceo de distribuição circumpolar chamado *krill* (ou krill antártico - *Euphausia superba*) é uma espécie chave para o ecossistema antártico (Everson, 2000) (**Figura 1.4**). O *krill* tem um ciclo de vida longo e complexo, que evoluiu em um ecossistema extremamente dinâmico e sazonal, referido como Oceano Austral (Nicol, 2006). Mais especificamente, o *krill* ocorre no ecossistema do mar de gelo Antártico, que corresponde à aproximadamente um quarto do Oceano Austral (Nicol *et al.*, 2008). As manchas de *krill* podem se estender por quilômetros e conter bilhões de indivíduos (Nicol, 2006), sustentando populações de uma variedade de predadores como a baleia-jubarte. Um desafio adaptativo para seus predadores é que o *krill* não está disponível para muitos dos seus consumidores no inverno e outono, quando larvas, juvenis e adultos estão abaixo da camada de gelo aumentada. Na primavera o *krill* está associado com as águas de degelo e proliferação de algas que servem de base alimentar para diversos organismos (Nicol, 2006). No verão o *krill* está distribuído desde o gelo até a quebra da plataforma continental, e as fêmeas se deslocam até águas mais profundas para desova (Nicol, 2006).

Uma baleia Fin adulta (*Balaenoptera physalus*), a segunda maior baleia de barbatana, precisa ingerir aproximadamente uma tonelada de alimentos diariamente durante o verão para se manter e estabelecer uma reserva energética sob a forma de gordura, para permanecer em jejum durante o período reprodutivo de inverno e migrações (Brodie, 1975). Em águas quentes, a demanda metabólica de energia para homeostase térmica é menor (Brodie, 1975), bem como as chances de

sobrevivência dos filhotes são maiores, já que nascem com o isolamento térmico da camada de gordura reduzido (Gaskin, 1982). Apesar desta explicação ainda ser a mais aceita, outras hipóteses têm sido levantadas e discutidas sobre as vantagens adaptativas da migração (ver Corkeron & Connor, 1999; Clapham, 2001). O custo energético da migração e jejum durante o período reprodutivo é alto, principalmente para fêmeas lactantes (Lockyer, 1984). Mas as vantagens devem compensar estes custos, conferindo aos filhotes uma chance maior de sobreviverem quando em águas tropicais. A migração está ajustada também à disponibilidade sazonal do *krill*, que é a base de sua dieta.



Figura 1.4: *Krill* Antártico (*Euphausia superba*), principal alimento da baleia-jubarte no Hemisfério Sul. Indivíduos da foto com aproximadamente quatro centímetros de comprimento. (Disponível em: <http://www.antarctica.gov.au>)

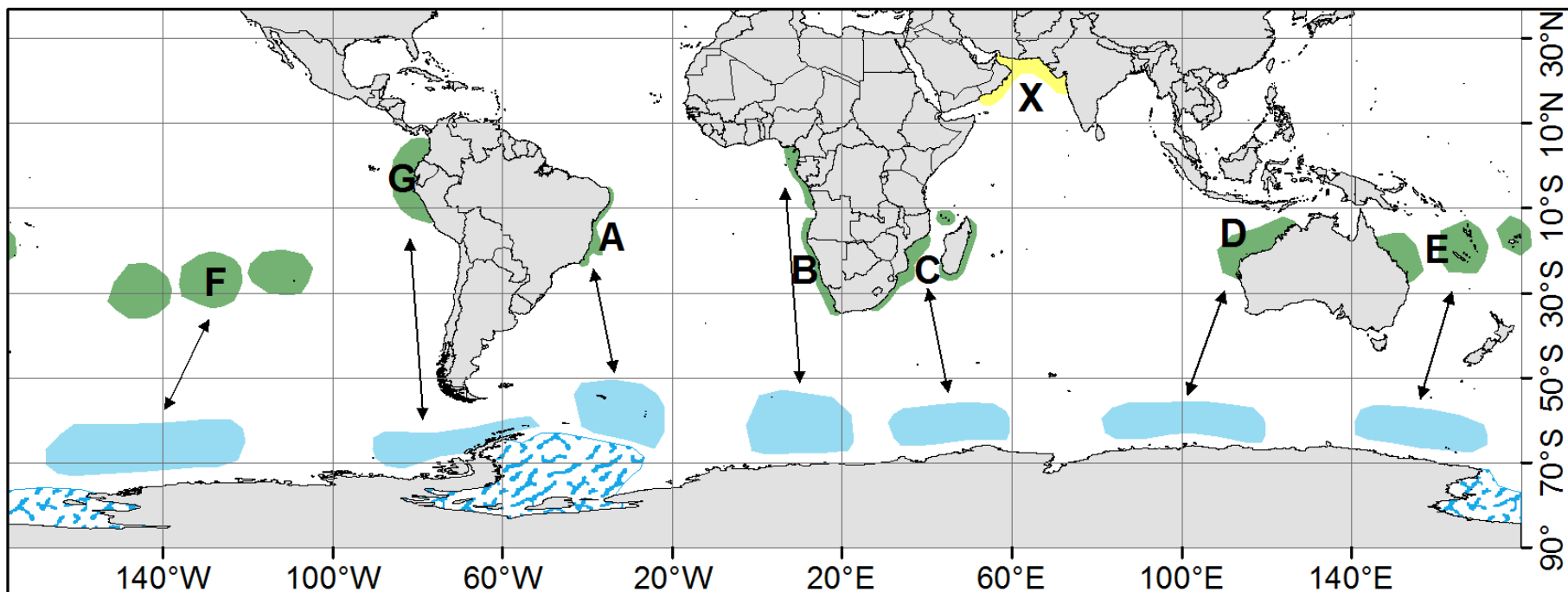


Figura 1.5: Áreas de reprodução (verde) e áreas de alimentação (azul) da baleia-jubarte no Hemisfério Sul (modificado de IWC, 2001). Distribuição da população não-migratória (estoque X) do Mar da Arábia em amarelo. Região aproximada de gelo permanente representada pelos polígonos hachureados em azul claro. Estoques reprodutivos indicados por letras e principais corredores migratórios indicados por setas.

1.3 As baleias-jubarte no Brasil

As baleias-jubarte do estoque reprodutivo A (IWC, 1998; 2005) passam o inverno e primavera nas costas leste e nordeste do litoral brasileiro (Martins *et al.*, 2001; Zerbini *et al.*, 2004; Rossi-Santos *et al.*, 2008; Andriolo *et al.*, 2010) e se alimentam nas águas ao redor das Ilhas Geórgia do Sul e Sanduíche do Sul (Stevick *et al.*, 2006; Zerbini *et al.*, 2006; Engel *et al.*, 2008; Engel & Martin, 2009; Zerbini *et al.*, no prelo b). Dentro da distribuição conhecida para a espécie na costa brasileira, a maioria dos indivíduos se concentra nas águas rasas do Banco dos Abrolhos (Andriolo *et al.*, 2010).

Ao longo da temporada reprodutiva, a abundância relativa de baleias em volta do Arquipélago dos Abrolhos cresce continuamente a partir do início de julho, atinge um pico no final de agosto e começo de setembro. Após o pico, a abundância de baleias decresce até o final de novembro, quando a maioria dos indivíduos já retornou para a área de alimentação (Morete *et al.*, 2008). Grupos contendo fêmeas com filhote são os mais frequentes no Banco dos Abrolhos (Martins *et al.*, 2001; Morete *et al.*, 2007b).

Outro tipo comum de grupo social encontrado no Banco dos Abrolhos são os grupos competitivos ou de acasalamento (Martins *et al.*, 2001) (**Figura 1.6**). Grupos competitivos são constituídos de um animal nuclear, que é uma fêmea em estro ou pré-estro, que pode ou não estar amamentando um filhote (Tyack & Whitehead, 1983). Esta fêmea é acompanhada de pelo menos dois outros machos (escortes) que competem pela proximidade e acesso a esta fêmea. Além de competir pelo acesso às fêmeas, nas áreas de reprodução os machos ainda produzem extensas e complexas vocalizações esterotipadas (denominada de canto), que mudam ao longo do tempo e são cantadas da mesma forma pela população em um determinado tempo (Payne & McVay, 1971). Neste contexto, o canto pode atuar como um display sexual para atrair as fêmeas ou afugentar outros machos de uma determinada área (ver revisão e outras hipóteses para a função do canto em Parsons *et al.*, 2008).

Uma importante simplificação do sistema ecológico acontece em áreas reprodutivas, onde a pressão seletiva para buscar o alimento não existe. Existem dois fatores pungentes que devem ser considerados em qualquer discussão dos padrões ecológicos em uma área de reprodução da baleia-jubarte, que são a escolha dos parceiros reprodutivos e a cria do filhote

pela fêmea. O sucesso destas duas tarefas vitais é logicamente uma premissa importante para a perpetuidade da população e sucesso individual.



Figura 1.6: Grupo competitivo com doze baleias-jubarte no Banco dos Abrolhos. Na maioria dos indivíduos da foto é notável o arquear do dorso, com a nadadeira dorsal aparente, que rendeu à espécie nome popular em inglês de baleia-corcunda (~ *humpback whale*). (Wedekin/Arquivo IBJ)

A pressão exercida pela caça comercial causou o declínio da maioria das populações mundiais da espécie para níveis menores que 10% das populações originais (Clapham *et al.*, 1999a) (**Figura 1.7**). No Hemisfério Sul estima-se que tenham sido caçadas mais de 200.000 baleias-jubarte pela frota comercial moderna, principalmente na primeira metade do século passado (Findlay, 2000). Por isto, a baleia-jubarte está ou esteve recentemente presente em diversas listas oficiais de espécies ameaçadas, inclusive a Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção e no Apêndice I da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Flora e Fauna Selvagens (CITES). No Brasil, a baleia-jubarte é protegida pelo Decreto Lei nº 7643 de 18 de dezembro de 1987, que proíbe a caça e molestamento de cetáceos em águas brasileiras e está classificada oficialmente como “Vulnerável” (IBAMA, 2001). Recentemente, a IUCN (International Union for the Conservation of Nature) alterou o status da espécie de “Vulnerável” para “Baixo Risco” (IUCN, 2009) devido ao crescimento populacional verificado para a maioria das populações.



Figura 1.7: Navio baleeiro abandonado nas Ilhas Geórgia do Sul depois do fim da caça comercial que ocorreu principalmente na primeira metade do século XX. Foram caçadas quase 25.000 baleias-jubarte num período de setenta anos (entre 1904 e 1974) pelas estações da Ilha Geórgia do Sul (Findlay, 2000). (Rossi-Santos/Arquivo IBJ)

1.4 Área de estudo

De acordo com Ekau & Knoppers (1999), a extensa costa brasileira (de mais de 7.000 km de extensão) pode ser dividida em cinco regiões por critérios geológicos, geográficos, climáticos, hidrográficos e sedimentológicos (Sul, Sudeste, Leste, Nordeste e Norte). Este estudo abrangeu as costas Leste e Nordeste do Brasil (Ekau & Knoppers, 1999) (**Figura 1.8**), caracterizadas simplificadaamente como de clima tropical úmido e baixa produtividade biológica.

A Corrente do Brasil, com águas quentes tropicais corre do norte para o sul, adjacente à quebra da plataforma continental na maior parte da área de estudo (Campos *et al.*, 1995).

A plataforma continental das costas Leste e Nordeste do Brasil é geralmente estreita, com uma largura entre 20 e 50 km e uma borda íngreme (Ekau & Knoppers, 1999). Uma das poucas exceções é o Banco dos Abrolhos (16°40' a 19°30'S; 37°25' a 39°45'W), onde a plataforma continental se alarga até 220 km de extensão, em frente à cidade de Caravelas (Estado da Bahia). O Banco dos Abrolhos tem uma área aproximada de 46.000 km², distribuída na costa sul do Estado da Bahia e norte do Estado do Espírito Santo (**Figura 1.9**). Ao norte do Banco dos Abrolhos, existe outro alargamento da plataforma continental de menores dimensões, em frente à Foz do Rio Jequitinhonha, o Banco Royal Charlotte. O Banco dos Abrolhos é um complexo coralíneo que abrange diferentes fisionomias de recifes de coral e fundos não consolidados (*e.g.*, lodo, areia, gramas marinhas e algas calcárias). Uma grande biodiversidade de organismos marinhos, incluindo espécies endêmicas de corais e uma formação única no mundo de recifes em forma de “cogumelo” (denominada “chapeirão”), fazem da região do Banco dos Abrolhos uma área de extrema importância para a conservação (Dutra *et al.*, 2005).

A região dos Abrolhos é a área de maior riqueza e abundância de recifes de coral do Oceano Atlântico Sul ocidental (Leão, 1994). Duas grandes barreiras recifais podem ser identificados na região de Abrolhos: um arco de recifes interno próximos da costa (de 9-15 quilômetros de distância da costa) composto de diversos bancos recifais (*e.g.*, Coroa Vermelha, Paredes, Sebatião Gomes, Timbebas) e diversos canais e valões; e outro arco de recifes externo (denominado Parcel dos Abrolhos), a uma distância de cerca de 50 km da costa. Entre os dois arcos de recifes, adjacente ao Parcel dos Abrolhos, ergue-se um arquipélago composto de cinco ilhas vulcânicas, sendo a maior delas denominada de Santa Bárbara, onde funciona um farol e uma guarnição da Marinha do Brasil (**Figura 1.10**). O principal porto para se chegar ao complexo dos Abrolhos (especialmente o arquipélago e os bancos recifais) fica dentro do Estuário do Rio Caravelas, onde fica a cidade de Caravelas. Este estuário recebe a descarga de água doce de diversos pequenos rios e está cercado por um grande complexo de manguezais (Schettini & Miranda, 2010).

A partir da região sudeste do Banco dos Abrolhos, ergue-se uma cadeia de montanhas submersas denominada de Cadeia Vitória-Trindade. Esta cordilheira eleva-se do assoalho submarino em profundidades maiores que 3.000 metros até próximo da superfície em diversos montes submersos com picos em profundidades que variam entre 50 e 100 metros. Suas únicas

partes emersas estão no limite leste desta cadeia, nas Ilhas de Trindade e Martin Vaz, onde atinge sua maior altura na Ilha de Trindade (mais de 650 metros acima do nível do mar) (**Figura 1.11**).

A temperatura da água na superfície do Banco dos Abrolhos apresenta um padrão sazonal, podendo ser dividido em duas estações do ano: a fria, que abrange o inverno e primavera, com média de temperatura superficial da água de cerca de 24°C; e a quente, compreendendo o verão e primavera, com temperatura média da superfície da água de cerca de 28°C (IBJ, dados não-publicados). Este padrão sazonal de temperatura superficial da água reflete os padrões meteorológicos, quando na primavera e verão predominam os ventos de quadrante norte e nordeste, e no outono e inverno existe a maior influência dos ventos de quadrante sul e sudeste, e uma maior incidência de frentes frias (FUNATURA/IBAMA, 1991).

A riqueza biológica do Banco dos Abrolhos motivou a criação de diversas áreas protegidas ou Unidades de Conservação, conforme são denominadas oficialmente no Brasil. O Parque Nacional dos Abrolhos é a principal delas, e foi criada em 1983, sendo o primeiro Parque Nacional Marinho do Brasil. O parque abrange duas áreas distintas: a maior delas abrange o Arquipélago e Parcel dos Abrolhos; a segunda é mais costeira e abrange o Recife de Timbebas. A Reserva Extrativista do Corumbau foi criada em 2000, e protege um importante banco de corais adjacente à costa, o Recife de Itacolomis. Finalmente, em 2009, foi criada a Reserva Extrativista do Cassurubá, que protege o complexo estuarino de Caravelas-Nova Viçosa e a região costeira adjacente.

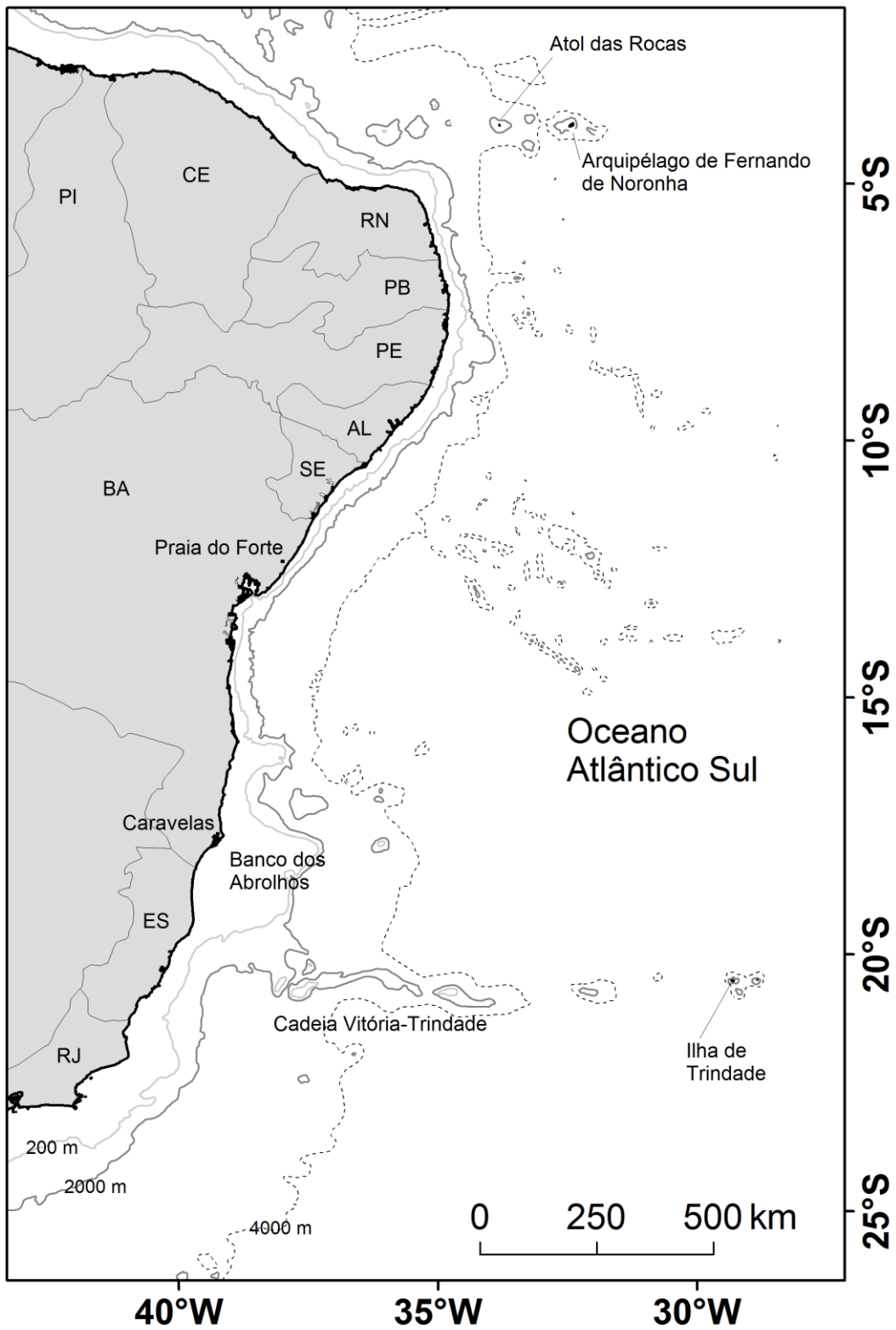


Figura 1.8: Costa do Brasil e ilhas oceânicas entre os Estados do Rio de Janeiro (RJ) e Rio Grande do Norte (RN) que incluíram a área de estudo deste trabalho.

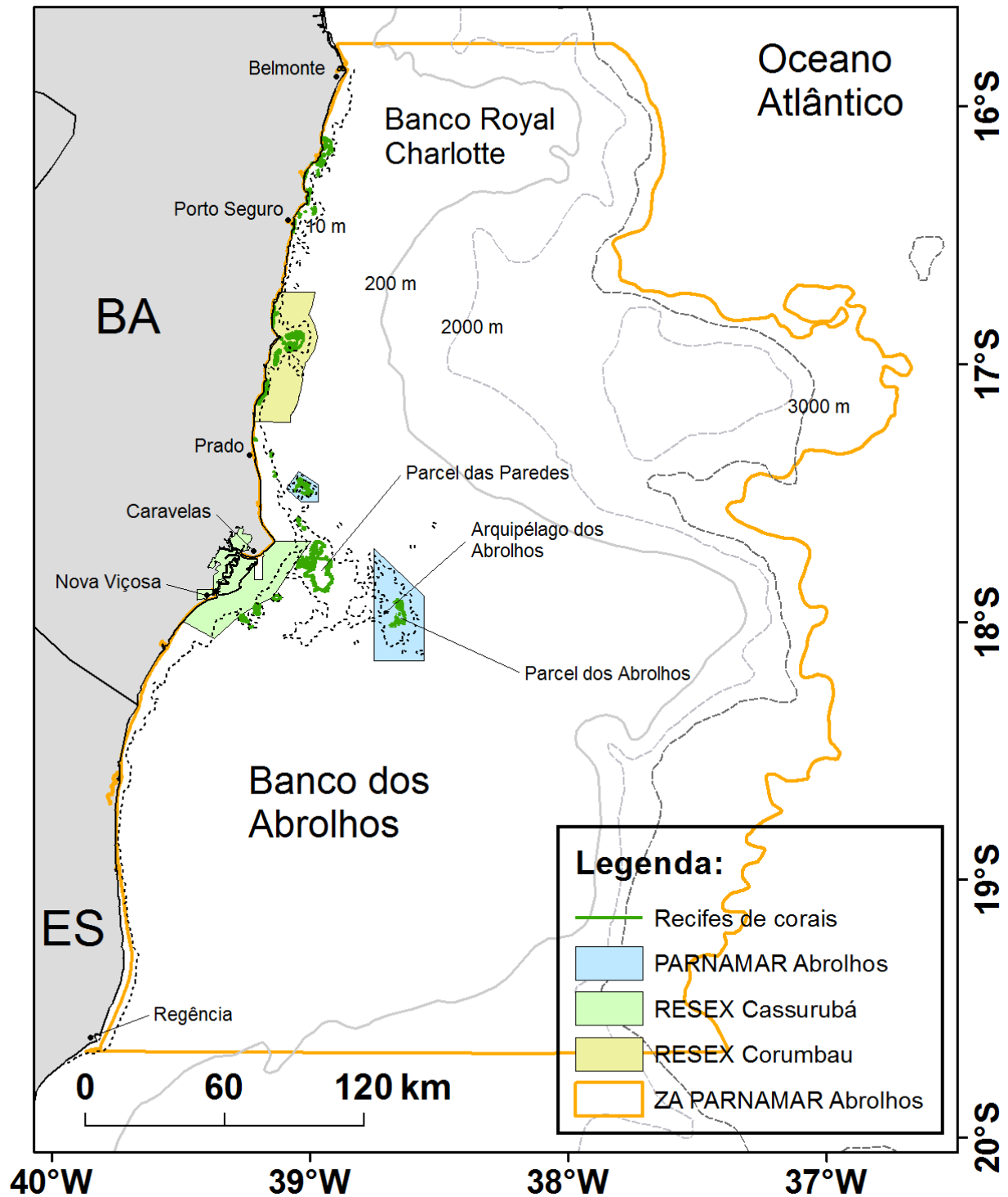


Figura 1.9: Banco dos Abrolhos e Banco Royal Charlotte, no norte do Estado do Espírito Santo e extremo sul da Bahia. PARNAMAR: Parque Nacional Marinho; RESEX: Reserva Extrativista; ZA: Zona de amortecimento. A ZA foi decretada em 2006, mas logo deixou de existir por uma ação judicial.



Figura 1.10: Baleia-jubarte com Ilha Redonda e Santa Bárbara ao fundo, Arquipélago dos Abrolhos, Brasil. (Marcovaldi/Arquivo IBJ)



Figura 1.11: Ilha de Trindade, Oceano Atlântico Sul Ocidental, vista pelo lado Norte. (Rossi-Santos/Arquivo IBJ)

CAPÍTULO I: DISTRIBUIÇÃO DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA DO BRASIL

PALAVRAS-CHAVE: levantamento aéreo, Oceano Atlântico Sul Ocidental, Cadeia Vitória-Trindade, ocorrência

I.1 Introdução

O modo como as populações se organizam no tempo e no espaço, ou ainda, como diferentes populações formam uma meta-população são temas importantes de pesquisa em ecologia (Royle & Dorazio, 2008). Uma informação básica necessária para grande parte destes estudos refere-se a como os indivíduos ou grupos de uma mesma espécie se distribuem no espaço. Este tipo de informação também fornece subsídios para estudos sobre biogeografia, para programas de conservação e para um adequado planejamento costeiro sustentável. A definição de áreas prioritárias com objetivo de conservação leva em conta a distribuição e a intensidade de uso dos animais em uma região (Martins, 2004). Estudos descrevendo o uso espacial também podem subsidiar o adequado desenho de áreas protegidas. Se informações sobre a distribuição dos animais, e suas variações sazonais e anuais, não forem levadas em consideração no estabelecimento destas áreas protegidas existe um grande risco destas áreas não cumprirem com seus objetivos de proteção da espécie alvo (ver Wedekin *et al.*, 2007; 2010).

Até poucos anos atrás, as informações disponíveis no Brasil para descrever a distribuição da baleia-jubarte restringiam-se a animais encalhados na costa, a esforços pontuais de observação ou a relatos da época da caça (*e.g.*, Pinedo, 1985; Lodi, 1994; Siciliano, 1997; Cherem *et al.*, 2004). Adicionando-se a estes importantes relatos, diferentes esforços de observação em diferentes regiões na última década têm ajudado a descrever de forma mais precisa a distribuição da baleia-jubarte no Brasil (*e.g.*, Martins *et al.*, 2001; Zerbini *et al.*, 2004; Andriolo *et al.*, 2006). Os sobrevoos fornecem este tipo de informação com grande qualidade, pois é possível cobrir uma grande área de estudo de forma homogênea em um curto período de tempo (*e.g.*, Andriolo *et al.*, 2006; 2010). É como um retrato instantâneo da distribuição dos

animais na costa. Além dos sobrevoos, expedições dedicadas para a observação de cetáceos em lugares pouco amostrados foram realizadas nos últimos anos, trazendo novas informações sobre a ocorrência da baleia-jubarte em ilhas oceânicas brasileiras. Em um workshop científico sobre a espécie no Hemisfério Sul, realizado na Tasmânia em 2006, foi recomendado que futuros esforços de pesquisa fossem focados em determinar se o estoque reprodutivo que ocorre na costa continental brasileira abrange as baleias que frequentam ilhas oceânicas como Trindade, Martin Vaz e Fernando de Noronha (IWC, 2006).

Assim, o objetivo deste capítulo foi descrever a distribuição atual da baleia-jubarte na costa brasileira através de dois levantamentos aéreos realizados na faixa de distribuição conhecida para a espécie no Brasil em 2005 e 2008. Além disto, propomos uma nova síntese sobre a distribuição com registros adicionais da espécie realizados na Cadeia Vitória-Trindade e ilhas oceânicas ao largo da costa, além de outras informações disponíveis na literatura. Finalmente, buscou-se neste trabalho descrever os padrões de concentração anual das baleias-jubarte dentro de suas áreas de maior ocorrência na costa dos Estados da Bahia e Espírito Santo entre 2001 e 2008.

I.2 Material & Métodos

Amostragem em sobrevoos

Seis campanhas de levantamentos aéreos foram realizadas entre os anos de 2001 a 2005, e em 2008. Nos quatro primeiros anos (2001-2004), a área amostrada abrangeu a costa dos Estados da Bahia e Espírito Santo (entre as latitudes 12°10' e 20°42'S). Nos dois últimos levantamentos (2005 e 2008), a área de estudo foi expandida e compreendeu o Estado do Rio Grande do Norte (5°S) até o Estado do Rio de Janeiro (24°S), abrangendo aproximadamente 2.500 km de extensão de costa. A área de estudo e o número de linhas de transecção variaram entre os seis levantamentos aéreos realizados (**Figura I.1; Tabela I.1**). No último ano (2008) testou-se um desenho amostral reduzido com um pouco mais da metade do esforço amostral de 2005.

As linhas de transecção foram distribuídas e percorridas sistematicamente do norte para o sul da área de estudo, e foram delineadas de forma paralela, perpendicular à costa, ou em zig-zag (dependendo da largura da plataforma continental). A área amostrada foi desenhada de maneira

a abranger desde a linha de costa até a isóbata de 500 m. O espaçamento das linhas paralelas de transecção foi de cerca de 25 km entre 2001 e 2005, e de aproximadamente 45 km em 2008.

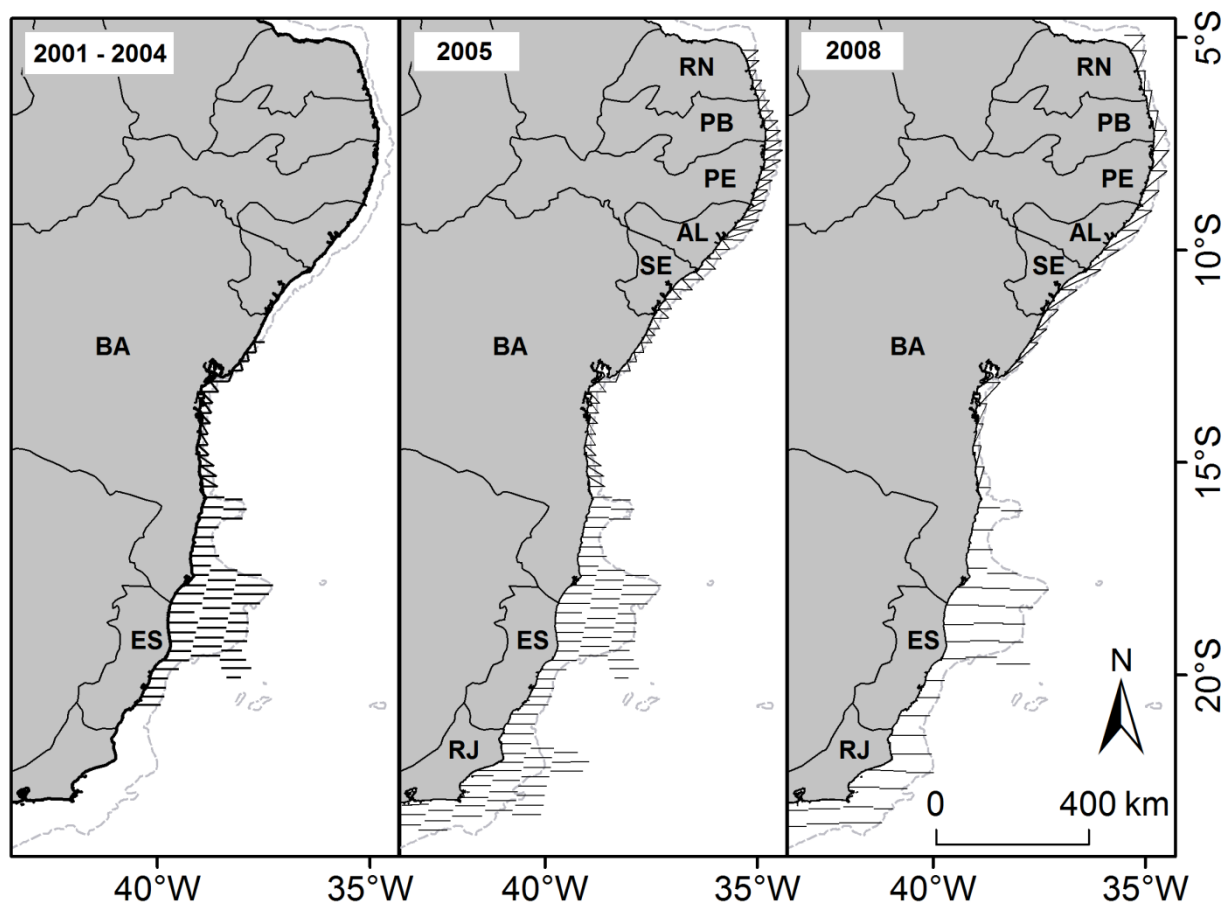


Figura I.1: Linhas de transecção dos sobrevoos para estimar a densidade de baleias-jubarte nos anos de: 2001-2004; 2005; e 2008. Abreviações correspondem aos estados da federação brasileira amostrados em cada período. Linha cinza tracejada corresponde à isóbata dos 500 metros.

Tabela I.1: Esforço de amostragem nos diferentes anos dos sobrevoos, entre 2001 e 2008.

Ano	Período amostrado	Esforço (dias amostrados)	Esforço (milhas náuticas)	Esforço (linhas de transecção)
2001	25/ago a 02/set	7	2.125,30	77
2002	07/set a 16/set	7	2.125,30	77
2003	31/ago a 08/set	9	2.125,30	77
2004	30/ago a 04/set	6	2.125,30	77
2005	27/ago a 15/set	13	4.398,59	194
2008	07/set a 03/out	8	2.741,38	84

Foi utilizado um avião bimotor com asas altas e janelas planas em 2001 (*Mitsubishi*) e janelas em forma de bolha a partir de 2002 (*Aerocommander*) (**Figura I.2**). O sobrevoo sempre foi realizado no período de pico da temporada reprodutiva (conforme Martins *et al.*, 2001), entre meados de agosto a meados de setembro. A janela em bolha permite um melhor ângulo de visão à frente e abaixo da aeronave. A aeronave voou a uma velocidade aproximada de 90 a 120 nós e uma altitude de 500 pés (2001 a 2005), e 1.000 pés (2008). A mudança de altitude em 2008, de 500 para 1.000 pés, teve o intuito de verificar se os grupos de baleias eram detectados a distâncias maiores voando-se em uma maior altitude, aumentando a eficiência da amostragem.



Figura I.2: Avião com asa alta e janela em bolha utilizado durante os sobrevoos entre 2002 e 2008. (Wedekin/Arquivo IBJ)

Quatro observadores revezaram-se em duas posições de observador (uma em cada lado da aeronave), um anotador e um em descanso (**Figura I.3**). No início de cada dia de amostragem, as posições eram sorteadas entre os pesquisadores. A troca de posições dos pesquisadores coincidiu com a conclusão de cada linha, com duração aproximada de 30 minutos, evitando a fadiga dos observadores. Ao iniciar cada linha de transecção (ou quando as condições se alteravam) foram registrados dados gerais de observação: reflexo do sol em cada bordo (0 a 100%), cobertura de nuvens (0 a 100%), estado do mar conforme a escala Beaufort (1 a 12), e visibilidade (ruim, regular, boa e excelente). Cada grupo observado de baleia-jubarte e seu tamanho, bem como a posição geográfica (coletadas através de GPS em graus decimais e erro

inferior a 30 metros) da aeronave no momento do avistamento foram registrados e organizados em planilhas.

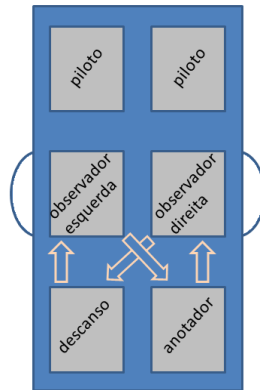


Figura I.3: Esquema de revezamento dos observadores na aeronave durante os sobrevoos.

Uma sessão de treinamento antecedeu o início da amostragem ou quando algum novo observador se juntava à equipe. Procurou-se trocar os observadores o mínimo possível durante as campanhas de coleta, de forma a minimizar qualquer distorção provocada por inexperiência dos observadores.

Amostragem na Expedição Trindade

A área de estudo da Expedição Trindade compreendeu as regiões oceânicas adjacentes ao Banco dos Abrolhos entre as latitudes 18° e 21°S, e longitudes 28° e 39°W. A Ilha Trindade fica a 610 milhas náuticas da cidade de Vitória (ES) e 585 milhas náuticas da cidade de Caravelas (BA). Por ser o porto mais próximo da Ilha de Trindade optou-se por partir e chegar da cidade de Caravelas (BA).

A expedição foi realizada durante o pico da temporada reprodutiva das baleias-jubarte (agosto e setembro) de 2010. A embarcação utilizada foi um catamarã de 18 metros propulsionado à vela e dois motores de centro a diesel (**Figura I.4**). A equipe foi composta por quatro tripulantes e seis pesquisadores. Os pesquisadores se revezaram em três posições de observação (bombordo, proa e boreste). Esforços de procura por grupos de cetáceos foram realizados durante todo o período de luminosidade e condições meteorológicas favoráveis. As observações foram feitas a olho nu e com uso de binóculos, geralmente a partir do deck superior da embarcação (aproximadamente 5 metros de altura acima do nível do mar). Durante todo o

percurso a rota percorrida foi registrada pela função track do GPS. Periodicamente, eram realizados pontos de escuta para detectar a presença de cantos, que sugerem a presença de indivíduos da baleia-jubarte em reprodução na região. As escutas foram realizadas periodicamente, durante as tomadas de condições meteorológicas (aproximadamente a cada 4 horas). Para as escutas foi utilizado um hidrofone da marca Cetacean Research, modelo C-304, e um gravador digital da marca Fostex, modelo FR-2. O protocolo de aproximação e coleta de dados dos grupos de baleia-jubarte utilizado durante a expedição foi similar aos cruzeiros sistemáticos em Abrolhos (ver Martins *et al.*, 2001; Wedekin *et al.*, 2010).



Figura I.4: Embarcação “Voyager” com costão rochoso da Ilha Trindade ao fundo. Notar posição dos observadores no *deck* superior. (Marcovaldi/Arquivo IBJ)

Análise dos dados

A posição geográfica de cada grupo foi plotada (sem correção da distância entre a baleia e a aeronave) em cartas náuticas digitalizadas da costa brasileira usando o programa ArcMap do pacote de programas da ESRI, denominado ArcGIS (versão 10).

Para gerar um mapa de distribuição da baleia-jubarte na costa brasileira, primeiramente extraiu-se a densidade kernel das observações de 2005 e 2008 combinadas, usando a extensão do ArcGIS denominada Spatial Analyst. A densidade kernel tem sido usada para estimar a área de vida de indivíduos de uma espécie (Powell, 2000), bem como para produzir mapas das áreas de uso de populações (Wedekin *et al.*, 2007). A densidade kernel gera uma superfície suavizada que descreve um modelo probabilístico da distribuição de um indivíduo, grupo ou população em um determinado momento (Worton, 1989). Um importante parâmetro a se definir na estimativa de uma distribuição probabilística de uso pelo método de kernel é a escolha do tamanho de banda (parâmetro “*h*”, “*band width*” ou “*smoothing factor*”) (Powell, 2000). Para evidenciar processos em larga escala, como é a distribuição das baleias, o tamanho de banda foi definido em 55 milhas náuticas. Esta estimativa de densidade kernel foi então unida em um mapa com dados coletados na Expedição Trindade e outros dados secundários proveniente da literatura para criar um mapa da distribuição atual da baleia-jubarte.

Além disto, para cada ano foi gerada uma superfície de densidade kernel para visualização e comparação das áreas de concentração. Para as distribuições anuais, dois tamanhos de banda foram determinados: (a) de 27 milhas náuticas (0,45 graus decimais) para os anos de 2001 a 2005; e (b) de 54 milhas náuticas (0,90 graus decimais) para os dados de 2008. Desta maneira, sempre foram englobadas pelo menos duas linhas de transecção no raio de procura (conforme Martins, 2004). Para uma abordagem visual e não-qualitativa da descrição da distribuição, o kernel é uma ótima função não-paramétrica que se ajusta aos dados. Expresso em densidade, seu valor representa a densidade das avistagens na área amostrada. Assim, a densidade kernel funciona como um índice de densidade, que reflete uma relação desconhecida com a densidade real da população. Portanto, o valor da densidade kernel não é interpretado, apenas sua variação na área de estudo, comparando qualitativamente os mapas de densidade kernel. Para todas as superfícies de densidade kernel geradas foram incorporadas a informação de tamanho dos grupos.

I.3 Resultados

Baleia-jubarte na Cadeia Vitória-Trindade

Durante a expedição foi amostrado um gradiente de habitats ao leste da distribuição conhecida da baleia-jubarte na costa brasileira. Navegou-se um total de 697 milhas náuticas em esforço (106 horas de observação), em 15 dias de amostragem. Foram observados nove grupos de baleias-jubarte, que foram mais frequentes ao longo da Cadeia Vitória-Trindade, nos bancos mais próximos da costa (Bancos Vitória, Jaseur e Davis), incluindo grupos competitivos e fêmeas com filhotes (**Figura I.5**). Em regiões profundas, com exceção de um trecho amostrado próximo ao Banco dos Abrolhos, grupos de baleia-jubarte não foram observados. Um único indivíduo solitário foi observado próximo da Ilha de Trindade, apesar do esforço de mais de 280 milhas náuticas percorridas em seis dias na região. Nenhuma baleia foi detectada no Monte Columbia, porém a condição de mar neste trecho foi a pior durante toda expedição (Escala Beaufort 5).

Se dividirmos a expedição em três trechos, as diferenças na taxa de encontro representam índices de abundância para a espécie nestes trechos. Na travessia de ida, saindo de Caravelas, passando por águas profundas e chegando à Ilha Trindade foram amostradas 169,2 milhas náuticas e observado somente um grupo de baleia-jubarte com três indivíduos. A taxa de encontro para este trecho foi de 0,018 baleias/milha náutica. Nos arredores das Ilhas de Trindade e Martin Vaz foram percorridas 283,0 milhas náuticas em esforço, com a observação de um único indivíduo. A taxa de encontro para este trecho foi a mais baixa da expedição, de 0,004 baleias/milha náutica. Na travessia de volta, passando por águas oceânicas e pelos bancos e montes da Cadeia Vitória-Trindade, foram percorridos em esforço 244,9 milhas náuticas, onde foram observados 7 grupos e 23 indivíduos. A taxa de encontro para a Cadeia Vitória-Trindade foi a maior da expedição, de 0,094 baleias/milha náutica.

Cantos de baleias-jubarte foram ouvidos somente nos bancos mais costeiros da Cadeia Vitória-Trindade (**Figura I.6**). Não foi ouvido canto de baleia-jubarte nos pontos de escuta distribuídos nas áreas oceânicas (leste do Banco dos Abrolhos), arredores das Ilhas de Trindade e Martin Vaz e no Monte Columbia, apesar de que foram detectados visualmente grupos de baleias-jubarte na Ilha de Trindade e ao leste do Banco dos Abrolhos. Assim, os registros acústicos fornecem uma informação adicional que é a presença de outros grupos nos arredores engajados em comportamento de reprodução (canto). Baseado nestes indícios, uma maior

freqüência de avistagens e atividade reprodutiva foram encontradas em regiões mais rasas como os bancos costeiros da Cadeia Vitória-Trindade, adjacentes ao Banco dos Abrolhos, onde grupos com filhote, grupos competitivos e canto foram observados.

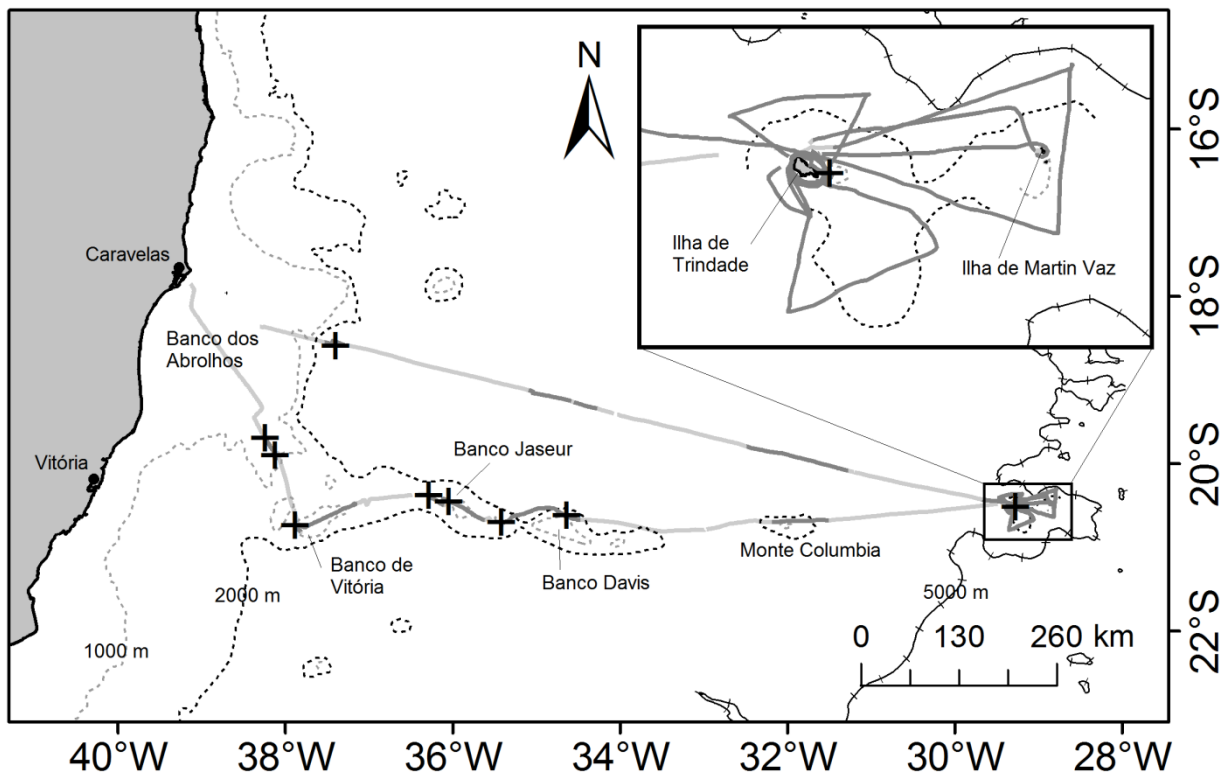


Figura I.5: Observações de grupos de baleia-jubarte (+) ao longo da Expedição Trindade, em 2010. Rota percorrida na linha cinza-clara e rota amostrada indicada pela linha cinza-escura.

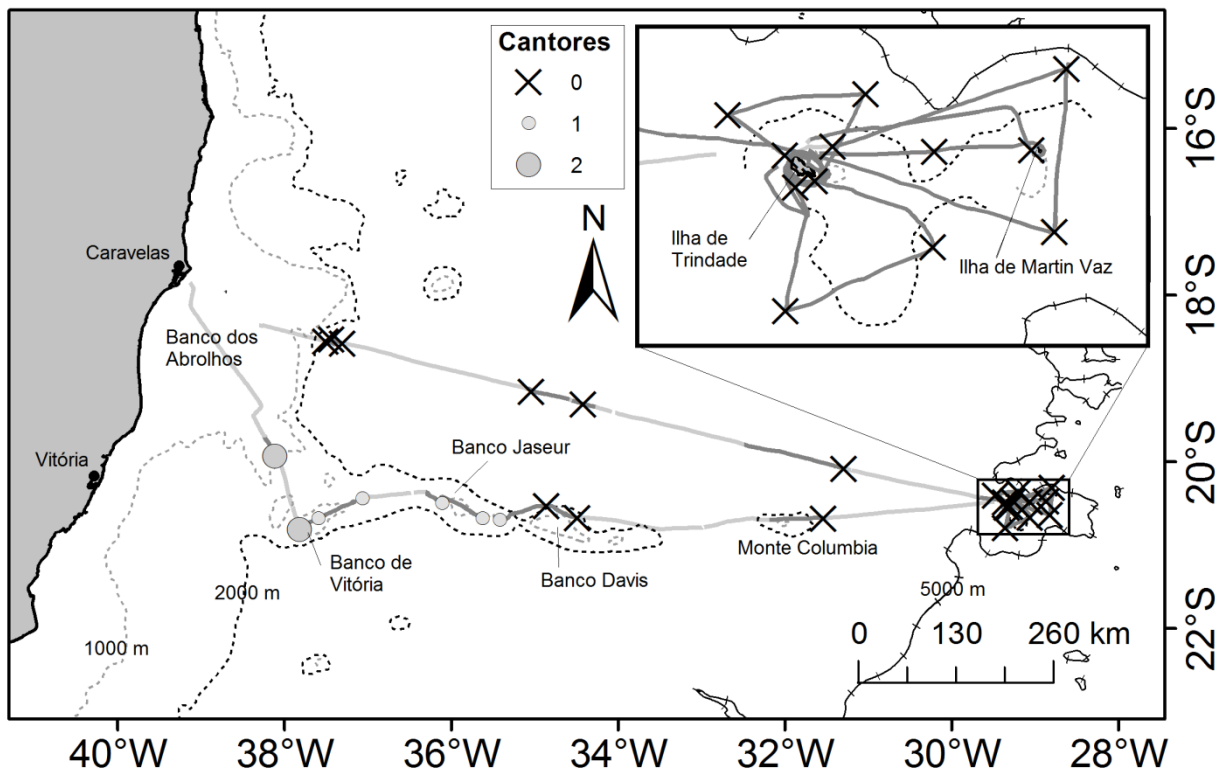


Figura I.6: Pontos de escuta ($n = 28$) ao longo da Expedição Trindade, em 2010, indicando quantos cantos diferentes foram detectados aurualmente em cada ponto (proporcional ao tamanho dos círculos).

Distribuição na costa brasileira

A distribuição da baleia-jubarte na costa brasileira pode ser descrita pelas duas amostragens realizadas por sobrevoo em 2005 e 2008, totalizando 642 grupos de baleia-jubarte observados e 7.099 milhas náuticas sobrevoadas em esforço. Apesar de grupos da espécie terem sido observados em praticamente toda a área de estudo, a distribuição principal evidenciada pelo método de kernel abrange a plataforma continental do Estado do Pernambuco à costa norte do Estado do Rio de Janeiro. Juntando diferentes fontes de informação, uma descrição da distribuição atual da baleia-jubarte em águas brasileiras pode ser resumida na **Figura I.7**, com um resumo dos registros descritos na **Tabela I.2**.

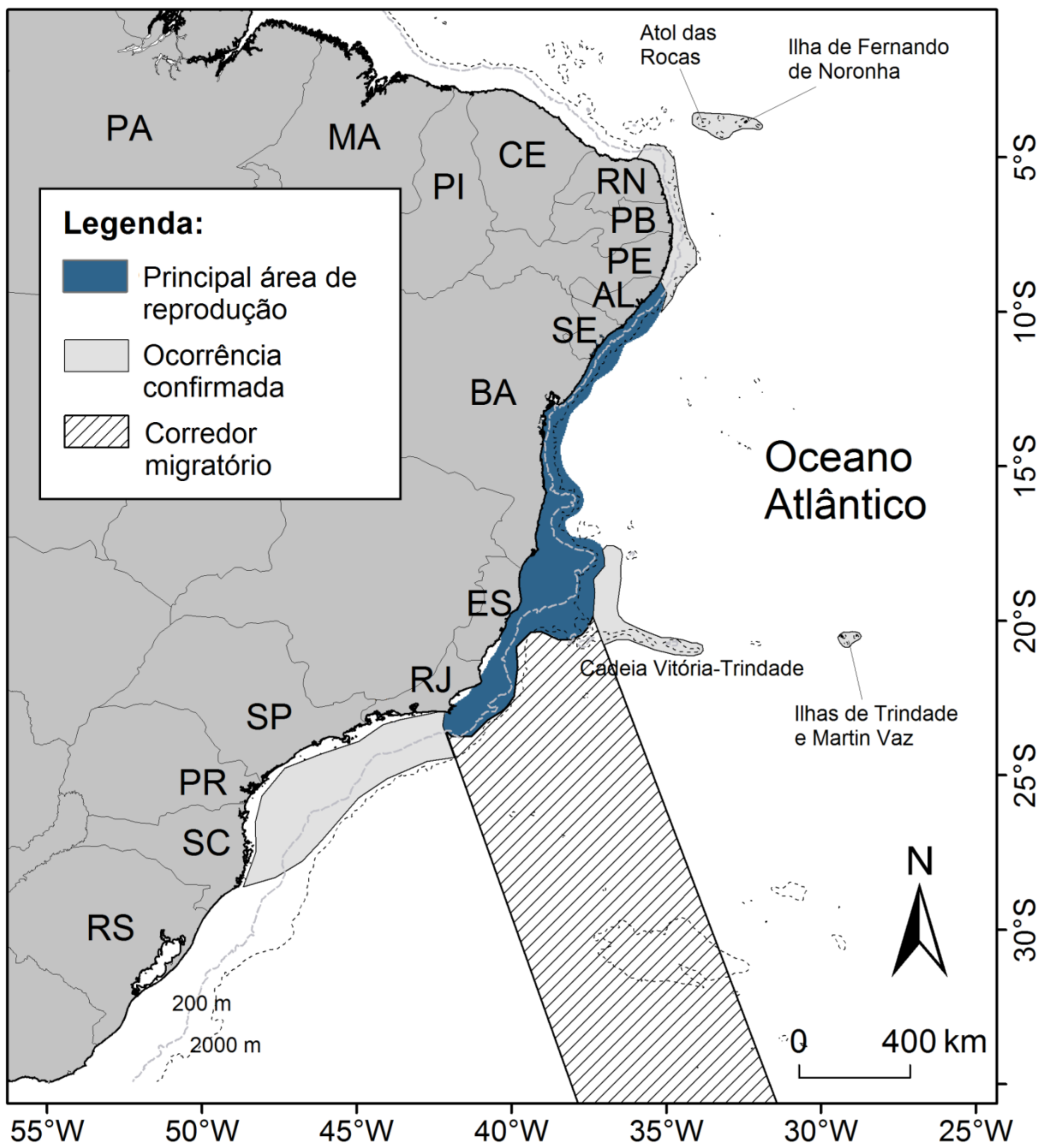


Figura I.7: Distribuição atual da baleia-jubarte na costa brasileira, Oceano Atlântico Sul Ocidental. Encalhes de animais mortos ocorrem aparentemente de forma contínua ao longo da costa dos Estados do Rio Grande do Sul até o Pará.

Tabela I.2: Fontes selecionadas de informação sobre a distribuição da baleia-jubarte na costa brasileira.

Referência*	Informação	Fonte da informação
Lodi (1994)	Registros no Arquipélago de Fernando de Noronha	Observações pontuais
Cremer (1996)	Registro próximo ao Cabo de Santa Marta, Estado de Santa Catarina	Observação pontual
Siciliano (1997)	Registros de concentração em volta do Arquipélago dos Abrolhos, registros na Ilha de Trindade, encalhes ao longo da costa brasileira	Amostragem sistemática, compilação de registros, observações pontuais
Zerbini et al. (2004)	Ausência de registros em uma região oceânica e registros ao longo da costa do nordeste	Amostragem sistemática
Andriolo et al. (2006)	Registros e áreas de concentração ao longo da costa brasileira	Amostragem sistemática
Engel & Marcovaldi (2007)	Registros ao longo da costa das regiões Sudeste e Nordeste	Amostragem sistemática
Rossi-Santos et al. (2008)	Diversos registros ao longo da costa norte do Estado da Bahia	Amostragem sistemática
Pretto et al. (2009)	Encalhe no Estado do Pará	Registro pontual
Andriolo et al. (2010)	Registros e áreas de concentração ao longo da costa brasileira	Amostragem sistemática
Ramos et al. (2010)	Diversos registros ao longo da costa das regiões Sudeste e Nordeste	Diversas amostragens sistemáticas
Silva & Godoy (2010)	Registros no Atol das Rocas	Observações pontuais
Zerbini et al. (no prelo b)	Corredores migratórios	Transmissores via satélite
Vítor L. Carvalho (com.pess.)	Encalhes e avistagens no Estado do Ceará	Amostragem sistemática e observações pontuais
Este trabalho	Registros na Ilha de Trindade, Cadeia Vitória Trindade e na região oceânica ao leste do Banco dos Abrolhos	Amostragem sistemática

* Em ordem cronológica da mais antiga para a mais recente.

Áreas de concentração

Entre 2001 e 2008 foram percorridas cerca de 15.600 milhas náuticas em linhas de transecção, e observados 1.448 grupos de baleias-jubarte. Independente da área amostral e do ano, as áreas de concentração estavam sempre localizadas dentro do Banco dos Abrolhos (**Figura I.8 e I.9**). A densidade das observações foi bastante heterogênea dentro da área de estudo. A ocorrência de uma área de concentração imediatamente ao sul do Arquipélago e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos é evidente em todos os anos (exceto 2003). Dependendo do ano, esta mancha pode ser observada a sudoeste (a partir do Banco Popa Verde), a sul e sudeste do Arquipélago dos Abrolhos. Em 2003, esta zona de maior densidade estava deslocada

para a região noroeste do Arquipélago dos Abrolhos, em direção ao continente. Uma segunda importante zona de maior densidade foi observada no sul do Banco dos Abrolhos, geralmente deslocada para a ponta sudeste do banco, em direção ao Banco Vitória. Em 2001 esta zona de concentração de baleias estava mais próxima da costa, ao largo da Foz do Rio Doce. Entre as duas áreas de concentração descritas acima, uma área de maior concentração (embora menor que as duas áreas do sul e do norte) também foi evidente no centro do Banco dos Abrolhos. Em 2008, as duas áreas de concentração do sul e do norte do banco estavam coalescidas em uma única grande área de concentração. Estas áreas de concentração se estenderam por regiões de 40 a 80 km de diâmetro.

Aparentemente, o formato e a extensão destas áreas de concentração também variaram entre os anos dentro do Banco dos Abrolhos e ao longo da costa. Em alguns anos, uma única mancha de maior densidade foi observada na área de estudo (*e.g.*, 2004 e 2008), com as observações mais concentradas no Banco dos Abrolhos. Em outros anos esta zona de maior densidade no Banco dos Abrolhos foi evidente, mas outras manchas de maior densidade de baleias apareceram espalhadas pela costa dos Estados da Bahia, Espírito Santo, Alagoas, Sergipe, Rio de Janeiro e Rio Grande do Norte (2002, 2003 e 2005).

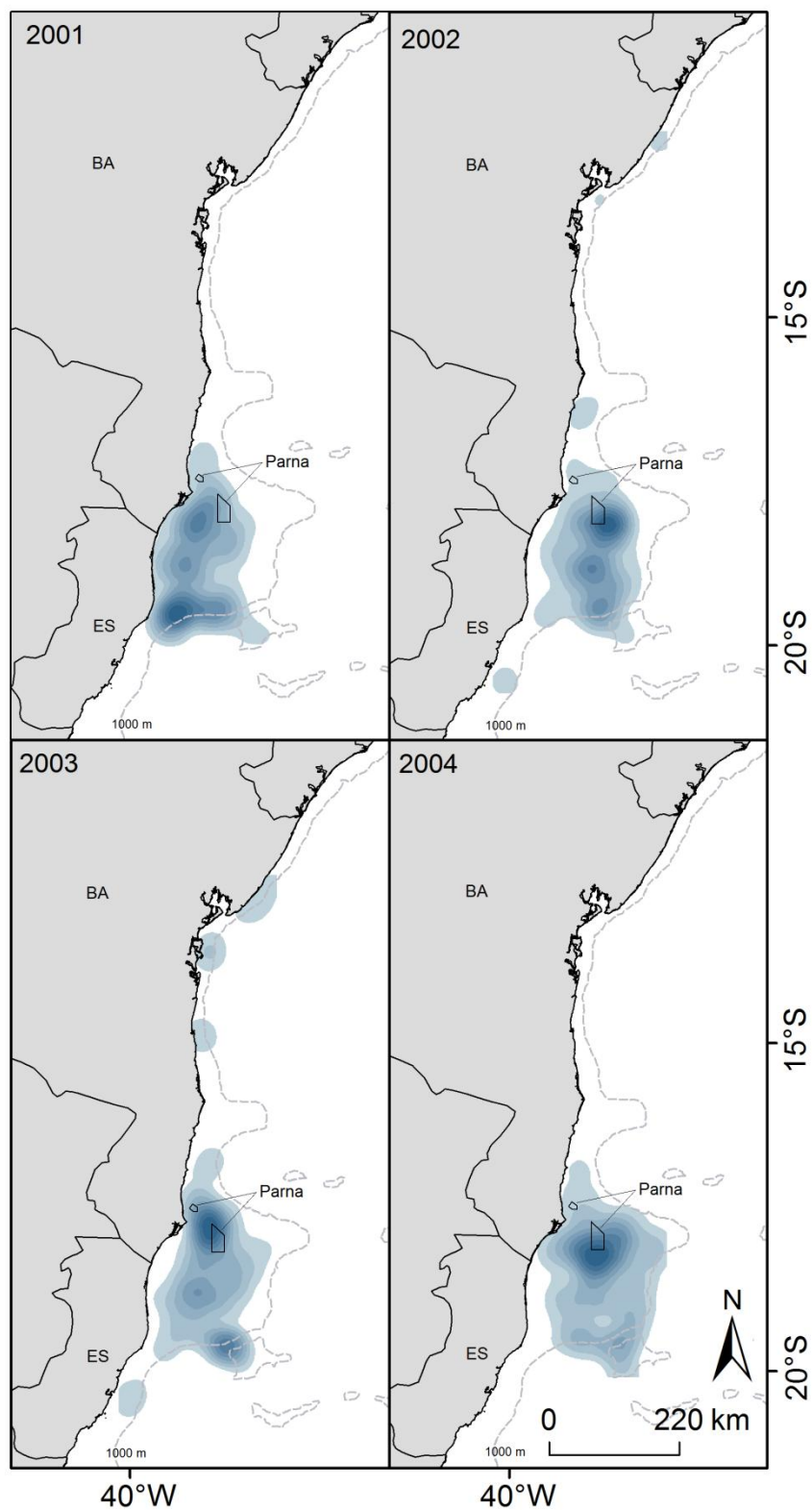


Figura I.8: Índice de densidade kernel das observações da baleia-jubarte na costa brasileira em sobrevoos entre os anos de 2001 a 2004. Azul escuro corresponde às zonas de maior densidade relativa. Parna: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.

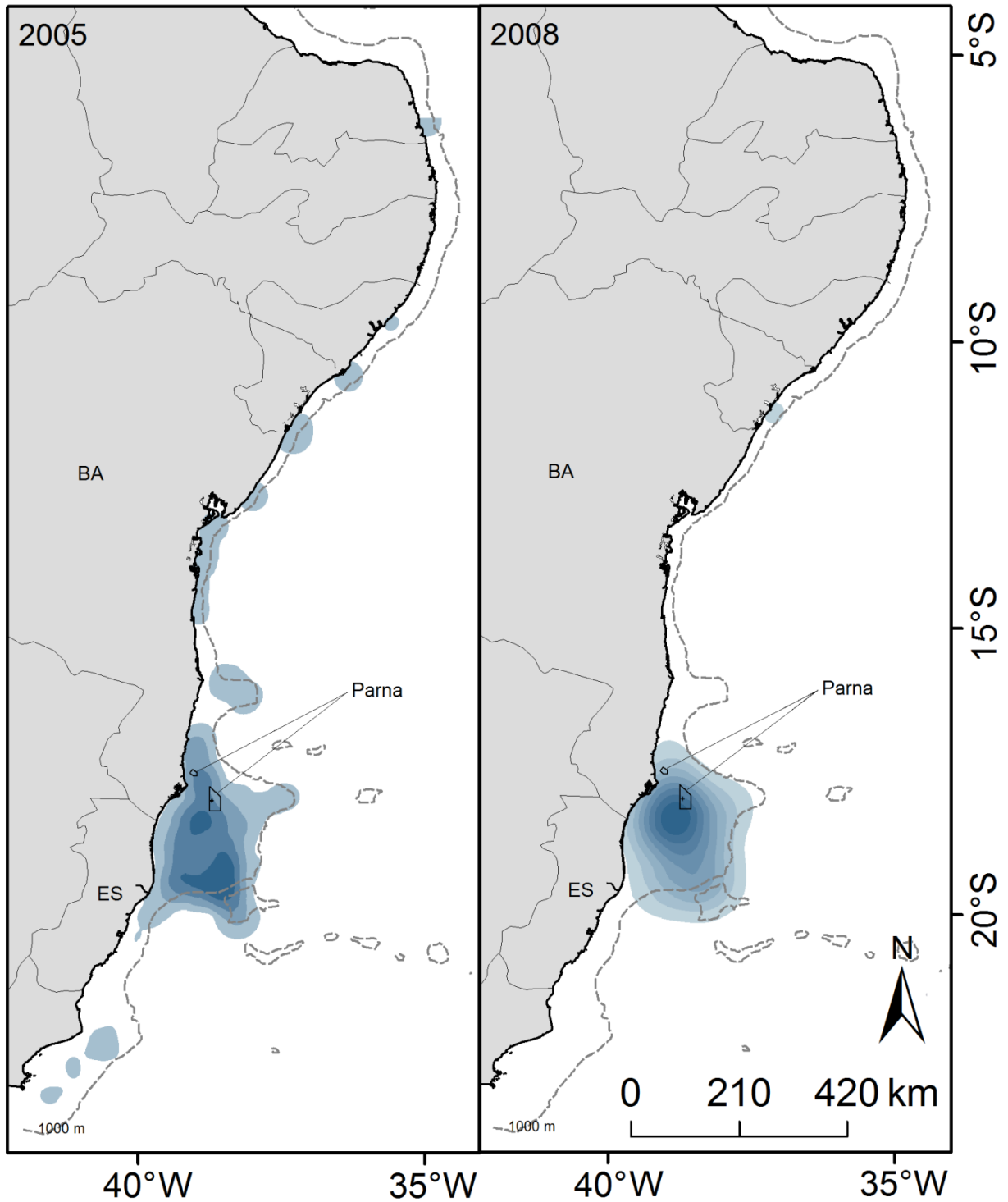


Figura I.9: Índice de densidade kernel de observações da baleia-jubarte na costa brasileira em sobrevoo nos anos de 2005 e 2008. Azul escuro corresponde às zonas de maior densidade relativa. Parna: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.

I.4 Discussão

Ocorrência em ilhas oceânicas brasileiras

Existem relatos anteriores sobre a ocorrência da baleia-jubarte no Arquipélago de Fernando de Noronha (Lodi, 1994) e Ilha de Trindade (Siciliano, 1997). Entretanto, a maioria destes registros foi feita de pontos de observação em terra, que têm uma limitação de cobertura espacial. As evidências sugeriam que grupos de baleia-jubarte freqüentavam estas localidades ao largo da costa brasileira anualmente, mas não era possível inferir qualquer grandeza de abundância da espécie. Isto gerou uma incerteza sobre o quanto estes possíveis indivíduos poderiam estar segregados em habitats periféricos, e formando sub-estoques dentro de uma grande área de reprodução (IWC, 2006).

Expedições dedicadas à observação de cetáceos através de embarcações têm a vantagem de cobrir uma área maior que observações feitas a partir de terra. Além disto, as taxas de encontro podem fornecer índices de abundância relativa. Além dos relatos pontuais de observação da espécie nas proximidades do Atol das Rocas (Silva & Godoy, 2010) e do Arquipélago de Fernando de Noronha e arredores (Lodi, 1994; Skaf & Secchi, 1994; Silva Jr., 2010), em 2004 uma expedição visitou estas duas localidades oceânicas na temporada reprodutiva (Engel & Marcovaldi, 2007). Apesar de o esforço de observação não resultar em observações de baleia-jubarte, uma espécie que pode ser facilmente localizada pelos borrifos e comportamentos à superfície, outros pequenos cetáceos menos conspícuos foram observados (como *Tursiops truncatus* - Baracho *et al.*, 2007). Como as ilhas oceânicas foram visitadas no final de outubro e começo de novembro, é possível que as baleias passem por estas ilhas na chegada da migração da Antártica, no começo da temporada. Em 2010, a primeira baleia-jubarte observada nos arredores do Arquipélago de Fernando de Noronha foi registrada no final do mês de junho (Aline Lobo, *com. pess.*). Entretanto, aparentemente não há diferença no número de observações entre os meses de julho a outubro (Lodi, 1994). Neste sentido, esforços sistemáticos de observação podem resultar em novas informações sobre variação temporal, ajudando a entender em qual contexto estas regiões oceânicas são utilizadas.

Os registros da ocorrência da baleia-jubarte na Ilha de Trindade são escassos e antigos, aparentemente concentrados entre os meses de agosto, setembro e outubro (Siciliano, 1997). Na Expedição Trindade, apesar de mais de 280 milhas náuticas terem sido navegadas em esforço de procura por cetáceos nos arredores das Ilhas de Trindade e Martin Vaz, somente um indivíduo

solitário de baleia-jubarte foi observado, durante seis dias de permanência na região. Na semana anterior a esta observação, uma fêmea com filhote foi fotografada próxima da costa nordeste da Ilha de Trindade por militares da Marinha do Brasil.

Assim, as principais ilhas oceânicas parecem reunir poucos grupos de baleias-jubarte por temporada. Aparentemente, estes grupos passam por estes pontos geográficos durante a migração ou em deslocamentos dentro ou entre áreas reprodutivas, permanecendo poucos dias nestas áreas de provável baixa densidade. As evidências sugerem, portanto, que o potencial de sub-estruturação do estoque reprodutivo do Atlântico Sul ocidental com sub-estoques em ilhas oceânicas é mínimo. Também são improváveis as rotas migratórias tendo como pontos principais a Ilha Trindade e Arquipélago de Fernando de Noronha (conforme Siciliano, 1997). A ideia de um corredor migratório de 500 a 800 km de largura, sugerida por dados de animais marcados com transmissores satelitais (Zerbini *et al.*, no prelo b), é mais coerente com os resultados obtidos durante a expedição. Resultados futuros de comparações dos indivíduos foto-identificados e análises genéticas devem ajudar a confirmar esta questão.

Distribuição no Brasil

Nos séculos passados, baleias-jubarte foram caçadas na costa do Brasil em diferentes localidades: no Estado da Paraíba (ver Williamson, 1975; Lodi, 1994), em Cabo Frio, no Estado do Rio de Janeiro (Williamson, 1975), e no Banco dos Abrolhos, no Estado da Bahia (Lodi, 1992). Animais mortos encalhados na costa foram registrados nos Estados do Rio Grande do Sul até o Pará (Pinedo, 1985; Cremer, 1996; Siciliano, 1997; Cherem *et al.*, 2004; Magalhães *et al.*, 2008; Pretto *et al.*, 2009; Meirelles *et al.*, 2009). Estes registros, entretanto, pela cobertura heterogênea espacial e temporal de esforço, não permitem conclusões sólidas sobre a distribuição da baleia-jubarte. Nenhuma amostragem anterior cobriu uma área tão extensa dos habitats reprodutivos da baleia-jubarte na costa brasileira quanto os sobrevoos de 2005 e 2008. Assim, assume-se que os dados obtidos nestes sobrevoos sejam os mais representativos da verdadeira distribuição da baleia-jubarte na costa brasileira.

Atualmente, a ocorrência e distribuição da baleia-jubarte nas costas leste e nordeste do Brasil é bem documentada por observações de animais vivos em amostragens sistemáticas (Martins *et al.*, 2001; Zerbini *et al.*, 2004; Morete *et al.*, 2008; Andriolo *et al.*, 2006; 2010; Rossi-Santos *et al.*, 2008; Wedekin *et al.*, 2010). A distribuição latitudinal das baleias-jubarte tem sido descrita como abrangendo desde a ponta extrema nordeste do Brasil (perto de 5°S) até

Cabo Frio (23°S) (Zerbini *et al.*, no prelo b). Ou seja, grupos da baleia-jubarte podem ser observados anualmente nas costas dos Estados de Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro, ao norte de Cabo Frio (Zerbini *et al.*, 2004; Engel & Marcovaldi, 2007; Ramos *et al.*, 2010).

De uma maneira geral, têm-se bastante claros os limites principais da distribuição na área de reprodução do Brasil. As baleias-jubarte são consideravelmente menos observadas depois de Cabo Frio, em direção à plataforma continental do Estado de São Paulo. Observações pontuais na costa leste do Estado do Rio Grande do Norte estão se tornando frequentes, enquanto registros de animais vivos ao norte desta região são raros. Existe uma única observação de um grupo de baleia-jubarte ao largo da costa do Estado do Maranhão (Ramos *et al.*, 2010), o limite norte das observações visuais na espécie no Brasil. Entretanto, a ausência de um esforço sistemático de amostragem nos estados acima de Rio Grande do Norte dificulta qualquer conclusão.

O limite leste de ocorrência, em regiões oceânicas e mais distantes da costa do Brasil, entretanto, foi pouco investigado. Regiões costeiras e oceânicas do Nordeste do Brasil foram amostradas entre 1999 e 2000 através de navios percorrendo linhas de transecção (Zerbini *et al.*, 2004). A baleia-jubarte foi observada em águas oceânicas (de até 750 m), mas a maioria das observações foi em águas mais rasas que 200 m (Zerbini *et al.*, 2004). Na frente de Praia do Forte, litoral norte do Estado da Bahia, a maioria das baleias-jubarte foi observada em águas mais rasas que 200 m (Rossi-Santos *et al.*, 2008). No Banco dos Abrolhos está a maior concentração de indivíduos da espécie na costa do Brasil (ver também Andriolo *et al.*, 2006; 2010) e nesta região a baleia-jubarte está concentrada em profundidades entre 13 e 21 metros, nos arredores do Arquipélago dos Abrolhos (Martins *et al.*, 2001).

Assim, parece sensato estabelecer como limite leste de distribuição reprodutiva da espécie na costa brasileira um critério de profundidade, sendo o limite da plataforma continental (águas de até 200 m) um critério coerente com as observações descritas acima. Entretanto, em algumas localidades próximas de regiões migratórias, como a Bacia de Campos, na costa do Estado do Rio de Janeiro, as profundidades em que a baleia-jubarte é observada são maiores que as profundidades normalmente observadas em sua área reprodutiva (ver Ramos *et al.*, 2010). Na porção sul do Banco dos Abrolhos isto também foi verificado (IBJ, dados não-publicados). As áreas de transição dos habitats rasos, utilizados na reprodução, para os habitats profundos, utilizados durante a migração, são importantes para a conservação desta espécie. A Cadeia

Vitória-Trindade parece ser um destes habitats de transição e pode funcionar como ponto de referência de partida e chegada do habitat reprodutivo. O talude da plataforma continental dos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo também pode ser considerado habitat-chave da espécie pelo mesmo motivo (ver Zerbini *et al.*, 2006; no prelo b).

Desta forma, quando pensamos na conservação desta espécie no Brasil, devemos prestar especial atenção tanto para o habitat reprodutivo, quanto para o habitat migratório, bem como as regiões de transição entre estes dois habitats. Com base nas informações disponíveis até o momento, uma ampla faixa migratória chega ao sul do Banco dos Abrolhos e Cadeia Vitória-Trindade (Zerbini *et al.*, no prelo b), passando por águas profundas (> 200 m) dos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo. Esta faixa é importante durante a passagem do maior contingente migratório na chegada ao Brasil, de junho a julho e, na partida do Brasil, entre outubro e novembro. Deve-se resguardar também o habitat reprodutivo, que inclui águas da plataforma continental (até 200 m de profundidade) nos Estados do Rio de Janeiro (a leste de Cabo Frio), Espírito Santo, Bahia, Sergipe e Alagoas. Com o crescimento verificado da população (Ward *et al.*, no prelo), a plataforma continental dos Estados de Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte podem se tornar importantes regiões de reprodução, como já vem se verificando em estados como Alagoas e Sergipe, onde manchas de maior densidade foram observadas no último ano dos levantamentos aéreos (2008).

Inevitavelmente a preocupação se volta para atividades humanas que possam oferecer distúrbio aos habitats vitais desta espécie. Uma importante restrição às atividades sísmicas deve ocorrer tanto em habitats reprodutivos, como em habitats migratórios. Rotas de grandes embarcações cruzando estes habitats também devem ser planejadas de forma a evitar distúrbios ao comportamento da espécie (Sousa-Lima & Clark, 2008) e atropelamentos (Marcondes & Engel, 2009). Um fato que preocupa é o grande incremento das regiões de perfuração e exploração de petróleo em grandes profundidades, que acontecerá justamente dentro ou próximo do corredor de migração das baleias, ou adjacentes a importantes habitats reprodutivos como o Banco dos Abrolhos. Um acidente das proporções do que aconteceu em 2010 no Golfo do México, costa sul dos Estados Unidos da América, pode afetar de forma negativa e drástica a população reprodutiva da baleia-jubarte que reproduz no Brasil e seus habitats.

Distribuição e concentração anual

A conclusão de que as baleias-jubarte se concentram no Banco dos Abrolhos dentro de sua área de reprodução na costa brasileira já tinha sido postulada por estudos anteriores com este mesmo banco de dados coletados em sobrevoos (Martins, 2004; Andriolo *et al.*, 2006; 2010). Adicionam-se neste estudo os resultados obtidos no ano de 2008, em sobrevoos que cobriram a mesma área de estudo de 2005 (entre os Estados de Rio Grande do Norte e Rio de Janeiro). Além disto, analisaram-se as concentrações de uso com o uso de índices de densidade kernel, estimados a partir das observações (conforme Martins, 2004). Uma importante discussão sobre o desenho de áreas marinhas protegidas no Banco dos Abrolhos (ou no jargão brasileiro, Unidades de Conservação) advém destes resultados. É óbvia a importância do Banco dos Abrolhos para este estoque reprodutivo de baleias-jubarte, pois a maior parte desta população reprodutiva se encontra concentrada neste grande banco de águas mais rasas. Seu limite sul está voltado para o final do corredor migratório, enquanto a região norte possui bancos recifais que podem atenuar a energia da Corrente do Brasil, que corre do norte para ao sul, paralela à costa da região nordeste do Brasil, criando condições favoráveis para a cria de filhotes.

De uma maneira geral, os padrões de áreas de concentração dentro do Banco dos Abrolhos tenderam a se repetir em anos diferentes. Duas importantes regiões dentro do banco são identificadas como habitats críticos para a espécie no Oceano Atlântico Sul: (1) a região em torno do Arquipélago dos Abrolhos e Parque Nacional Marinho dos Abrolhos; e (2) a região sul do Banco dos Abrolhos. Apesar da consistência de localização destas manchas de maior densidade kernel, sua extensão e forma variaram entre os anos. Estas variações anuais, segundo Martins (2004), são decorrentes de mudanças temporais no ambiente (como oceanográficas e climáticas). Diferenças no pico de maior abundância entre temporadas (Morete *et al.*, 2008), pequenas variações das épocas amostradas em cada sobrevoos, a variação individual de deslocamentos dentro da área reprodutiva (Zerbini *et al.*, 2006; Wedekin *et al.*, 2010) e variáveis dinâmicas do habitat como a temperatura, vento, correntes e turbidez podem ser responsáveis pelas variações encontradas nas áreas de concentração.

Importantes considerações foram feitas com relação ao desenho de áreas protegidas visando a conservação da baleia-jubarte em seu habitat reprodutivo (*e.g.*, Martins, 2004; Wedekin *et al.*, 2010). A proteção efetiva de sua maior área de concentração no Banco dos Abrolhos é crucial. O atual desenho do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos é insuficiente para proteger as baleias-jubarte que reproduzem e criam seus filhotes no Brasil, pois o mesmo

abrange somente uma pequena parte das áreas de maior concentração da baleia-jubarte no Banco dos Abrolhos. Neste sentido uma ampliação dos limites do Parque dos Abrolhos em qualquer direção, mas especialmente ao sul e sudoeste, traria benefícios para a conservação da baleia-jubarte. Esta ampliação já vem sendo discutida e beneficia outros grupos bióticos de extrema importância na região, como bancos de algas calcárias e recifes de corais.

A zona de amortecimento do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos também assume uma importante função de compensar o pequeno tamanho do parque, garantindo que impactos como o derramamento de petróleo não afetem o parque nas condições predominantes de vento e correntes (ver Marchioro *et al.*, 2005). Esta zona de amortecimento foi decretada em 2006 através de portaria do IBAMA de número 39/2006. Entretanto, a mesma foi derrubada por uma liminar da justiça em 2007. Dado este contexto, uma estratégia alternativa seria propor uma nova Unidade de Conservação no sul do Banco dos Abrolhos, de maneira a abranger uma porção maior da área de concentração de baleias-jubarte. Sua efetividade depende do seu tamanho, devendo estar ajustada à escala espacial dos deslocamentos da baleia-jubarte na área reprodutiva. Um mosaico de áreas protegidas marinhas, abrangendo uma grande área, parece ser a melhor alternativa para proteger o Banco dos Abrolhos e sua biodiversidade.

CAPÍTULO II: MODELOS DE USO DE HABITAT DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA BRASILEIRA

PALAVRAS-CHAVE: levantamento aéreo, Oceano Atlântico Sul Ocidental, Sistema de Informações Geográficas, SIG, batimetria, uso de habitat, modelos aditivos generalizados

II.1 Introdução

A baleia-jubarte é observada em áreas costeiras e da plataforma continental ao longo de sua distribuição mundial, atravessando frequentemente regiões profundas durante a sua migração anual (Clapham & Mead, 1999). Sua migração anual, portanto, cobre um amplo gradiente latitudinal que pode ser dividido em três habitats distintos e vitais para a espécie: área de alimentação, de migração e de reprodução. As funções específicas que estes ambientes desempenham na vida das baleias certamente são refletidas nas características distintas destes habitats, e geram uma simplificação conveniente na interpretação dos padrões de uso de habitat. Apesar de registros pontuais e raros de alimentação da baleia-jubarte fora de regiões produtivas de altas latitudes onde se alimentam (*e.g.*, Danilewicz *et al.*, 2009; Alves *et al.*, 2009), a procura por alimentos certamente não exerce pressão no comportamento da espécie em seu habitat reprodutivo (Clapham, 1996). Isto contrasta com o foco que se dá na maioria dos outros estudos sobre uso de habitat em cetáceos, onde as características do habitat geralmente são interpretadas como propícias para a concentração de determinadas presas e, indiretamente, afetam a presença dos cetáceos (*e.g.*, Hui, 1979; Baumgartner, 1997; Allen *et al.*, 2001; Hastie *et al.*, 2004). Esta constatação foi feita em outros estudos sobre uso de habitat em áreas reprodutivas com a baleia-franca-austral (Elwen & Best, 2004a) e com a baleia-jubarte (Ersts & Rosenbaum, 2003).

Sem o fator presa, restam duas atividades fundamentais relacionadas com a reprodução das baleias: procurar um parceiro reprodutivo e criar o filhote em seu período mais vulnerável, nos seus primeiros meses de vida. Estes habitats tropicais são propícios para o nascimento e a amamentação destes filhotes. A importância de considerar fatores comportamentais e sociais já foi destacada em outros estudos (Ersts & Rosenbaum, 2003; Elwen & Best, 2004a; Hastie *et al.*, 2004). No Banco dos Abrolhos, já foi demonstrado que os grupos de fêmeas com filhotes

tendem a ser observados mais próximos do Arquipélago dos Abrolhos e em águas mais rasas (Martins *et al.*, 2001). Grupos competitivos, que muitas vezes envolvem atividade intensa de superfície e interações agonísticas entre machos, são observados em águas mais profundas. Este é certamente um caminho natural de qualquer estudo de uso de habitat da baleia-jubarte. Entretanto, muitas questões básicas sobre como a baleia-jubarte usa sua área de reprodução permanecem abertas.

Em regiões tropicais reprodutivas, a baleia-jubarte se agrega em volta de ilhas e recifes de coral (Clapham & Mead, 1999). Em uma escala global, as baleias-jubarte parecem escolher estas áreas de reprodução com base na temperatura da água (Rasmussen *et al.*, 2007). Ersts & Rosenbaum (2003: 307) resumem, citando diferentes autores, que as baleias-jubarte se agregam em regiões próximas da costa e sobre ‘baixios’, bancos e sistemas recifais longe da costa. Os mesmos autores ressaltam que características específicas do habitat da baleia-jubarte em águas tropicais permanecem ‘largamente desconhecidas’. De fato, poucos estudos específicos sobre o uso de habitat da baleia-jubarte em suas áreas de reprodução existem (*e.g.*, Félix & Haase, 2005; Oviedo & Solís, 2008).

Inúmeras formas de investigar as relações entre cetáceos e seus habitats têm sido empregadas nas últimas décadas, sendo impossível identificar algum método analítico unânime entre estes estudos. As plataformas de pesquisa utilizadas nestes estudos foram pontos fixos em terra (Frankel *et al.*, 1995), pequenas embarcações (*e.g.*, Karczmarski *et al.*, 2000; Ingram & Rogan, 2002; Bräger *et al.*, 2003), navios ou grandes embarcações (Redfern *et al.*, 2008); aviões ou helicópteros (*e.g.*, Schick & Urban, 2000; Elwen & Best, 2004b), plataformas de oportunidade (Ferrero *et al.*, 2002), ou métodos remotos como bóias acústicas passivas (Frankel *et al.*, 1995) e marcação com transmissores VHF ou satelitais (*e.g.*, Martin & Silva, 2004; Dalla-Rosa *et al.*, 2008). As variáveis de habitat consideradas incluem características físicas e estáticas do habitat como a profundidade, declividade e geomorfologia (*e.g.*, Hui, 1979; Naud *et al.*, 2003); variáveis dinâmicas como temperatura ou salinidade (Davis *et al.*, 1998); variáveis bióticas como abundância de presas ou presença de predadores (*e.g.*, Allen *et al.*, 2001; Heithaus & Dill, 2006; Laidre *et al.*, 2010); e/ou variáveis antropogênicas (Schick & Urban, 2000). Outra forma é definir os tipos de habitats baseado em uma combinação de características que os distinguem (*e.g.*, Allen *et al.*, 2001; Martin *et al.*, 2004). A integração destas variáveis frequentemente é feita através de Sistemas de Informações Geográficas – SIG (*e.g.*, Elwen & Best, 2004a; Parra *et al.*, 2006; Laidre *et al.*, 2010).

Os métodos analíticos frequentemente incluem algum teste de hipótese de que a frequência de uso do habitat pelo animal ou população é desproporcional ao que foi amostrado (heterogêneo) e/ou ao que se julga estar disponível ao animal (*e.g.*, Hui, 1979; Baumgartner, 1997; Ingram & Rogan, 2002). Este uso desproporcional é interpretado no sentido mais amplo da palavra como preferência dos animais por algum atributo que o pesquisador interpreta como características do habitat. Outra abordagem comum é comparar o uso de habitat entre diferentes espécies por análises de variância (*e.g.*, Davis *et al.*, 1998; Rossi-Santos *et al.*, 2006). As diferenças entre espécies podem ser interpretadas como diferenças de nichos ecológicos e preferência de habitat por estas espécies. Estudos de uso de habitat em ambientes marinhos tipicamente envolvem habitats complexos, tridimensionais, dinâmicos e com múltiplas variáveis que podem explicar o padrão de ocupação pelos organismos. Por isto, técnicas multivariadas também têm sido largamente utilizadas (*e.g.*, Jaquet & Whitehead, 1996; Ferrero *et al.*, 2002), além de outras abordagens estatísticas de análise (*e.g.*, Allen *et al.*, 2001; Parra *et al.*, 2006; Oviedo & Solís, 2008).

Recentemente, a modelagem dos habitats dos cetáceos tem recebido grande atenção (Redfern *et al.*, 2006; Mathiopoulos & Aarts, 2010). Procurou-se neste estudo explorar as relações entre a baleia-jubarte e seus habitats através da construção de modelos. A filosofia empregada nas análises, portanto, difere substancialmente de muitos estudos sobre as relações entre cetáceos-habitat realizados até o momento. Menos peso é dado ao teste de hipóteses, e mais peso é dado para a seleção do melhor modelo entre um conjunto de modelos candidatos. Muitas destas técnicas de modelagem exigem métodos intensivamente computacionais e, portanto, se tornaram disponíveis à maioria dos pesquisadores somente na última década, bem como softwares livres que permitem a construção destes modelos.

Dentre outras funções, estes modelos nos ajudam a entender os processos ecológicos que determinam a distribuição das espécies e de suas populações (Royle & Dorazio, 2008). Dentre as aplicações práticas da modelagem de uso de habitat dos cetáceos, pode-se destacar a identificação de habitats críticos gerando subsídios para o desenho de áreas protegidas (Cañadas *et al.*, 2005), redução da incerteza em estimativas de parâmetros vitais como a densidade e abundância (Forney, 2000; Hedley & Buckland, 2004), ou ainda gerar previsões dos efeitos de mudanças climáticas globais sobre os ambientes aquáticos dos quais os cetáceos dependem.

O objetivo deste capítulo foi investigar as relações entre a baleia-jubarte e seus habitats reprodutivos na costa brasileira, investigando quais variáveis físicas do habitat influenciam a presença e concentração da baleia-jubarte dentro de sua região reprodutiva.

II.2 Material & Métodos

Área de estudo e coleta de dados

Foram utilizados os dados dos sobrevoos realizados nos anos de 2005 e 2008, que cobriram águas da plataforma e talude continental do Brasil entre as latitudes 5° e 24°S (Andriolo *et al.*, 2010; **Capítulo I** deste trabalho). As linhas foram desenhadas de maneira a cobrir da costa até a isóbata de 500 m, mas na prática, devido à grande declividade do talude continental da área de estudo, foram amostradas regiões mais profundas também. As posições geográficas e número de indivíduos em grupos de baleia-jubarte foram registrados ao longo de uma malha sistemática de linhas de transecção que percorreram a costa no pico da temporada reprodutiva de baleias (meados de agosto a meados de setembro). As linhas de transecção foram desenhadas de maneira a cobrir a área de estudo homogeneamente, desenhadas em zig-zag ou paralelas, posicionadas de maneira perpendicular à costa (ver Andriolo *et al.*, 2010). Em 2005 foram percorridas 194 linhas de transecção sendo as paralelas espaçadas em aproximadamente 25 km. Em 2008 foram percorridas 84 linhas de transecção espaçadas em 45 km. A altitude do sobrevoos também variou de 500 pés em 2005 a 1.000 pés em 2008.

Sistema de Informações Geográficas (SIG)

Um Sistema de Informações Geográficas (SIG) foi montado para a área de estudo e serviu de base para todas as análises espaciais, realizadas no programa ArcMap do pacote de programas da ESRI denominado ArcGIS (versão 10). Todas as informações espaciais foram utilizadas na projeção de Albers (*South America Albers Equal Area Conic*). A camada básica de dados foi a linha de costa do Brasil. As linhas de transecção para cada ano e as posições dos grupos de baleias-jubartes (associados a informações de tamanho) foram posteriormente incluídas ao SIG.

A área de estudo foi então dividida num grid com quadrantes de igual tamanho: de 27 x 28 km, totalizando 256 quadrantes em 2005; e de 53 x 55 km, totalizando 76 quadrantes em

2008 (**Figura II.2**). Cada quadrante, que foi a unidade de análise, foi atravessado por uma linha de transecção. Os estudos abordando diferentes escalas espaciais têm sido tipicamente realizados explorando o poder das variáveis explanatórias em diferentes tamanhos (escalas) da unidade de análise (Jaquet & Whitehead, 1996; Elwen & Best, 2004a; 2004b; Redfern *et al.*, 2006). Duas meso-escalas espaciais (da ordem de grandeza de dezenas de quilômetros), portanto, foram investigadas aqui.

A batimetria da área de estudo foi obtida através do modelo ETOPO1 (Amante & Eakins, 2009). ETOPO1 é um modelo mundial da topografia disponível na internet, obtido de várias fontes distintas de informação. É possível especificar qualquer grid de latitude e longitude do globo terrestre e obter dados de elevação em um intervalo mínimo de 1 minuto de distância entre cada ponto (resolução de 1.852 metros). Uma tabela com as posições geográficas e respectivas elevações foi obtida para uma área retangular que abrangeu a área de estudo dos sobrevoos. A tabela foi importada para o programa ESRI ArcMap, onde esta superfície de pontos foi interpolada para geração do modelo batimétrico (*raster*) pelo método de IDW (~ *Inverse Distance Weighted*) através da extensão Spatial Analyst (**Figura II.1**). O modelo batimétrico também foi usado para gerar outra superfície *raster* com o aspecto da batimetria usando a extensão Spatial Analyst. O aspecto predominante da batimetria indica para qual direção o fundo marinho está voltado. Um fundo voltado para o norte, leste ou sul, no caso da costa brasileira, podem resultar em diferentes formas de interação com as correntes marítimas predominantes, como a Corrente do Brasil (que corre do norte para o sul, paralela à costa). Além do aspecto predominante considerou-se também a diversidade e dominância do aspecto, que refletem a rugosidade ou heterogeneidade do fundo marinho.

Diferentes formações coralíneas podem ser encontradas na costa brasileira, com uma ampla distribuição na costa Leste e Nordeste do Brasil (Hetzl & Castro, 1994). Como possível variável explicatória da distribuição da baleia-jubarte considerou-se apenas os bancos recifais do norte do Banco dos Abrolhos, que formam extensas barreiras, pois se assume que este tipo de recife tenha maior significância no habitat das baleias. Um possível efeito dos recifes em franja, adjacentes a diversas praias do nordeste, bem como dos rios que deságuam na área de estudo, está representado pela variável “Distância da costa”. A latitude foi considerada como variável do habitat por representar um gradiente de distância do destino migratório. Espera-se que um animal leve em conta os melhores habitats também considerando se ele vai ter que gastar mais

ou menos energia de deslocamento. Como este gradiente é tipicamente norte-sul, a latitude é um bom índice para este possível efeito.

Para cada quadrante foram sumarizadas as informações de cada variável do habitat, sendo elas (**Tabela II.1**): (1) profundidade média (em metros); (2) gradiente de profundidade (em metros); (3) aspecto predominante (dentre as direções norte, nordeste, leste, sudeste); (4) diversidade do aspecto (índice de diversidade); (5) dominância do aspecto (índice de dominância); (6) distância da costa (em quilômetros); (7) distância do complexo recifal de Abrolhos (em quilômetros); (8) largura da plataforma continental (em quilômetros); e (9) latitude em graus Sul.

Tabela II.1: Descrição das variáveis físicas do habitat medidas para cada quadrante na área de estudo da baleia-jubarte na costa brasileira.

Variável de habitat	Abreviação	Descrição
Profundidade média	ProfM	A partir do modelo batimétrico interpolado pelo método IDW com dados da base ETOPO-NOAA, com resolução de 1 minuto
Gradiente de profundidade	GProf	Profundidade máxima do quadrante menos a profundidade mínima segundo o modelo ETOPO-IDW
Aspecto predominante	AspPred	Aspecto derivado do modelo ETOPO-IDW. Cada célula raster contida no quadrante foi amostrada e sumarizada em histogramas com 8 classes iguais entre 0 e 360 graus (direções N, NE, E, SE, S, SW, W e NW). Cada quadrante foi classificado com base no aspecto mais freqüente.
Diversidade do aspecto	AspDiv	Para cada quadrante um histograma com 10 classes iguais entre 0 e 360 graus foi gerado com base na freqüência de células rasters em cada classe. Um índice de diversidade de aspectos em cada quadrante foi obtido contando o número de classes do histograma com registros (contendo pelo menos uma célula raster classificada na classe) e dividindo-se pela raiz quadrada do número de células raster amostradas.
Dominância do aspecto	AspDom	Do mesmo modo que AspDiv acima, um índice de dominância foi calculado para cada quadrante dividindo o número de células raster na classe que continha mais células pelo número total de células raster amostradas.
Distância da costa	Dcosta	Distância da linha de costa até o centro do quadrante
Distância de bancos de coral	Dcoral	Menor distância do complexo recifal de Abrolhos até o centro do quadrante
Largura da plataforma continental	LPlatC	Distância da costa até a isóbata de 200 m passando pelo centro do quadrante
Latitude	Lat	Latitude em graus no centro do quadrante

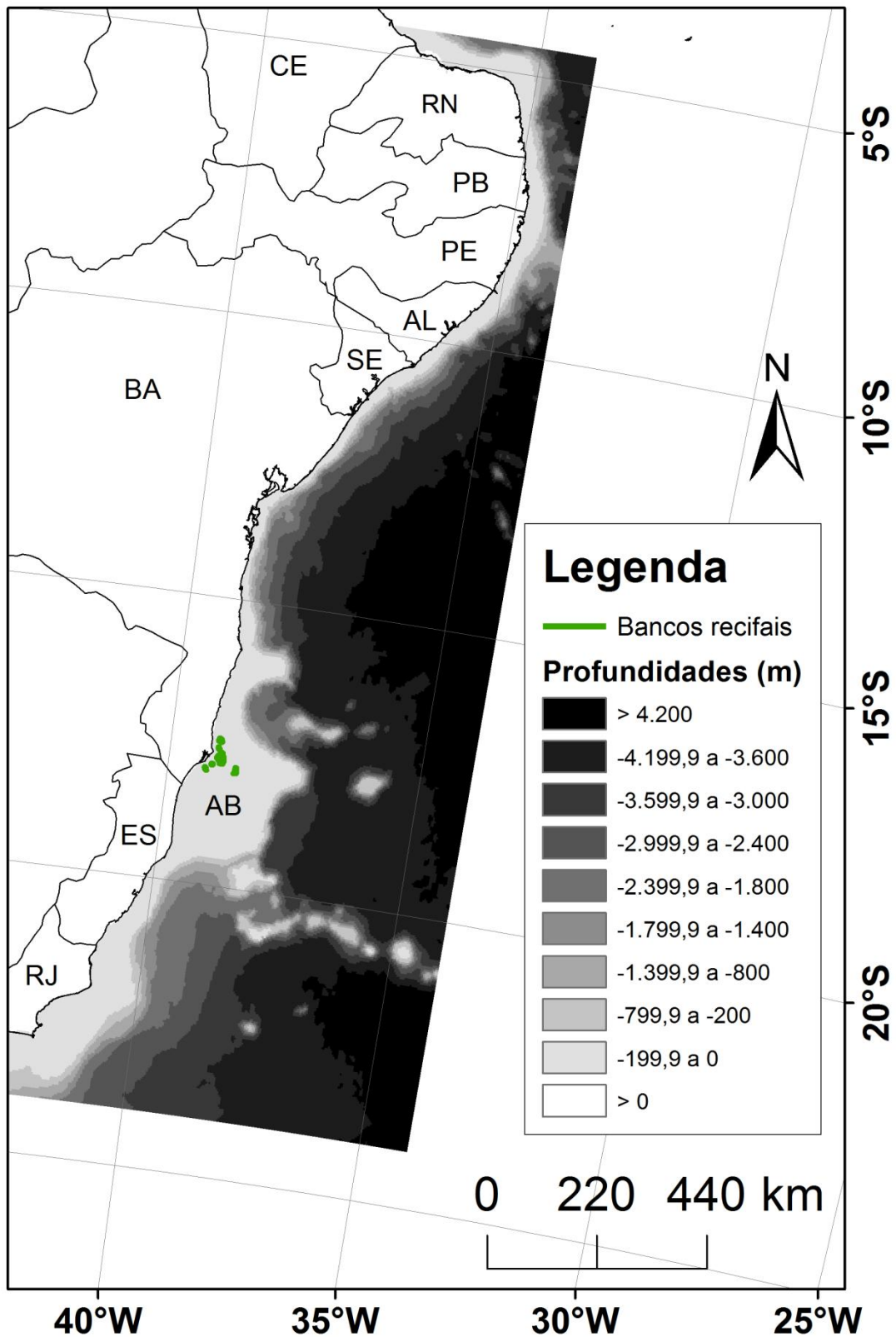


Figura II.1: Batimetria da área de estudo na costa leste e nordeste do Brasil a partir de dados do modelo ETOPO1, um minuto de resolução (Amante & Eakins, 2009), interpolado pelo método IDW. AB: Banco dos Abrolhos.

Análise dos dados

Foram gerados modelos de habitat para cada ano separadamente (2005 e 2008) usando o software livre “R”, versão 2.10.1 (R Development Core Team, 2009). O modelo de habitat usado teve como variável resposta ou dependente o número de baleias contado em cada quadrante (que mede a intensidade de uso do quadrante pelas baleias) e uma série de variáveis explanatórias ou independentes que descrevem características físicas do habitat. A questão principal é sobre qual modelo descreve melhor os dados (Burnham & Anderson, 2002), e quais variáveis explanatórias devem ser incluídas neste modelo.

Primeiramente, gerou-se uma plotagem exploratória dos dados sob a forma de diagramas de dispersão entre todas as variáveis. Esta plotagem ajuda a diagnosticar possíveis correlações entre as covariáveis ambientais (um problema chamado de colinearidade) e relações importantes entre a variável resposta (contagem das baleias) e as covariáveis ambientais (ver Zuur *et al.*, 2007; 2009). Valores extremos, excesso de zeros na variável resposta, heterogeneidade das variâncias entre as variáveis e outras características dos dados podem ser detectados nesta fase, e determinam quais modelos podem ser usados ou não. Uma relação não-linear entre a variável resposta e as variáveis explanatórias também pode ser visualizada.

Além da inspeção visual dos gráficos, outras duas formas foram utilizadas para verificar a colinearidade das variáveis explanatórias: uso de coeficientes de correlação entre as variáveis e o cálculo de fatores de inflação da variância (~ *variance inflation factor* – VIF). O coeficiente de correlação de Pearson varia de -1 (correlação negativa) a 1 (correlação positiva), e 0 indica a ausência de correlação. Para calcular o GVIF (~ *Generalized Variance Inflation Factor*) de cada variável explanatória, primeiramente foram construídos modelos lineares generalizados (~ *Generalized Linear Models* – GLM) para cada ano com todas as variáveis de habitat como variáveis explanatórias e o número de baleias em cada quadrante como variável resposta usando a função “glm” do pacote “stats” do programa “R” (R Development Core Team, 2009). Apesar de ser paramétrico, o GLM é uma extensão mais flexível do modelo de regressão linear, onde a variável Y (resposta) pode assumir outras distribuições da família exponencial além da distribuição normal (McCullagh & Nelder, 1989; Dobson, 2002) (**Tabela II.2**). No caso de contagens de indivíduos, uma distribuição de Poisson é mais adequada porque as contagens são números inteiros e positivos. Assim, usou-se um GLM com distribuição de Poisson e função de

ligação log (\sim *log link*). Neste caso particular, os resultados do GLM não interessam, mas somente os valores de GVIF. Um GVIF maior que três indica um alto grau de colinearidade para aquela variável (Zuur *et al.*, 2009). A raiz quadrada de GVIF nos diz quanto o erro padrão dos parâmetros relacionados a cada variável específica está inflado por outras variáveis no modelo. Este procedimento ajuda a identificar casos de variáveis correlacionadas, mas outro problema que se deve considerar também, no caso de modelos não lineares, é a ‘concurvidade’ entre as variáveis (Hastie & Tibshirani, 1986), que foi inspecionada visualmente através dos diagramas de dispersão.

Modelos aditivos generalizados (\sim *Generalized Additive Models – GAM*) são extensões não-paramétricas dos GLM (Hastie & Tibshirani, 1986; Yee & Mitchell, 1991). Têm sido considerados flexíveis formas de modelar a relação de cetáceos com seus habitats (*e.g.*, Forney, 2000; MacLeod & Zuur, 2005; Mathiopoulos & Aarts, 2010). Uma das vantagens do uso de GAM é que a forma da função não é paramétrica, como a regressão linear ou GLM, que assumem relações lineares entre a variável resposta e as variáveis explanatórias (Faraway, 2006). Um GAM usa uma ou mais funções de suavização (\sim *smoothing*) para determinar a forma da relação entre a variável resposta e cada variável explicativa. Um GAM contendo um grau de liberdade, o mínimo que se pode “suavizar” em uma relação entre duas variáveis, é equivalente a um modelo de regressão linear. Portanto, a regressão linear pode ser considerada um caso especial de GAM.

Construiu-se o GAM com uma função de ligação log (Poisson GAM) (Hastie & Tibshirani, 1990; Wood, 2006; Hastie, 2011). A variável “Aspecto Predominante” foi incluída como fator de maneira paramétrica nos modelos. Portanto, os modelos testados foram semi-paramétricos quando incluíam esta variável explanatória.

Um critério inicial para a construção dos modelos foi não incluir nenhuma das variáveis correlacionadas ao mesmo tempo em um modelo. O desempenho do GAM é prejudicado se interações fortes existirem entre as variáveis (Faraway, 2006). A partir disto, o melhor modelo foi escolhido com base no menor AIC (Critério de Informação de Akaike) (Burnham & Anderson, 2002) e no menor valor de outro critério equivalente ao AIC denominado de UBRE (\sim *unbiased risk estimator criterion*). A soma residual dos quadrados (RSS) da equação de regressão linear, que indica qual o percentual de variação explicada pelo modelo tem um equivalente nos GAM, que pode ser traduzido como desvio explicado (\sim *deviance explained*). Cada modelo tem o desvio (\sim *deviance*) que mede o grau de ajuste do modelo aos dados. Quanto

menor o desvio, melhor o modelo. O desvio explicado percentual de cada modelo pode ser calculado de maneira simples por: $1 - (\text{desvio do modelo saturado} / \text{desvio residual do modelo}) \times 100$. Um modelo saturado é aquele que tem um parâmetro para cada observação, ou seja, ele explica toda a variação encontrada nos dados, resultando em um ajuste perfeito. Entretanto, o propósito filosófico básico da modelagem estatística é explicar o sistema com o menor número de parâmetros possível, ou com o número ótimo de parâmetros (aquele modelo que tem o menor número de parâmetros e ainda assim explica grande parte da variação encontrada – “princípio da parcimônia” – Burnham & Anderson, 2002). O AIC e o UBRE refletem justamente esta relação e comparativamente podemos achar o modelo onde esta relação é otimizada, que apresenta o menor valor destes índices. Assim, estes valores não são interpretáveis *per se* em cada modelo, mas comparativamente podem guiar o processo de escolha do “melhor” modelo dentre os modelos candidatos.

As funções GAM foram construídas de duas formas diferentes. Para a comparação dos modelos, usou-se a extensão “mgcv” do “R”, que usa uma função suavizadora *Splines* e escolhe automaticamente o grau de suavização (graus de liberdade) da função. Para uma melhor visualização das funções no gráfico construiu-se os modelos restringindo o número de graus de liberdade ao máximo de 10. Possíveis interações e correlações entre variáveis podem ser visualizadas e interpretadas em modelos com funções bivariadas, $f(X_1, X_2)$. Construíram-se modelos com funções bivariadas para três pares de variáveis que potencialmente poderiam ter interações: “Latitude” e “Distância do banco de corais”, “Gradiente de profundidade” e “Profundidade média”, e “Distância da costa” e “Largura da plataforma continental”.

Um importante componente da interpretação do GAM é o gráfico com a plotagem da função de cada covariável ($f(X)$), que dá uma importante noção da relação marginal entre a variável resposta e variável explanatória. Uma função de suavização univariada é uma curva (com seus erros padrões associados) que descreve como a contagem de baleias varia em torno da média (valor zero da função no eixo y do gráfico) na medida em que mudam os valores da covariável. As funções bivariadas devem ser interpretadas da mesma forma, mas ao invés de uma linha, obtém-se superfícies com contornos que descrevem a relação da variável resposta com as duas variáveis explanatórias. Da mesma forma, a média das contagens assume o valor zero do contorno enquanto outros contornos de valores positivos e negativos em torno desta média descrevem os efeitos das covariáveis sobre as contagens.

Tabela II.2: Modelo de regressão linear e algumas extensões (segundo Faraway, 2006).

Nome	Equações	Termos
Regressão linear	$y = \alpha + \beta x + \varepsilon$	y = variável resposta/dependente x = variável explanatória/independente α = intercepto β = inclinação da reta de regressão ε = erro residual
Linear Generalizado (Poisson)	$g(\mu) = \alpha + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_j x_j + \varepsilon$ $y \sim \text{Poisson}(\mu)$	g = função de ligação ($\log \mu$) μ = resposta média ($E y = \mu$) β_i = inclinação da reta de regressão
Aditivo Generalizado (Poisson)	$g(\mu) = \alpha + f_1(x_1) + \dots + f_i(x_i) + \varepsilon$ $y \sim \text{Poisson}(\mu)$	f = função de suavização

II.3 Resultados

Análise exploratória e colinearidade

Os sobrevoos realizados em 2005 resultaram na observação de 334 grupos (539 indivíduos), ao longo de 4.398,6 milhas náuticas percorridas. Em 2008, com um esforço amostral reduzido, 308 grupos (488 indivíduos) de baleia-jubarte foram observados em 2.737,1 milhas náuticas percorridas. A distribuição das observações na malha de quadrantes da área de estudo foi heterogênea para os dois anos, com uma concentração das observações nos quadrantes dentro do Banco dos Abrolhos (**Figura II.2**). Mesmo dentro do Banco dos Abrolhos houve alguma heterogeneidade na distribuição, havendo inclusive quadrantes com nenhuma ou com poucas observações da espécie.

Os valores observados para a contagem de baleias transformadas em logaritmo natural e para as diferentes covariáveis na área de estudo estão demonstrados nas **Figuras II.3 e II.4**, para os anos de 2005 e 2008, respectivamente. É evidente, mesmo depois da transformação da variável resposta usando o logaritmo natural (contagem de baleias no quadrante), que a distribuição das contagens nos quadrantes possui muitos zeros e estão concentradas em baixos valores (curtose). Este problema é mais acentuado para os dados de 2005. Os valores encontrados para cada covariável (descritos nos *box-plots*) descrevem as características da área de estudo, que concentrou-se em águas mais rasas, próximas da costa e de pequeno gradiente de profundidade.

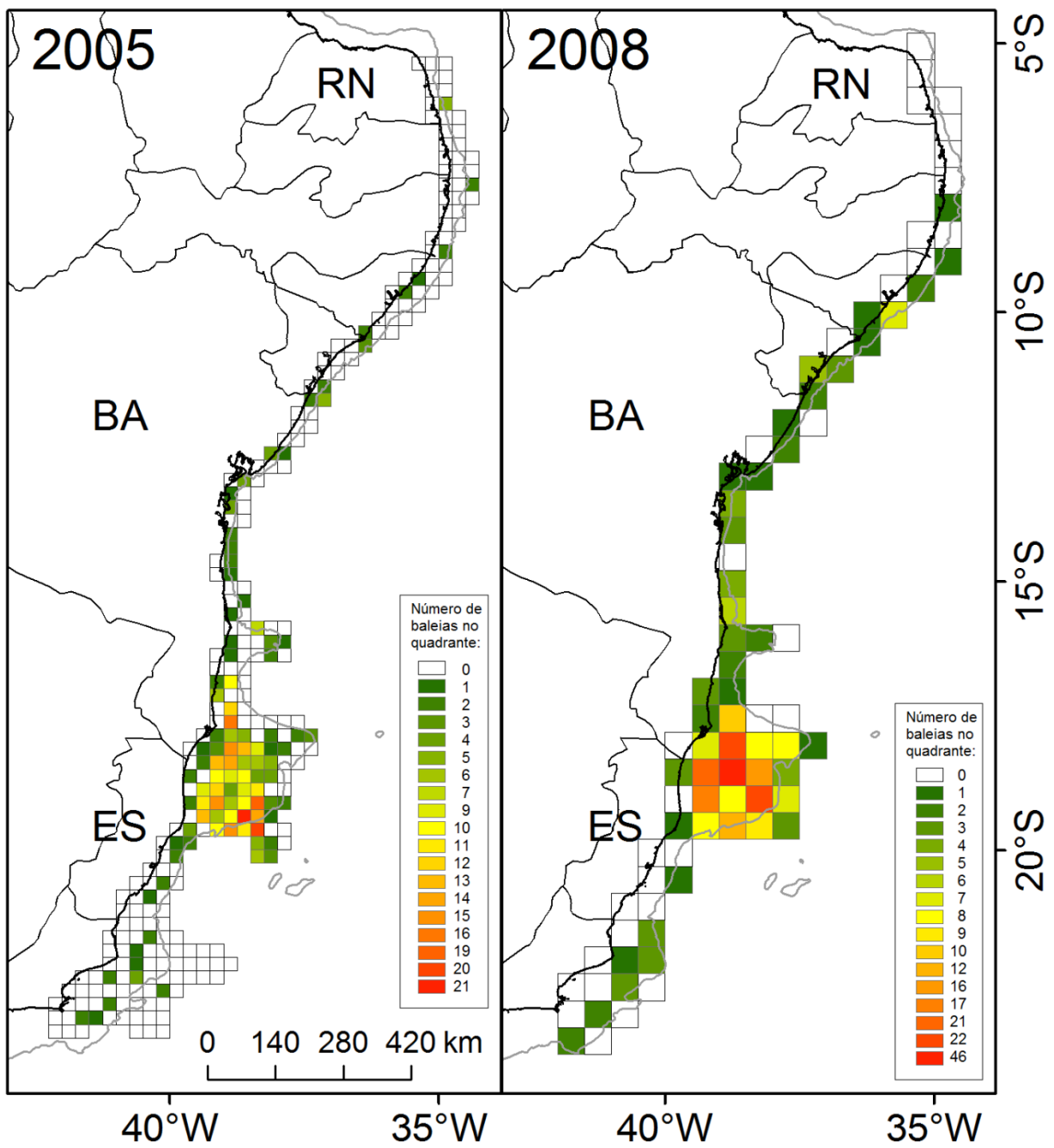


Figura II.2: Intensidade de uso da baleias-jubarte na malha de quadrantes nos sobrevoos realizados na costa brasileira em 2005 e 2008.

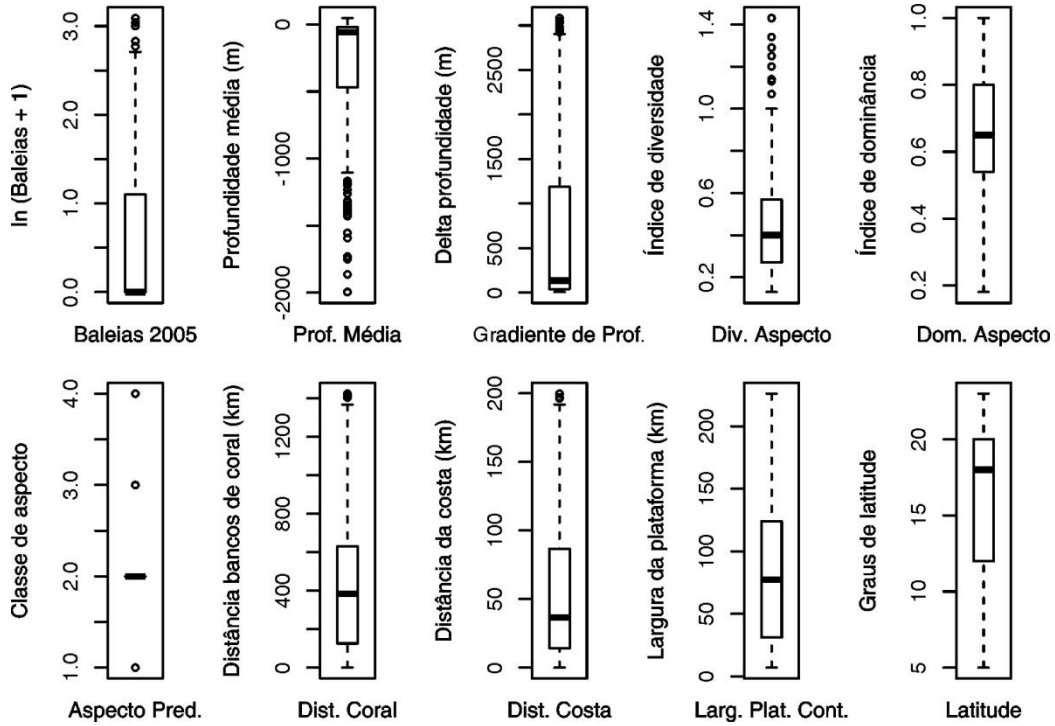


Figura II.3: Valores observados para as contagens de baleias-jubarte (transformadas no logaritmo natural) e covariáveis ambientais nos quadrantes em 2005.

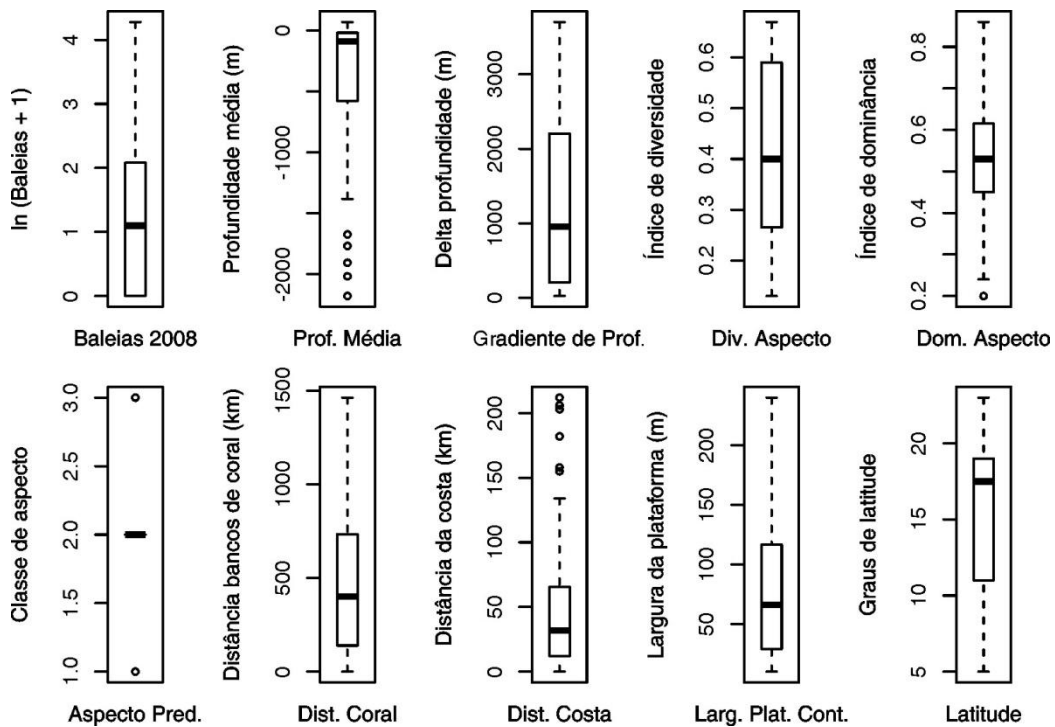


Figura II.4: Valores observados para as contagens de baleias-jubarte (transformadas no logaritmo natural) e covariáveis ambientais nos quadrantes em 2008.

Os diagramas de dispersão com a contagem de baleias-jubarte e covariáveis ambientais, e entre as diferentes covariáveis dá uma ideia das correlações existentes entre as variáveis (**Figura II.5 e II.6**). É notável como a relação entre o número de baleias em cada quadrante (primeira linha das figuras) e as variáveis consideradas não apresentaram uma relação linear. Os efeitos de algumas covariáveis de habitat foram verificados nas contagens das baleias-jubarte somente a partir de certos valores de habitat, como nas variáveis “Largura da plataforma continental” e “Distância dos bancos de coral”. Além dos gráficos, os coeficientes de correlação de Pearson entre as covariáveis e o número de baleias-jubarte nos quadrantes foram geralmente baixos, entre 0,10 e 0,40 (primeira coluna das figuras).

Os diagrama de dispersão, coeficientes de correlação e os GVIFs indicam que variáveis como a “Profundidade média” (ProfM) e “Gradiente de profundidade” (GProf), “Distância da costa” (Dcosta) e “Largura da plataforma continental” (LPLatC), “Dominância do aspecto” e “Diversidade do aspecto” estão correlacionadas (**Tabela II.3**). A correlação mais acentuada entre as variáveis se deu com a “Profundidade média” e o “Gradiente de profundidade”.

Tabela II.3: Valores do fator de inflação da variância generalizado (GVIF) para todas as variáveis incluídas no GLM Poisson de uso de habitat da baleia-jubarte na sua área reprodutiva na costa brasileira em 2005 e 2008. GVIFs considerados altos > que 3, em itálico e indicados com *.

Variável	2005			2008		
	GVIF	GL	$GVIF^{1/(2*GL)}$	GVIF	GL	$GVIF^{1/(2*GL)}$
Profundidade média	<i>3,30*</i>	1	1,82	<i>5,12*</i>	1	2,26
Gradiente de prof.	<i>4,02*</i>	1	2,01	<i>5,23*</i>	1	2,29
Diversidade do aspecto	2,77	1	1,66	2,99	1	1,73
Dominância do aspecto	2,31	1	1,52	2,36	1	1,54
Aspecto predominante	1,71	3	1,09	1,51	2	1,11
Distância do coral	1,70	1	1,30	2,90	1	1,70
Distância da costa	<i>3,18*</i>	1	1,78	<i>5,29*</i>	1	2,30
Larg. da plat. continental	2,67	1	1,63	<i>4,03*</i>	1	2,01
Latitude	1,46	1	1,21	2,41	1	1,55

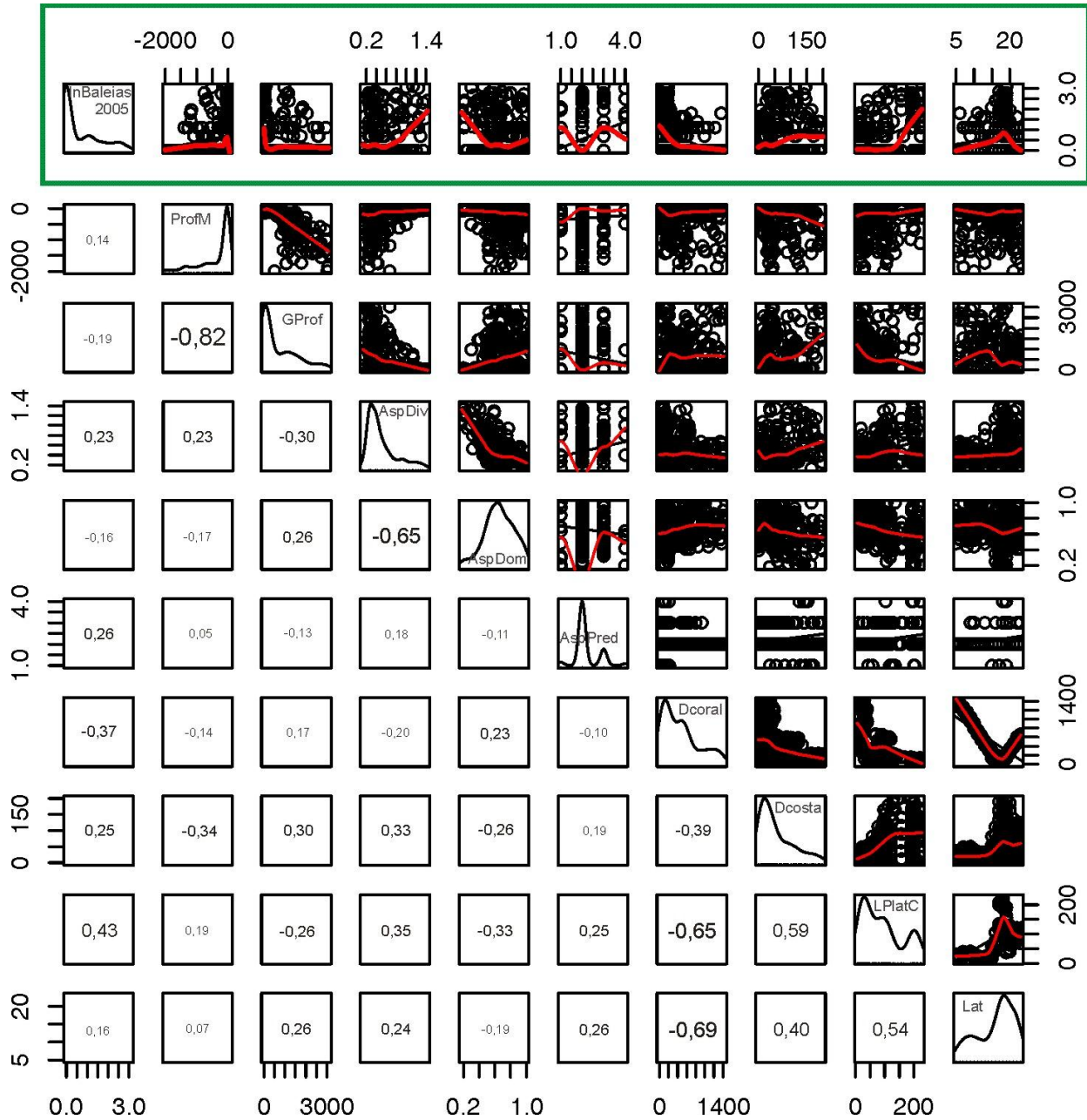


Figura II.5: Diagramas de dispersão entre contagem de baleias-jubarte (variável resposta) em cada quadrante e covariáveis ambientais em sobrevoos realizados na costa brasileira em 2005. Relação entre o número de baleias e variáveis ambientais está destacada em verde. Linhas vermelhas indicam funções suavizadas não-lineares. Números indicam os coeficientes de correlação de Pearson, com tamanho da fonte proporcional ao grau de correlação.

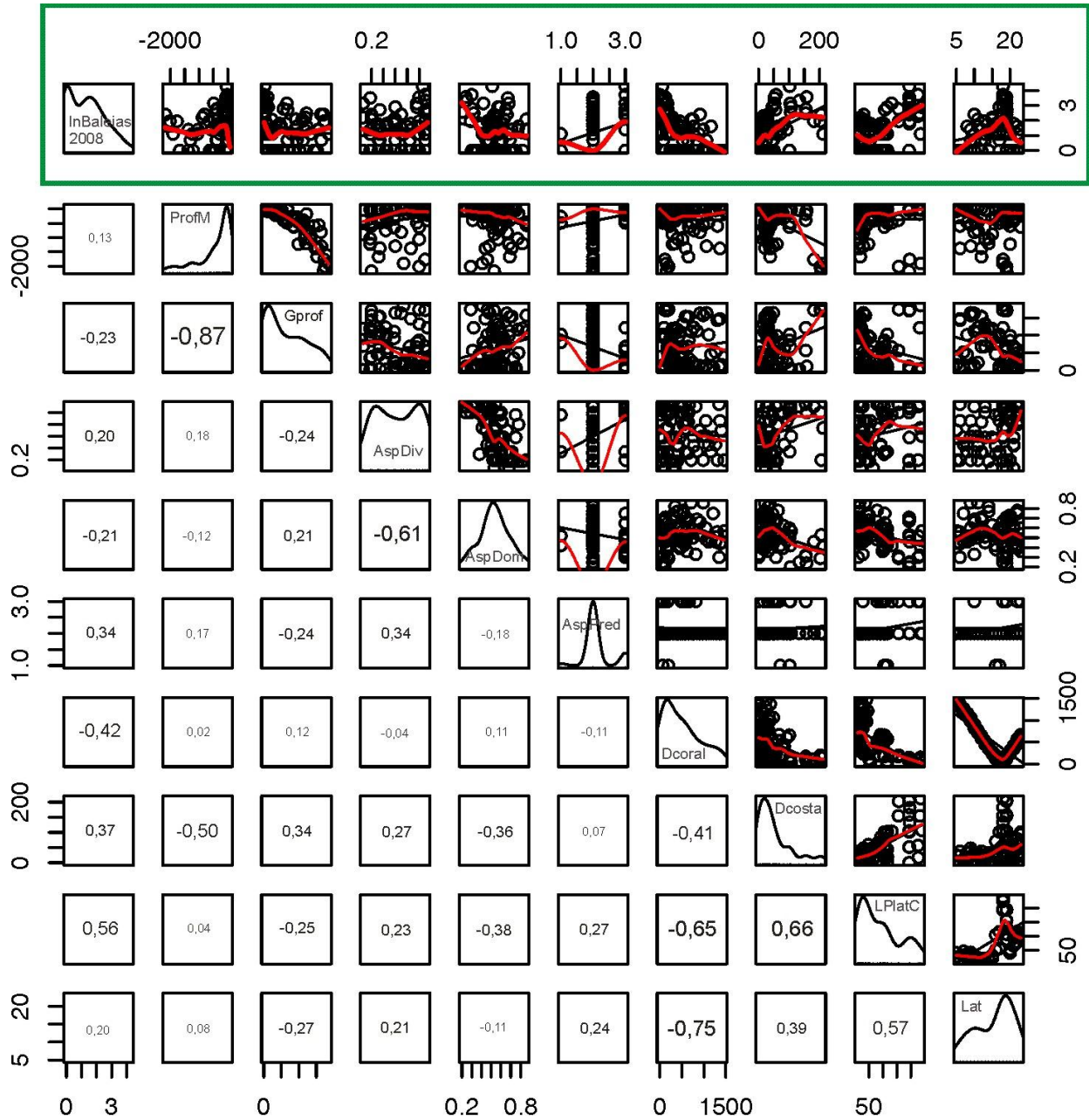


Figura II.6: Diagramas de dispersão entre contagem de baleias-jubarte (variável resposta) em cada quadrante e covariáveis ambientais em sobrevoos realizados na costa brasileira em 2008. Relação entre o número de baleias e variáveis ambientais está destacada em verde. Linhas vermelhas indicam funções suavizadas não-lineares. Números indicam os coeficientes de correlação de Pearson, com tamanho da fonte proporcional ao grau de correlação.

Modelos aditivos generalizados

Diferentes modelos com diferentes combinações de variáveis explanatórias foram construídos e comparados para cada ano. Os melhores modelos escolhidos em cada ano foram similares, bem como a contribuição das diferentes variáveis em explicar a variação encontrada

nas contagens de baleias-jubarte nos quadrantes (**Tabela II.4** e **II.5**). Estes modelos apresentaram um percentual de desvio explicado alto, de 61,6% em 2005, e 92,0% em 2008. O GAM em maior escala (2008) descreveu melhor os dados de uso de habitat. A adição de funções bivariadas nos modelos foi bastante eficiente ao explicar a variação dos dados, mas ao preço da adição de muitos parâmetros nos modelos. Assim, os modelos com funções univariadas foram favorecidos pelo AIC e UBRE. Mesmo assim, os modelos com funções bivariadas, com uma variável a menos, explicaram tão bem, ou melhor, a variação das contagens que os melhores modelos com funções univariadas. Os melhores modelos escolhidos em 2005 e 2008 tinham as seguintes variáveis: “Dominância do aspecto”, “Aspecto predominante”, “Distância da costa” e “Latitude”. Além destas, em 2005 a variável “Gradiente de profundidade” estava no melhor modelo, ao passo que em 2008 a variável “Profundidade média” foi incluída. Nas **Figuras II.7** e **II.8** as funções estão mostradas em escalas diferentes e foram construídas com o máximo de 10 GL, evidenciando a relação da variável resposta com as variáveis explanatórias. A latitude isoladamente foi a variável que melhor explicou a variação nas contagens de baleias-jubarte, junto com distância dos bancos de coral e largura da plataforma continental. Além de incorporar o efeito da distância dos bancos de coral de Abrolhos, a variável latitude incorporou outro efeito na distribuição das baleias (ver abaixo).

O efeito da “Dominância do aspecto” na contagem das baleias-jubarte nos quadrantes foi sutil, com uma tendência quase linear para as maiores contagens em quadrantes com maior dominância do aspecto, ou um fundo menos rugoso ou heterogêneo. O aspecto foi modelado como variável categórica com uma função paramétrica simples para as classes de direções nordeste (NE), leste (E) e sudeste (SE) e, o intercepto do modelo representando a classe de direção norte (N). Devido ao baixo número de quadrantes voltados para o norte e sudeste (numa escala maior – 2008 – nenhum quadrante foi classificado como voltado predominantemente para o sudeste), esta variável deve ser interpretada como uma diferença de uso entre os quadrantes voltados para o leste e nordeste, que foram os mais frequentes na área de estudo. As baleias-jubarte foram encontradas nos quadrantes voltados para leste mais frequentemente que nos quadrantes voltados para nordeste (**Figura II.9**).

Nos dois anos foi constatado um menor número de baleias em águas de até 50 km de distância da costa. No ano 2005, cujas variáveis foram medidas e modeladas em uma escala mais fina, a função para distância da costa demonstrou um tendência modal de menor uso de áreas mais próximas e mais afastadas da costa (> 150 km). A função para Latitude para os dois

anos mostrou uma tendência modal com contagens maiores de baleias-jubarte entre 10 e 20°S, um trecho que vai da costa do Estado de Alagoas até o sul do Banco dos Abrolhos. No modelo do ano de 2005, identifica-se também um pico de maiores contagens que abrangem as latitudes 18 e 19°S, imediatamente ao sul dos bancos recifais de Abrolhos. No modelo de 2008, este efeito entre as latitudes 18 e 19°S não foi aparente. Em 2005 a variável “Gradiente de profundidade” foi escolhida no melhor modelo, ao passo que em 2008 a variável escolhida foi “Profundidade média”, mas com um efeito equivalente sobre a contagem das baleias. O número de contagens da baleia-jubarte em 2005 foi menor em gradientes de profundidade maiores (maior declividade), encontrados ao longo de todo o limite leste da nossa área de estudo no talude da plataforma continental. Em áreas da plataforma continental e Bancos dos Abrolhos e Royal Charlotte, com fundos mais planos (menor gradiente de profundidade), as contagens tenderam a ser maiores. Já em 2008, quanto maior a profundidade média no quadrante, mais baleias-jubarte foram contadas no quadrante.

As três funções bivariadas foram similares para cada ano (**Figuras II.10 e II.11**). A função com “Gradiente de profundidade” e “Profundidade média” descreve a correlação entre estas duas variáveis e uma tendência a contagens acima da média nos quadrantes mais rasos e com menor gradiente de profundidade, conforme as funções univariadas já descritas acima para estas variáveis. A função com “Latitude” e “Distância dos bancos de coral” demonstra um gradiente decrescente de densidade nos quadrantes a partir das latitudes mais próximas dos bancos de coral, cujo número de baleias tende a ser acima da média. As áreas ao norte de 10°S apresentam as menores contagens de baleias da área amostrada. Finalmente, a função com “Largura da plataforma continental” e “Distância da costa” descreveu a interação entre estas variáveis e um reflexo desta interação no número de baleias-jubarte nos quadrantes. As menores contagens de baleias foram evidentes nos dois anos em área próximas da costa com uma plataforma continental estreita. As áreas com plataforma continental larga, e afastadas da costa, tiveram o maior número de baleias. A função de 2008 retrata também um decréscimo do número de baleias em regiões mais afastadas da costa e de grande plataforma continental. Este padrão é reflexo de uma maior concentração das baleias-jubarte na área central do Banco dos Abrolhos, nem muito próximas da costa e nem próximas do talude da plataforma continental.

Tabela II.4: Modelos Aditivos Generalizados (GAM) Poisson para o uso de habitat da baleia-jubarte em sua área reprodutiva na costa brasileira em 2005. Em negrito está o melhor modelo.

Modelos	# GL	AIC	UBRE	Desvio explicado
s(AspDiv) + s(AspDom) + as.factor(AspPred) + s(Dcoral) + s(Dcosta) + s(Lat) + s(ProfM) + s(GProf) + s(LPlatC) – <i>Modelo global</i>	62,7	811,0	0,93	73,9%
s(AspDom) + as.factor(AspPred) + s(Dcosta) + s(GProf) + s(Lat)	35,8	931,7	1,41	61,6%
s(AspDom) + as.factor(AspPred) + s(Dcosta) + s(ProfM) + s(Lat)	37,4	934,2	1,42	61,6%
s(AspDom) + s(Dcosta) + s(GProf) + s(Lat)	33,5	942,9	1,45	60,5%
s(Lat, Dcoral) + s(GProf, ProM)	54,1	967,8	1,54	61,6%
s(AspDom) + as.factor(AspPred) + s(LPlatC) + s(GProf) + s(Lat)	35,5	982,7	1,61	57,9%
s(AspDom) + s(LPlatC) + s(Dcoral) + s(ProfM)	32,9	1048,8	1,86	52,9%
s(LPlatC, Dcosta)	27,8	1107,5	2,10	48%
s(Lat, Dcoral)	29,9	1177,1	2,36	43,4%
s(GProf, ProM)	29,9	1291,0	2,81	35,4%
s(Lat)	9,4	1170,2	2,34	41,0%
s(Dcoral)	9,5	1266,9	2,72	34,2%
s(LPlatC)	9,5	1332,5	2,97	29,6%
s(GProf)	9,4	1441,7	3,39	21,9%
s(Dcosta)	8,8	1465,3	3,49	20,1%
s(AspDom)	9,8	1591,4	3,98	11,4%
s(AspDiv)	9,4	1598,2	4,00	10,8%
s(ProfM)*	2,0	1690,4	4,37	3,26%

* Variável modelada com suavizador LOESS por falha na convergência do modelo com esta variável através do método de suavização *splines*.

Tabela II.5: Modelos Aditivos Generalizados (GAM) Poisson para o uso de habitat da baleia-jubarte em sua área reprodutiva na costa brasileira em 2008. Em negrito estão os melhores modelos.

Modelos	# GL	AIC	UBRE	Desvio explicado
s(AspDiv) + s(AspDom) + as.factor(AspPred) + s(Dcoral) + s(Dcosta) + s(Lat) + s(ProfM) + s(GProf) + s(LPlatC) – <i>Modelo global</i>	36,2	295,3	0,53	95,4%
s(Lat, Dcoral) + s(GProf, ProM)	52,0	318,8	0,84	96,3%
s(AspDom) + as.factor(AspPred) + s(Dcosta) + s(ProfM) + s(Lat)	32,6	320,8	0,86	92,0%
s(AspDiv) + as.factor(AspPred) + s(Dcosta) + s(ProfM) + s(Lat)	31,9	325,9	0,93	91,3%
s(AspDom) + as.factor(AspPred) + s(Dcosta) + s(GProf) + s(Lat)	33,8	331,2	1,00	91,1%
s(AspDom) + s(Dcosta) + s(ProfM) + s(Lat)	28,9	383,7	1,69	84,6%
s(Dcosta) + s(ProfM) + s(Lat)	22,2	407,5	2	80,7%
s(Dcosta, LPlatC)	28,6	448,7	2,54	77,8%
s(Lat, Dcoral)	30,0	525,5	3,55	70,0%
s(GProf, ProM)	29,5	609,6	4,66	61,1%
s(Lat)	8,8	634,4	4,99	54,2%
s(LPlatC)	9,2	647,2	5,16	52,9%
s(Dcoral)	7,9	678,7	5,57	49,3%
s(Dcosta)	9,9	706,2	5,93	46,9%
s(GProf)	9,8	804,2	7,23	36,6%
s(AspDiv)	9,7	876,2	8,17	29,0%
s(AspDom)	9,9	914,2	8,67	25,1%
s(ProfM)	9,9	976,3	9,49	18,6%

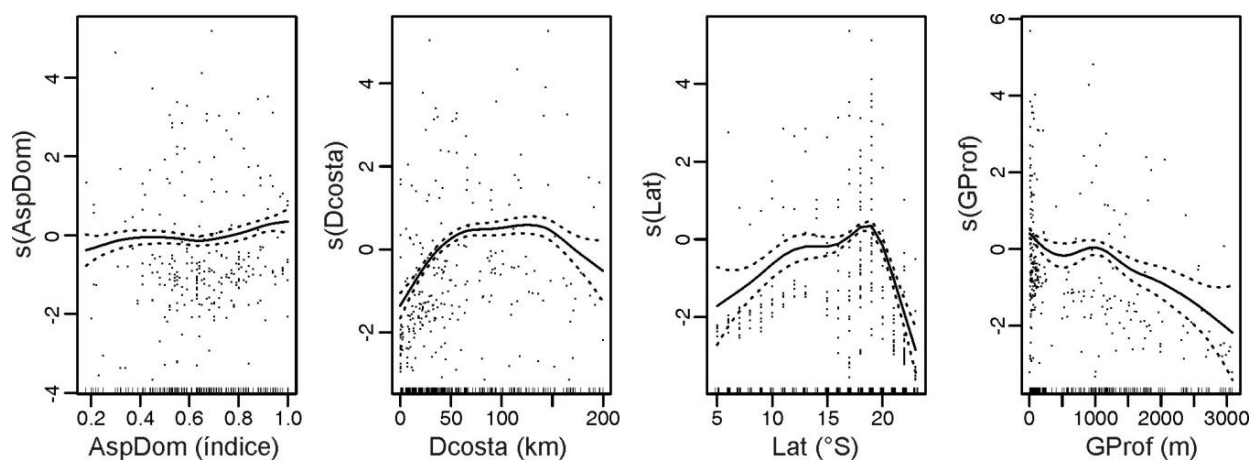


Figura II.7: Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de baleias-jubarte em cada quadrante de 2005 e as variáveis de habitat escolhidas no melhor modelo com funções univariadas.

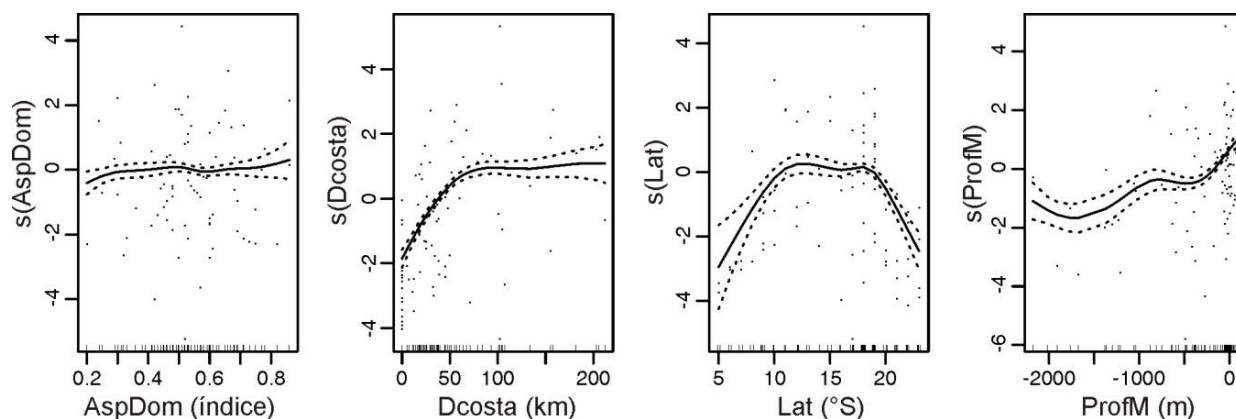


Figura II.8: Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de baleias-jubarte em cada quadrante de 2008 e as variáveis de habitat escolhidas no melhor modelo com funções univariadas.

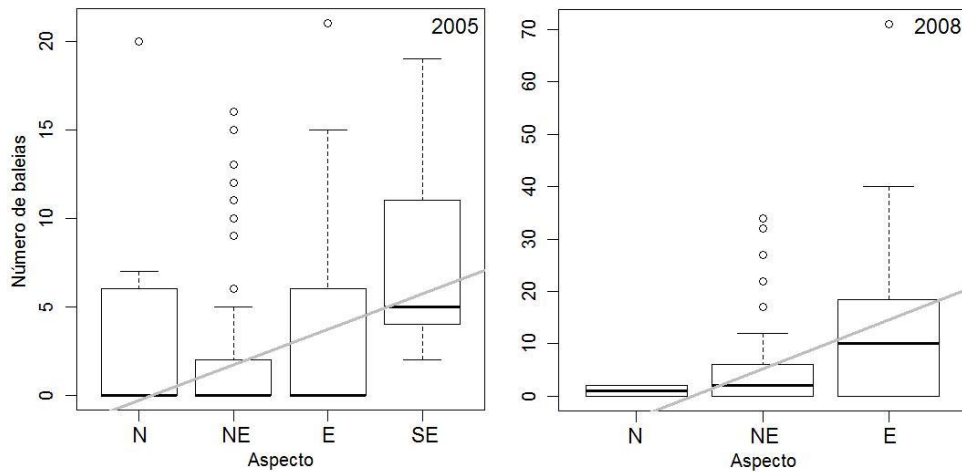


Figura II.9: Número de baleias-jubarte em função do aspecto predominante nos quadrantes. Linha cinza representa a reta de regressão mostrando o maior número de baleias em quadrantes voltados para o leste.

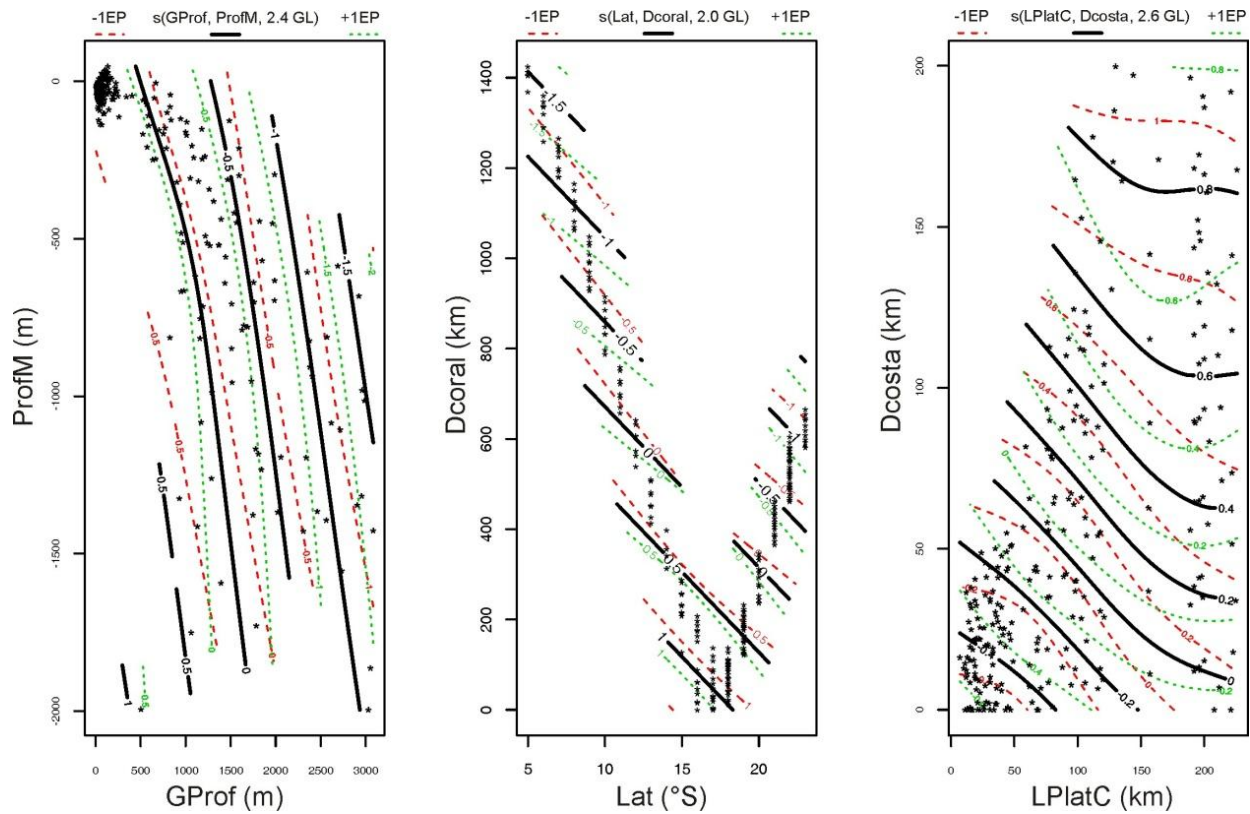


Figura II.10: Funções bivariadas do GAM entre a contagem de baleias-jubarte em quadrantes em 2005 e o gradiente de profundidade e profundidade média, latitude e distância do coral, e largura da plataforma continental e distância da costa.

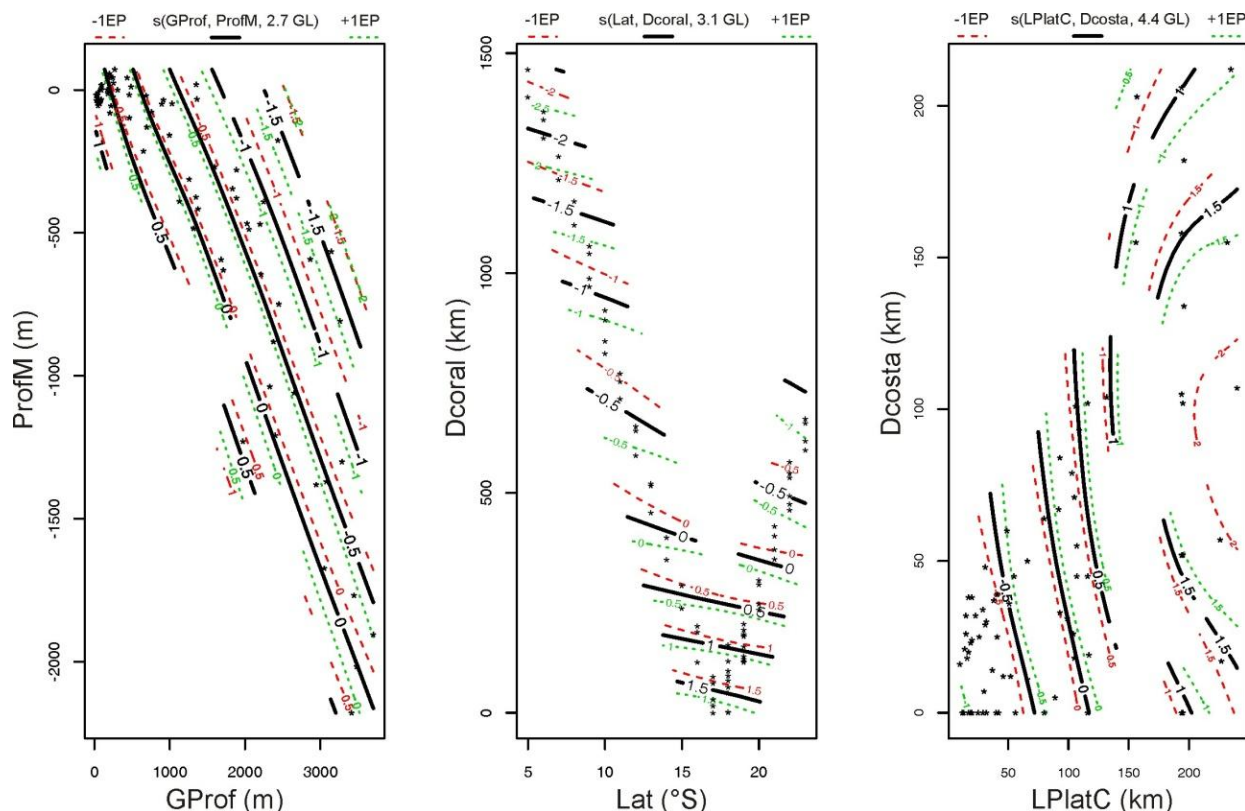


Figura II.11: Funções bivariadas do GAM entre a contagem de baleias-jubarte em quadrantes em 2008 e o gradiente de profundidade e profundidade média, latitude e distância do coral, e largura da plataforma continental e distância da costa.

II.4 Discussão

A relação entre a variável resposta (número de baleias nos quadrantes) e as variáveis explanatórias (habitat) não era linear, justificando a utilização de modelos não-lineares como o GAM, que foram robustos em explicar a variação encontrada nos dados. Devido à robustez destes modelos, estes têm sido empregados com sucesso em diversos estudos de uso de habitat de cetáceos (e.g., MacLeod & Zuur, 2005; Ferguson *et al.*, 2006; Panigada *et al.*, 2008; Smith *et al.*, 2009). As variáveis físicas de habitat, no caso do presente trabalho, explicaram uma porcentagem considerável da variação da distribuição da baleia-jubarte na costa brasileira, demonstrando a importância destas características em moldar o padrão de distribuição nas áreas de reprodução desta espécie.

O efeito destacado da latitude como variável explanatória não pode ser facilmente resumido. A maior quantidade de baleias-jubarte imediatamente ao sul dos bancos de corais de

Abrolhos sugere que estes bancos tenham algum efeito sobre a distribuição das baleias, ou estejam correlacionados com alguma variável que interfere na distribuição das baleias-jubarte, como a largura da plataforma continental. Entretanto, o efeito da latitude nas contagens das baleias abrange uma faixa de costa com 10 graus de latitude ou mais de 1.100 quilômetros no sentido norte-sul, abrangendo as costas dos Estados do Espírito Santo, Bahia, Sergipe e Alagoas.

As baleias-jubarte tenderam a usar menos os quadrantes mais rasos e próximos da costa. Na região costeira do leste e nordeste do Brasil existe o efeito da descarga de inúmeros rios como o Rio Doce, Rio Caravelas e Rio Jequitinhonha, bem como diversos recifes em franja adjacentes à praia ou formando barreiras paralelas à praia. A alta turbidez ocasionada pelos rios (conforme Freitas, 2000) e o risco que recifes rasos podem exercer sobre as baleias pode ser fatores associados a este menor uso destas áreas próximas da costa. A baleia-jubarte possui as maiores nadadeiras peitorais da Ordem Cetacea (Woodward *et al.*, 2006), que ao mesmo tempo lhe conferem maior manobrabilidade, mas podem impedir que a espécie use águas muito rasas. A baleia-franca-austral reproduz dentro da plataforma continental como a baleia-jubarte, mas usa intensivamente as regiões rasas e próximas de costa (Elwen & Best, 2004b).

Parece existir um ótimo ou uma tendência modal de profundidade para a espécie em sua área de reprodução na costa do Brasil. Isto é coerente com outros estudos através de levantamentos embarcados na Praia do Forte (Rossi-Santos *et al.*, 2008) e em outras áreas de reprodução (Ersts & Rosenbaum, 2003). Nos modelos GAM a função da profundidade média não apresentou esta forma modal, mas somente uma tendência decrescente para águas mais profundas. Entretanto, a variável distância da costa evidenciou este efeito. Isto sugere que além da profundidade, outros efeitos como a descarga de rios e a turbidez associada com águas costeiras também sejam preponderantes em moldar a distribuição da baleia-jubarte.

Surpreendentemente a inclusão da variável “Profundidade média” nos modelos explicou relativamente pouco a variação das contagens de baleias, apesar de sempre ser incluída de alguma forma nos melhores modelos. Dois problemas podem ser enumerados que podem ter reduzido a importância explicativa desta variável nos modelos. O primeiro deles é que o gradiente de profundidade amostrado foi reduzido porque o desenho amostral estava direcionado para a estimativa de abundância deste estoque reprodutivo, ou seja, foram amostradas somente as regiões mais costeiras, onde existem evidências de que a maioria da população se concentra. Portanto, uma das principais questões deste estudo é o que determina a distribuição da baleia-jubarte dentro de sua área reprodutiva. O segundo potencial problema é que o grande tamanho

dos quadrantes certamente diminuiu a precisão desta variável e deve mascarar detalhes mais sutis, conforme foram verificadas as diferenças entre os dois anos.

As características físicas identificadas como importantes em descrever o habitat da baleia-jubarte em sua área de reprodução podem apresentar um conjunto de características que favorecem o cuidado dos filhotes. Águas rasas ao redor de recifes de corais, ou em grandes bancos rasos, como o Banco dos Abrolhos, apresentam complexidades causadas por barreiras hidrodinâmicas, diferenças de influência e velocidade da corrente do Brasil, bem como diferenças da influência das correntes de maré (Knoppers *et al.*, 1999). Além de propiciar águas calmas e com atenuação das correntes predominantes, habitats mais protegidos e próximos da costa propiciam áreas com menor intensidade de interações agressivas entre machos da mesma espécie (grupos competitivos) e de predadores como a orca (*Orcinus orca*) (Ersts & Rosenbaum, 2003; Elwen & Best, 2004a). Apesar de registros de orca em regiões profundas adjacentes ao Banco dos Abrolhos (*observação pessoal*), em mais de 20 anos de pesquisa embarcada no Banco dos Abrolhos, orcas nunca foram observadas em águas rasas e próximas da costa (ver Rossi-Santos *et al.*, 2006).

De uma maneira geral, os modelos em diferentes escalas foram similares. Se por um lado o modelo em menor escala de 2005 descreveu detalhes que as funções de 2008 não descreveram, como nas variáveis “Distância da costa” e “Latitude”, por outro lado, o modelo em maior escala de 2008 teve um maior poder de explicação da variação. Este melhor ajuste dos modelos em maiores escalas, segundo Redfern *et al.* (2008), é devido à menor quantidade de zeros nas unidades amostrais. De fato, quadrantes maiores têm uma chance maior de conter indivíduos e grupos da baleia-jubarte. A transformação da variável resposta (número de baleias) no logaritmo natural corrigiu substancialmente a distribuição dos dados de 2008, mas não dos dados de 2005, que continuaram com curtose acentuada, refletindo a grande quantidade de quadrantes amostrados sem grupos de baleias-jubarte. A quantidade de informação contida nos quadrantes sem registros de baleias é mínima, dada a similaridade dos resultados dos modelos dos dois anos (conforme Redfern *et al.*, 2008). Assim, modelos em escalas da ordem de 40-50 km devem ter um maior poder preditivo, conforme sugere o desvio explicado dos modelos apresentados aqui. Coincidentemente ou não, a escala dos deslocamentos diários de uma baleia-jubarte dentro da área de reprodução é desta ordem de grandeza (Zerbini *et al.*, 2006; Wedekin *et al.*, 2010). Outra vantagem de maiores quadrantes que deve ser mencionada é a maior independência entre os quadrantes, uma premissa de grande parte dos modelos estatísticos.

Os dois anos analisados em escalas diferentes refletem processos em meso-escala, da ordem de 20-100 km. Estudos futuros também devem contemplar escalas mais finas e mais amplas da área de reprodução na costa brasileira. Outro processo a se considerar em futuros estudos é o efeito do crescimento populacional, que se verifica para este estoque, nos padrões de uso de habitat, além de aspectos sociais como a presença de filhotes.

CAPÍTULO III: FIDELIDADE AO SÍTIO E MOVIMENTOS DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA BRASILEIRA¹

PALAVRAS-CHAVE: foto-identificação, Banco dos Abrolhos, Oceano Atlântico Sul Ocidental, residência, fidelidade ao sítio, deslocamentos

III.1 Introdução

Fidelidade ao sítio pode ser definida como a tendência de um animal em permanecer ou retornar para uma área ocupada previamente por um determinado período de tempo (White & Garrot, 1990). Fidelidade ao sítio também foi definida como um comportamento de uso espacial restrito a uma determinada área e tem conseqüências importantes para muitos processos ecológicos (ver Börger *et al.*, 2008). Diferentes graus de fidelidade ao sítio foram documentados para diversos grupos de animais (ver Switzer, 1993; Janmaat *et al.*, 2009), incluindo baleias com dentes e golfinhos (*e.g.*, Simões-Lopes & Fabian, 1999; Bräger *et al.*, 2002; Rossi-Santos *et al.*, 2007; Baird *et al.*, 2008) e baleias de barbatana - misticetos (*e.g.*, Dorsey *et al.*, 1990; Best, 2000; Calambokidis *et al.*, 2001) e têm importantes implicações para a conservação destas espécies. Um alto grau de fidelidade ao sítio, por exemplo, pode ser uma importante característica biológica que causou a extinção local de grandes baleias em áreas onde a caça comercial foi muito acentuada, como nas Ilhas Geórgia do Sul (Clapham *et al.*, 2008). Informações sobre a fidelidade ao sítio também podem ajudar no desenho efetivo de áreas marinhas protegidas visando à proteção de cetáceos (Bräger *et al.*, 2002).

A fidelidade ao sítio foi estudada para diferentes espécies migratórias de baleias de barbatana, em suas áreas de reprodução e alimentação (Dorsey *et al.*, 1990; Craig & Herman, 1997; Best, 2000; Acevedo *et al.*, 2006). Como exemplo, temos a baleia-jubarte que realiza migrações anuais de suas áreas de reprodução em mares tropicais (no inverno) para suas áreas de alimentação em mares temperados e circumpolares (no verão) (Kellogg, 1929) e demonstram diferentes graus de fidelidade às áreas de alimentação e reprodução. Taxas elevadas de retorno

1 Este capítulo foi publicado na revista Marine Mammal Science (Wedekin *et al.*, 2010).

às áreas de alimentação foram observadas (de até 90% - Clapham *et al.*, 1993; Acevedo *et al.*, 2006) e esta fidelidade é transmitida matematicamente aos filhotes (Clapham & Mayo, 1987). Em contraste, as áreas de reprodução parecem ser mais fluidas, com as baleias deslocando-se amplamente durante o inverno (Matilla *et al.*, 1994). Calambokidis *et al.* (2001) conduziram uma extensa comparação entre baleias-jubarte identificadas em áreas de alimentação e reprodução do Oceano Pacífico norte e observaram que, de fato, as baleias são mais fiéis ao uso de suas áreas de alimentação do que às suas áreas de reprodução.

Apesar de ser a espécie de grande baleia melhor estudada no mundo, muitos aspectos da biologia da baleia-jubarte ainda permanecem pouco conhecidos no Hemisfério Sul (IWC, 2006). Clapham (2000) afirmou que um entendimento razoável sobre os movimentos e residência das baleias-jubarte em suas áreas de reprodução requer um maior esforço de campo do que foi investido. Neste estudo são apresentadas informações sobre fidelidade ao sítio, residência e movimentos de baleias-jubarte advindas de um estudo de longo prazo com a espécie na sua área de concentração reprodutiva no Banco dos Abrolhos, entre 1989 e 2006. Adicionalmente, são registrados dados de reavistagens ao longo da costa brasileira, fornecendo informações sobre movimentos de longa distância das baleias.

III.2 Material & Métodos

Área de estudo

Um esforço sistemático cobriu a área em torno do Arquipélago dos Abrolhos e do Parque Nacional Marinho de Abrolhos (17°57'S e 38°42'W) a partir do ano de 1989. Nos últimos anos (2001 a 2008), os cruzeiros se estenderam até Porto Seguro, ao norte (16°27'S) e Barra do Riacho, ao sul (19°48'S). Os cruzeiros partiram semanalmente da cidade de Caravelas durante a temporada reprodutiva da baleia-jubarte entre julho e novembro e, tinham duração entre 3 a 5 dias. A partir de 2001, as rotas percorridas eram registradas pelo modo *track* do GPS, permitindo um melhor controle das áreas amostradas. Ao final de cada cruzeiro, estas rotas eram exportadas para um computador com o auxílio do programa *Trackmaker Pro*.

Estes cruzeiros foram conduzidos quando as condições meteorológicas permitiram (Estado do Mar Beaufort menor que 4 e ausência de chuva). Embarcações propulsadas por motor a diesel de centro, com comprimento de 14 a 18 metros e casco principalmente de

madeira foram utilizadas (**Figura III.1**). A velocidade média destes barcos foi de 6 a 8 nós. O condutor da embarcação tentou seguir ou aproximar a uma distância segura mantendo a embarcação atrás do grupo de maneira que a parte ventral da cauda pudesse ser fotografada nas oportunidades que os indivíduos a mostrassem.



Figura III.1: Embarcação de pesquisa “Tomara”, usada em grande parte dos cruzeiros de pesquisa da baleia-jubarte realizados no Banco dos Abrolhos entre 1989 e 2008. (Marcovaldi/Arquivo IBJ)

As observações começavam no início da manhã e terminavam por volta do pôr-do-sol. Três a cinco observadores procuravam por grupos de baleias do ponto mais alto da embarcação. Quando um grupo era detectado, a embarcação deixava a rota e iniciava a aproximação. O grupo então era seguido por no máximo 50 minutos. Em grupos contendo filhotes, o tempo de aproximação era abreviado para 30 minutos para minimizar a perturbação dos animais. O tamanho e composição de grupo, comportamento e posição geográfica (por GPS) foram registrados em fichas de campo padronizadas. Em todo o grupo de baleias acompanhado, tentava-se a identificação individual através de fotografias da parte ventral de sua nadadeira caudal (ver abaixo). Entre 1989 e 2003 as fotografias eram tiradas através de câmeras analógicas (ver Freitas *et al.*, 2004). Câmeras digitais foram utilizadas a partir de 2004.

Registros de condições meteorológicas foram realizados a cada duas horas ou assim que as condições de observação se modificavam substancialmente. Registravam-se a direção e intensidade do vento, profundidade e Estado do Mar na escala Beaufort.

Praia do Forte / Litoral Norte da Bahia

Cruzeiros sistemáticos com duração geralmente de um dia (máximo de 4 dias de duração) foram conduzidos na temporada das baleias (julho a outubro – mais curta que os cruzeiros sistemáticos realizados no Banco dos Abrolhos). Os cruzeiros partiram principalmente da Praia do Forte (13°41'S e 38°10'W), entre os anos de 2000 e 2006 (ver Rossi-Santos *et al.*, 2008). Uma linha de costa de aproximadamente 370 km de extensão foi amostrada neste anos, com limite norte de amostragem em Subáuma (12°23'S e 37°77'W) e limite sul em Ilhéus (14°31'S e 38°93'W). As amostragens cobriram as águas da plataforma continental (que nesta região é estreita, com uma média de 15 km de largura) até regiões mais profundas de mais de 1.500 metros de profundidade. Os métodos de coleta de dados foram similares aos cruzeiros realizados no Banco dos Abrolhos (ver Rossi-Santos *et al.*, 2008). Diversas embarcações foram utilizadas, inclusive barcos de turismo de observação de baleias que operam na Praia do Forte. A maioria das embarcações utilizadas tinham casco de madeira e motor a diesel de centro, com comprimento de aproximadamente 18 metros.

Expedição cetáceos do Nordeste

A costa nordeste do Brasil foi amostrada durante uma expedição realizada entre setembro e novembro de 2004, quando mais de 55 dias de esforço foram realizados. A expedição saiu da cidade de Salvador (12°59'S e 39°34'W) percorrendo mais de 1.700 milhas náuticas do litoral nordestino do Brasil, passando pela costa do Estado do Rio Grande do Norte, Atol das Rocas (3°50'S e 33°48'W) e Arquipélago de Fernando de Noronha (3°50'S e 32°25'W), retornando finalmente para Salvador. A embarcação “Lady Ariana” foi utilizada durante a expedição Cetáceos do Nordeste. O barco tinha casco de madeira, comprimento de 27 metros e dois motores a diesel de centro.

Expedição cetáceos do Sudeste

A costa sudeste foi amostrada durante uma expedição com 56 dias de esforço amostral em mais de 2.000 milhas náuticas percorridas em dois períodos distintos: (a) 6 a 25 de junho de 2005; e (b) 1 de novembro a 5 de dezembro de 2005. Na primeira fase um navio de 40 metros foi utilizado e na segunda fase uma embarcação de madeira com 15,5 metros de comprimento foi utilizada. As áreas amostradas compreenderam principalmente a plataforma continental entre a Ilha Grande, no litoral do Estado do Rio de Janeiro, passando pela Bacia de Campos, litoral do Estado do Espírito Santo, e chegando no Banco dos Abrolhos. O protocolo amostral destas duas expedições foi similar ao dos cruzeiros sistemáticos de pesquisa no Banco dos Abrolhos.

Foto-identificação

A foto-identificação consiste na identificação individual das baleias através de fotografias de suas marcas naturais e é uma das principais técnicas usadas em estudos de longo prazo desta espécie e dos cetáceos em geral (ver revisão em Clapham, 2000). A pigmentação da nadadeira caudal das baleias-jubarte varia de toda branca a toda preta com diversos padrões intermediários e únicos em cada indivíduo (Katona & Whitehead, 1981; **Figuras III.2 e III.3**). Ao longo dos anos, estes estudos forneceram informações importantes sobre a estrutura das populações de baleias-jubarte (*e.g.*, Calambokidis *et al.*, 2001), parâmetros demográficos (*e.g.*, Clapham & Mayo, 1987), fidelidade ao sítio e residência (*e.g.*, Matilla *et al.*, 1994; Craig & Herman, 1997) e migrações (*e.g.*, Baker *et al.*, 1986). Para uma reunião de estudos pioneiros sobre diversos aspectos da ecologia de cetáceos usando a foto-identificação ver o volume editado por Hammond *et al.* (1990). Dentre as vantagens do uso da foto-identificação em estudos com cetáceos de vida livre está o fato de que esta técnica não é invasiva, ou seja, não existe a necessidade de capturar ou manusear o animal, e praticamente não existem efeitos negativos sobre o comportamento ou bem estar dos animais (ver Hammond, 1986).

Os indivíduos identificados referem-se unicamente à porção adulta da população reprodutiva de baleias-jubarte. Os filhotes raramente expõem a cauda, e quando a expõem, revelam uma coloração mais difusa e com tons acinzentados, e que mudarão substancialmente após os dois primeiros anos de vida (Carlson *et al.*, 1990). Após este período, o padrão de pigmentação e marcas permanece relativamente estável, permitindo uma identificação confiável dos indivíduos (Carlson *et al.*, 1990). As caudas de filhotes, portanto, não foram consideradas neste estudo.

Somente fotografias de boa qualidade foram incluídas nos catálogos e utilizadas para a identificação individual (no foco, posição vertical e perpendicular da nadadeira caudal em relação ao fotógrafo e fotometria adequada – pigmentação preto e branca da nadadeira visível e com bom contraste). Novos indivíduos foram classificados dentro de cinco padrões de coloração baseados no percentual de pigmentação preto e branco da cauda (padrão 1 – todo branco, ao padrão 5 – todo preto) (Carlson *et al.*, 1990; Rosenbaum *et al.*, 1995). Cada novo indivíduo foi comparado independentemente por dois pesquisadores experientes com todas as baleias do mesmo padrão e dos padrões adjacentes (inferior e superior).

O catálogo de baleias foto-identificadas do Banco dos Abrolhos foi comparado com dados coletados independentemente em diferentes regiões da costa brasileira - Praia do Forte, região sudeste e região nordeste da costa brasileira – visando a aumentar a escala de abrangência espacial das análises de movimentos e área de uso das baleias-jubarte (**Tabela III.1**). Excluindo as ilhas oceânicas ao largo da costa brasileira, estes catálogos abrangem a atual distribuição das baleias-jubarte que reproduzem no Brasil (ver Andriolo *et al.*, 2010; ver **Capítulo I** deste trabalho), com uma faixa latitudinal variando de 4° a 23° S.

Tabela III.1: Catálogos de baleias-jubarte foto-identificadas comparados neste estudo, cobrindo a área de distribuição conhecida para a espécie na costa do Brasil.

<i>Região</i>	<i>Baleias foto-identificadas</i>	<i>Anos amostrados</i>	<i>Faixa latitudinal</i>	<i>Esforço amostral (milhas náuticas)</i>
Banco dos Abrolhos	2.612	1989-2006	16-19°S	~30.000
Praia do Forte	685	2000-2006	12-14°S	9.739
Nordeste do Brasil	14	2004	04-11°S	1.700
Sudeste do Brasil	25	2005	19-23°S	2.000

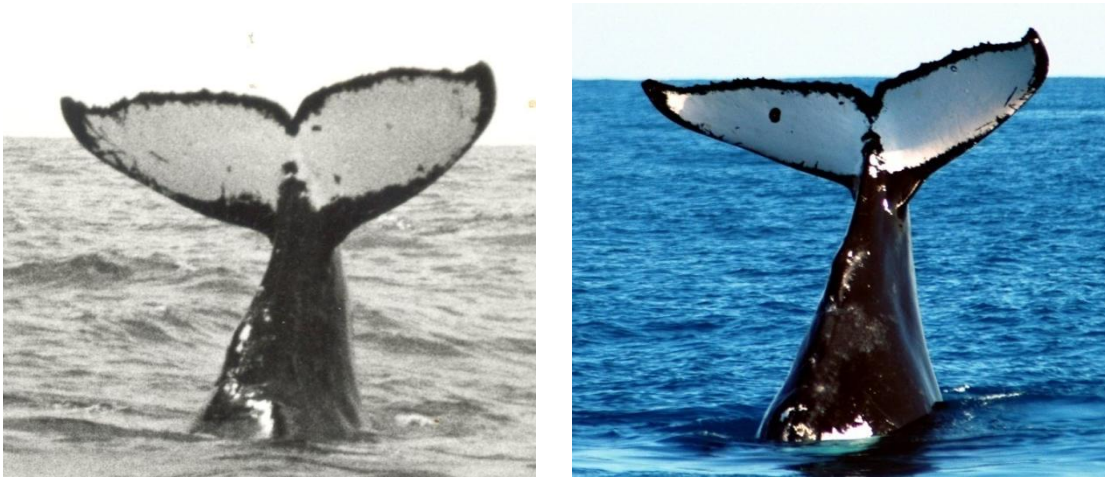


Figura III.2: Região ventral da nadadeira caudal de duas baleias-jubarte classificadas como padrão 1B. O indivíduo da esquerda tem identidade #11 (Rosalina), em fotografia de 1990. (Arquivo IBJ)



Figura III.3: Região ventral da nadadeira caudal de uma baleia-jubarte classificada como padrão 3, enquanto outra baleia expõe sua cauda padrão 1 no canto inferior esquerdo. (Wedekin/Arquivo IBJ)

Foram considerados para as análises de deslocamentos os animais foto-identificados entre 1989 e 2006, que tiveram sua posição geográfica registrada. Estes registros foram espacializados usando o software ESRI Arcview (versão 3.1) sobre uma carta náutica digitalizada da costa brasileira. As distâncias entre as reavistagens foram medidas usando o programa Arcview. Algumas definições utilizadas foram as seguintes:

Taxa de recaptura: calculada pelo número de baleias recapturadas num mesmo ano, dividido pelo total de baleias identificadas naquele ano. A taxa de recaptura também foi denominada em outros estudos por taxa de retorno anual (*e.g.*, Clapham *et al.*, 1993).

Residência: número de dias entre a primeira e última avistagem de uma baleia dentro da mesma temporada (Mattilla *et al.*, 1989; Clapham *et al.*, 1993). Aqui não é assumido que as baleias permaneceram durante todo este período de tempo na área amostrada.

Movimentos/deslocamentos: qualquer reavistagem de uma baleia dentro de uma mesma temporada (com registro da posição geográfica). A distância entre a reavistagem pode ser considerada como a distância mínima de deslocamento daquele indivíduo.

III.3 Resultados

Amostragem e taxas de recaptura

De 1989 a 2006, 10.875 baleias foram observadas no Banco dos Abrolhos, das quais 1.748 eram filhotes (16,1%). Um total de 2.612 baleias foram individualmente identificadas. O número acumulativo de baleias identificadas cresceu progressivamente desde o início de 1989 até 1997. A partir de 1997, o número de baleias identificadas a cada ano e o número de novos indivíduos permaneceram constantes, com um pequeno incremento nos últimos quatro anos de amostragem (**Figura III.4**). A maioria dos indivíduos identificados foram observados uma única vez ($n = 2.238$; 85,7%), ao passo que 374 baleias foram observadas em duas ou mais ocasiões (14,3%). A maioria das baleias reavistadas foi observada em diferentes temporadas reprodutivas ($n = 267$), 59 baleias foram reavistadas somente dentro de uma mesma temporada e 48 baleias foram reavistadas tanto em temporadas distintas quanto dentro de uma mesma temporada. Dentre as baleias reavistadas em diferentes anos, a maioria foi observada em dois anos diferentes ($n = 230$; 73%), seguido de 3 anos ($n = 55$; 17,5%), 4 anos ($n = 19$; 6%), 6 anos ($n = 7$; 2,2%) e 5, 7, 8 e 9 anos com uma baleia cada.

As reavistagens dentro de uma mesma temporada foram mais frequentes no meio do período de estudo (1995-2000) e menos frequentes depois de 2003 e no início do estudo (**Tabela III.2**). A taxa de recaptura variou entre diferentes anos, com uma média de 13% entre 1989 e 2006 (min-máx = 2-25%). A taxa de recaptura anual não apresentou correlação significativa com o esforço amostral (Pearson, $r = 0,1$; GL = 15; $p > 0,05$).

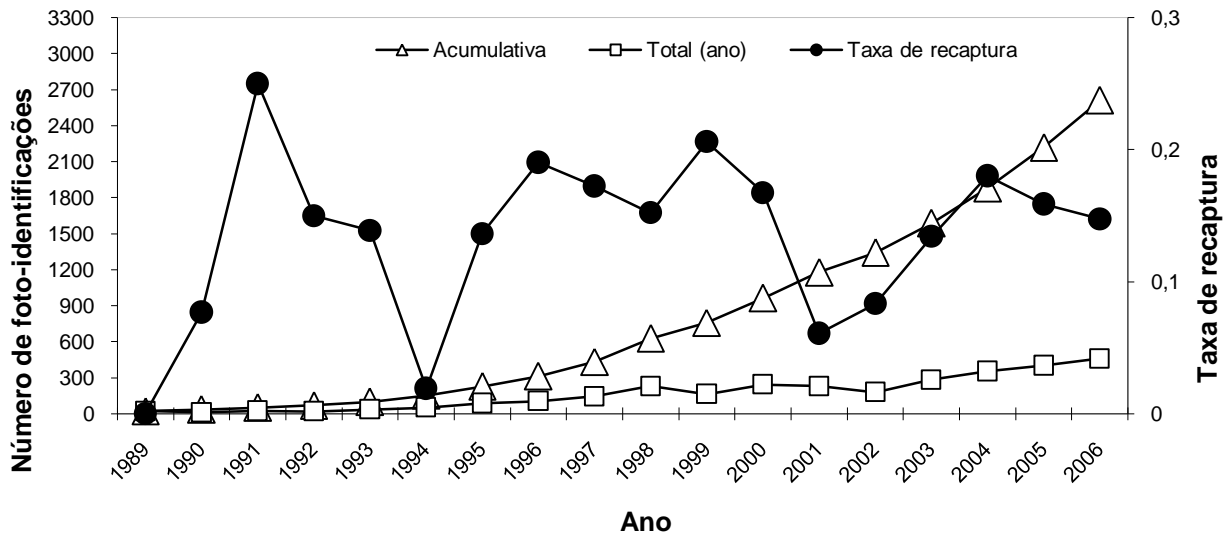


Figura III.4: Curva acumulativa de baleias-jubarte foto-identificadas no Banco dos Abrolhos, número total de foto-identificações e taxa de recaptura por ano entre 1989 e 2006.

Movimentos e residência

Durante o período de estudo a residência variou entre um e 71 dias (média = 15,4; DP = 16,7; n = 74) e a distância média percorrida foi de 35,5 km (DP = 43,1; min-máx = 0,5 - 291,8; n = 74). Alguns indivíduos usaram uma grande extensão do Banco dos Abrolhos e adjacências, mas as reavistagens foram concentradas ao redor do Arquipélago dos Abrolhos, onde ocorreu a maior parte do esforço amostral (**Figura III.5**).

A taxa média de deslocamento das baleias foto-identificadas (que também pode ser considerada a velocidade média) foi de 7,8 km/dia (DP = 11,9; min-máx = 0,2 - 62,5; n = 74), mas valores diferentes foram encontrados para diferentes indivíduos (**Figura III.6**). Algumas baleias se deslocaram mais de 100 km em um período de cinco dias e outras foram reavistadas praticamente na mesma área depois de um período de 70 dias. A correlação entre o intervalo de dias e a distância entre as reavistagens dentro de uma mesma temporada não foi significativa (Correlação de Pearson: $r = 0,1$; GL = 71; $p > 0,05$). O maior deslocamento observado no Banco dos Abrolhos foi de 290 km em 13 dias (Baleia #1885). Adicionalmente, outros três deslocamentos de longa distância (600 km) foram observados entre a Praia do Forte e Abrolhos, quando se comparou os catálogos das duas regiões. As baleias #1035 (2001), #1198 (2003) e #0719 (2006) foram observadas nas duas áreas em um intervalo de 6, 56 e 17 dias, respectivamente.

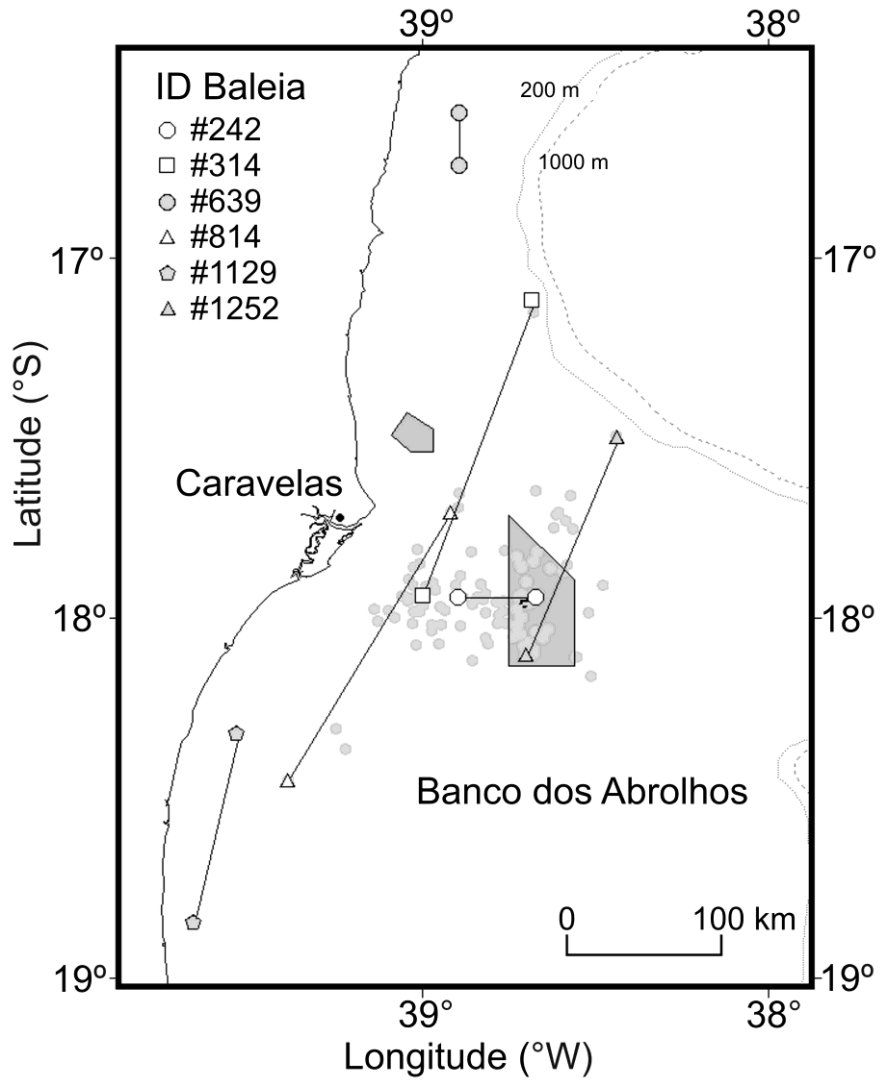


Figura III.5: Reavistagens dentro de uma mesma temporada de baleias-jubarte no Banco dos Abrolhos (círculos cinza claros) e o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (polígono cinza escuro). Movimentos de algumas baleias foram indicados por linhas.

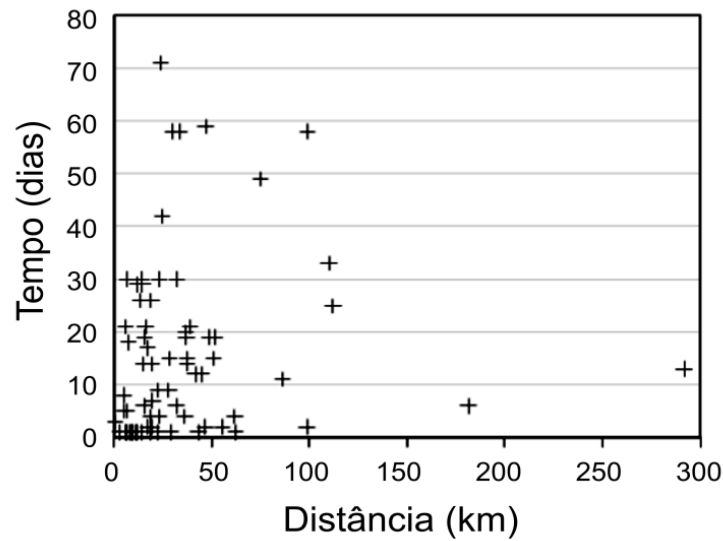


Figura III.6: Distância de deslocamento e número de dias entre reavistagens dentro de uma mesma temporada da baleia-jubarte no Banco dos Abrolhos entre 1989 e 2006.

Fidelidade ao sítio

O intervalo mais frequente entre reavistagens em temporadas distintas foi de um ano (30%), seguido de dois anos (24%) (**Figura III.7a**). O intervalo entre a primeira e última avistagem das baleias foto-identificadas (excluindo as reavistagens dentro de uma mesma temporada) variou entre um até o máximo de 16 anos (Baleias #2, #11, #24 e #27) (**Figura III.7b**). Um total de 33 baleias foram observadas usando o Banco dos Abrolhos por um período maior que 10 anos.

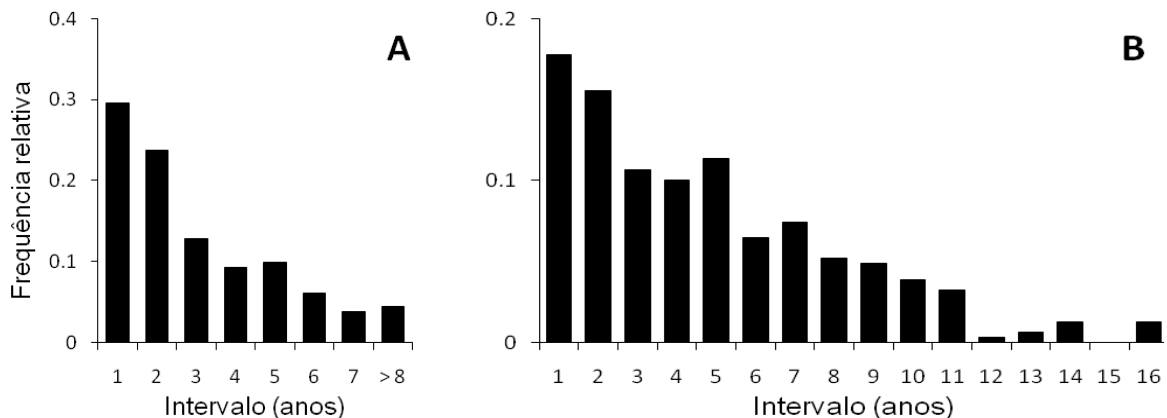


Figura III.7: Intervalo entre reavistagens em temporadas diferentes de baleias-jubarte foto-identificadas (A) e intervalo entre a primeira e última avistagem (B) no Banco dos Abrolhos entre 1989 e 2006.

A distância média entre reavistagens em temporadas diferentes foi de 39,2 km (DP = 48,9, min-máx = 2,1 - 337,7, n = 231), que não diferiu significativamente da distância média entre reavistagens dentro de uma mesma temporada (Kruskal-Wallis: H = 1,34, GL = 1, p > 0,05). Todas as baleias tiveram áreas de uso individual maiores que os limites do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.

A comparação entre diferentes catálogos de baleias-jubarte foto-identificadas na costa brasileira revelou um baixo intercâmbio de indivíduos entre diferentes regiões. Entretanto, algumas reavistagens entre estas regiões demonstraram que alguns indivíduos usam uma grande faixa latitudinal da costa (**Figura III.8**). A comparação dos catálogos das duas regiões onde existe esforço sistemático de pesquisa (Praia do Forte e Abrolhos) revelou 17 reavistagens entre temporadas distintas (correspondendo a aproximadamente 0,5% das baleias dos catálogos destas áreas). A reavistagem mais distante foi da baleia #1364, que foi observada pela primeira vez em Abrolhos (2002), depois perto da cidade de João Pessoa (2004), mais de 1.400 km ao norte. Finalmente, este indivíduo foi observado perto da Praia do Forte em 2005. Outra baleia (#1545) foi observada no Banco dos Abrolhos em 2003 e dois anos mais tarde (2005) foi observada 550 km ao sul, perto de Búzios, no litoral do Estado do Rio de Janeiro.

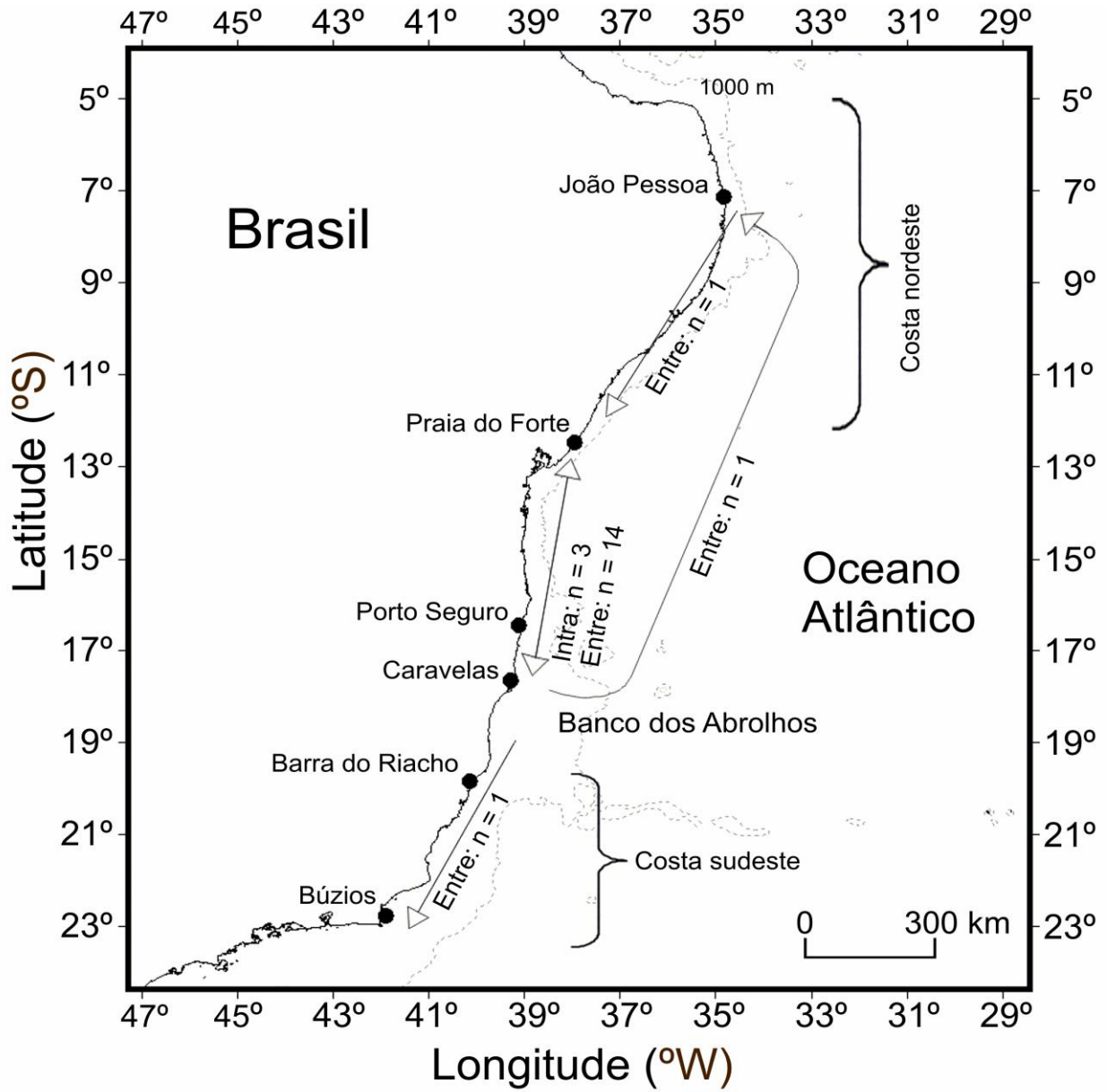


Figura III.8: Intercâmbio de baleias-jubarte foto-identificadas entre as áreas amostradas na costa brasileira dentro de uma mesma temporada (Intra) e em temporadas distintas (Entre).

III.4 Discussão

Movimento e residência

A residência das baleias-jubarte observadas em no Banco dos Abrolhos foi maior que a observada em outras áreas de reprodução, como no Caribe (média = 6 dias; máx = 33 dias – Matilla *et al.*, 1994; média = 9 dias; máx = 30 dias – Matilla *et al.*, 1989), Equador (média = 13 dias; máx = 30 dias – Scheidat *et al.*, 2000), Ilhas Camiguin (40 dias – Acebes *et al.*, 2007) e Hawaii (34 dias – Baker & Herman, 1981). Isto pode ser explicado pelo período amostral mais curto destes estudos (entre 2 e 3 meses por ano) quando comparados a este estudo (5 meses por ano). Portanto, provavelmente a maioria dos períodos de residência está subestimada.

As taxas de movimentos, estimadas através da reavistagem de animais foto-identificados em Abrolhos, foram menores que as taxas observadas por estudos com transmissores satelitais (excluindo os animais em migração) conduzidas em Abrolhos (média = 42 km/dia, n = 5; Zerbini *et al.*, 2006) e na área de reprodução do Hawaii (média = 113 km/dia, n = 3; Mate *et al.*, 1998). Os movimentos de baleias detectados pela foto-identificação são fragmentados e certamente subestimados. Não é possível saber se um indivíduo permaneceu em uma mesma área durante o período de tempo ou se o mesmo se movimentou, e coincidentemente foi reavistado na mesma área onde foi observado da primeira vez. Isto deve ser considerado na interpretação dos resultados encontrados neste estudo.

Algumas baleias do Banco dos Abrolhos foram reavistadas em uma mesma área depois de diversas semanas, enquanto outros se movimentaram mais de cem quilômetros em poucos dias. As taxas diárias de movimentos também variaram de um a mais de 60 km por dia. Estes registros são consistentes com outras observações em áreas de reprodução e alimentação (Zerbini *et al.*, 2006; Dalla-Rosa *et al.*, 2008; Lagerquist *et al.*, 2008). Matilla *et al.* (1989) sugeriram que a maioria das baleias é relativamente transiente em uma determinada região da área de reprodução. Esta alta mobilidade é típica das baleias de barbatana e o custo relativo envolvido nestes movimentos é provavelmente baixo (ver Brodie, 1975; Corkeron & Connor, 1999). As baleias-jubarte usam grandes áreas de vida dentro de suas áreas de reprodução e raramente permanecem em uma região tempo suficiente para que sejam continuamente observadas (Baker & Herman, 1981). O movimento mais longo observado por uma baleia-

jubarte durante uma temporada reprodutiva foi de um indivíduo que foi reavistado em duas áreas de reprodução distintas em um mesmo ano, separadas por 4.700 km (Forestell & Urbán, 2007). No presente estudo, a média de distância percorrida por uma baleia corresponde grosseiramente ao raio da região onde o esforço de amostragem foi mais intenso ao redor do Arquipélago dos Abrolhos (30-35 km). Foram observados neste estudo deslocamentos de até 600 km em uma mesma temporada reprodutiva, corroborando a visão de que a população percorre uma área bem maior que a nossa área de estudo.

Fidelidade ao sítio

Poucos estudos sobre fidelidade ao sítio existem sobre a baleia-jubarte no Hemisfério Sul. Uma baixa fidelidade ao sítio foi observada para a baleia-jubarte em Abrolhos e em outras áreas de reprodução, com uma baixa proporção de baleias identificadas por mais de um ano (Hemisfério Norte - Baker *et al.*, 1986; Matilla *et al.*, 1994; Craig & Herman, 1997 – e Hemisfério Sul - Flórez-González *et al.*, 1998). Na costa oeste da Austrália, um intervalo de nove anos entre a primeira e última avistagem foi observado para poucos indivíduos em uma área de reprodução (Chittleborough, 1965), e Craig & Herman (1997) observaram poucas baleias usando a área de reprodução do Hawaii por mais de 10 anos. Neste estudo, menos de 2% das baleias identificadas usaram o Banco dos Abrolhos por mais de 10 anos. Entretanto, o maior intervalo entre a primeira e a última avistagem das baleias corresponde praticamente ao período de amostragem, sugerindo uma fidelidade de longo prazo às suas áreas de reprodução.

Muitos fatores podem influenciar as taxas de recaptura baixas e variáveis das baleias-jubarte no Banco dos Abrolhos. A probabilidade de captura de um indivíduo pode variar de acordo com o esforço amostral e o comportamento das baleias. Taxas de recaptura entre diferentes temporadas refletem o tamanho da população sendo amostrada, além do próprio grau de fidelidade ao sítio (Calambokidis *et al.*, 2001). A última estimativa de abundância para as baleias-jubarte que reproduzem na costa brasileira (em 2005) foi de 6.404 baleias (CV = 0,12) (Andriolo *et al.*, 2010) e esta população está crescendo a uma taxa anual de 7,4% (Ward *et al.*, no prelo). A população está atravessando um período de crescimento exponencial depois do declínio durante a época da caça comercial (Zerbini *et al.*, no prelo a). Então, centenas de indivíduos estão adentrando a população todos os anos e somente uma proporção destes indivíduos que usam o Banco dos Abrolhos foram capturados por fotografias. Seguindo uma melhor cobertura por foto-identificação da população e a estabilização do crescimento

populacional, um incremento da taxa de recaptura é esperado. Além disto, o fato de que muitas fêmeas não realizam a migração para as áreas de reprodução e permanecem durante todo o ano nas áreas de alimentação (Brown *et al.*, 1995; Craig & Herman, 1997) também pode contribuir para as baixas taxas de recaptura. Este padrão de migração resulta em toda a população estando presente nas áreas de alimentação durante o verão e somente uma fração da população estando presente nas áreas de reprodução durante o inverno (Brown *et al.*, 1995). Mais além, muitos indivíduos podem mudar de área de reprodução em anos diferentes (Darling & McSweeney, 1985; Darling & Cerchio, 1993; Salden *et al.*, 1999; Garrigue *et al.*, 2002; Stevick *et al.*, no prelo).

Além de características biológicas e comportamentais da população de baleias-jubarte, variáveis metodológicas também podem influenciar a taxa de recaptura. A área de estudo foi praticamente a mesma ao longo dos anos, com uma expansão a partir do ano de 2001, quando um decréscimo das taxas de recaptura e do número de reavistagens dentro de uma mesma temporada foi observado. Por outro lado, após a adoção de câmeras digitais desde 2004, o número total de foto-identificações aumentou. A maioria destas variáveis biológicas e metodológicas descritas acima causa a subestimativa da fidelidade ao sítio pelas baleias.

Implicações para a conservação

A comparação de dois catálogos, coletados durante esforços sistemáticos de pesquisa obtidos ao longo da costa leste do Brasil (Banco dos Abrolhos e Praia do Forte – separados por 600 km), revelou poucas reavistagens entre as duas regiões. A baixa taxa de intercâmbio entre estas regiões sugere que as baleias não se deslocam frequentemente entre estas duas áreas e têm algum grau de fidelidade a diferentes regiões da costa brasileira. Alguns possíveis mecanismos que causam esta segregação podem ser a separação por idade, diferentes rotas migratórias (como a existência de uma rota migratória oceânica) e barreiras ou descontinuidades de habitat ao longo de sua distribuição. Análises genéticas, entretanto, demonstraram que não existe evidência de diferenciação espacial entre as regiões da Praia do Forte e Banco dos Abrolhos, bem como não existem diferenças ao longo dos anos, sustentando a hipótese de que as baleias que reproduzem no Oceano Atlântico sul ocidental pertencem a um único estoque reprodutivo (Cypriano-Souza *et al.*, 2010). Este estudo comparou amostras coletadas na Praia do Forte ($n = 39$) e Banco dos Abrolhos ($n = 235$) usando 10 *loci* de DNA micro-satélite. Portanto, possivelmente uma proporção pequena de baleias vagantes, prováveis machos que se deslocam

mais que a maioria dos indivíduos (ver Darling & Cerchio, 1993; Salden *et al.*, 1999; mas ver também Stevick *et al.*, no prelo), são responsáveis por manter a panmixia da população conforme sugerida pelas análises genéticas. Apesar de que as informações disponíveis sugerem um único estoque reprodutivo para as baleias que reproduzem na costa brasileira, outros estudos são necessários para confirmar esta hipótese devido à baixa abrangência e amostra dos dados de foto-identificação e genéticos. Esforços de foto-identificação cobrindo uma área geográfica maior, incluindo as ilhas oceânicas ao largo do Brasil (ver IWC, 2006) e uma amostra genética maior são recomendados para uma caracterização mais precisa da estrutura populacional desta espécie no Oceano Atlântico sul ocidental.

No Banco dos Abrolhos, reações comportamentais de curto prazo foram detectadas em baleias que sofreram aproximação por embarcações de turismo (Morete *et al.*, 2007a; Sousa-Lima & Clark, 2008). As mudanças comportamentais incluíram interrupção do canto por machos cantores (Sousa-Lima & Clark, 2008) e evasão de fêmeas com filhotes de áreas de descanso (Morete *et al.*, 2007a). O turismo de observação de baleias no Banco dos Abrolhos é feito principalmente de maneira oportunista por embarcações que visitam o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (Morete *et al.*, 2000). Apesar do número geral de visitantes deste parque estar diminuindo, o número de visitantes durante a temporada das baleias tem crescido nos últimos anos (*in litt.*, ICMBio – gestão do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos). O aparente alto grau de mobilidade das baleias na área de estudo tem lados positivos e negativos para a conservação da espécie. Uma alta mobilidade minimiza os impactos negativos da exposição ao turismo de observação de baleias, diluindo estes efeitos negativos sobre toda a população que usa ou se desloca pelo Banco dos Abrolhos. Isto evita que o impacto fique concentrado sobre poucos indivíduos residentes. Por outro lado, a mobilidade aumenta as chances de uma baleia encontrar e ficar emalhada acidentalmente em um aparato de pesca, que é outro impacto negativo que incide sobre esta população (Zambonim *et al.*, 2009).

Uma porção considerável da população parece viajar longas distâncias dentro da área de reprodução da costa brasileira, usando diferentes regiões em uma mesma temporada ou em temporadas distintas. Apesar da proporção destes indivíduos ser desconhecida e poder ser restrita a poucos machos vagantes, a área de uso individual destes indivíduos pode ser tão grande quanto toda a área de distribuição da população, nas costas leste e nordeste do Brasil, onde inúmeras atividades humanas ameaçam a sobrevivência das baleias (como a exploração de gás e petróleo, tráfego de grandes embarcações, pesca, entre outras). Adicionalmente, os deslocamentos das

baleias foram maiores que a extensão do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, criado para proteger as áreas de reprodução das baleias, dentre outros motivos. Para melhorar a efetividade deste parque e a proteção às baleias que usam esta área, propõe-se a criação de uma zona de amortecimento que abarque estes movimentos dentro do Banco dos Abrolhos e melhor ajustada à escala de uso espacial das baleias. Esta zona de amortecimento também garante a proteção da fauna endêmica de corais que ocorre no Banco dos Abrolhos contra ameaças como o derramamento de petróleo. Esta zona de amortecimento já foi proposta por outros autores (Marchioro *et al.*, 2005) e é fortemente recomendada para proteger os habitats críticos da baleia-jubarte e sua área de reprodução no Brasil.

CAPÍTULO IV: EFEITO DE COVARIÁVEIS NA ESTIMATIVA DE ABUNDÂNCIA DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA DO BRASIL EM 2008

PALAVRAS-CHAVE: levantamento aéreo, transecções lineares, amostragem de distâncias, Oceano Atlântico Sul Ocidental, densidade, abundância

IV.1 Introdução

O monitoramento populacional e de outros parâmetros demográficos é um componente importante em qualquer programa de conservação de uma espécie. Motivados por este fato, parâmetros populacionais das baleias-jubarte têm sido estudados nas últimas décadas na costa brasileira através de diferentes métodos tais como: identificação individual e modelos de marcação-recaptura (Kinas & Bethlem, 1998; Freitas *et al.*, 2004); índices de abundância relativa (Martins *et al.*, 2001; Morete *et al.*, 2003; 2008; Rossi-Santos *et al.*, 2008; Ward *et al.*, no prelo); e transecções lineares com amostragem de distâncias através de embarcações (Zerbini *et al.*, 2004) e levantamentos aéreos (Andriolo *et al.*, 2006; 2010). Estas informações ajudam a construir modelos que descrevem a trajetória de uma população, subsidiando sua conservação (Baker & Clapham, 2004).

Dentre os métodos de estimativa de abundância, as transecções lineares em levantamentos aéreos com amostragem de distâncias têm apresentado resultados robustos e confiáveis sobre densidade, abundância e distribuição da baleia-jubarte na costa brasileira (Andriolo *et al.*, 2006; 2010). Apesar do custo elevado, os levantamentos aéreos permitem responder quantas baleias estão presentes no pico da temporada reprodutiva deste estoque. A robustez deste método deve-se à construção de uma função de detecção que leva em conta a menor probabilidade de detectar grupos quanto maior a distância do observador (ou da linha de detecção). Esta função de detecção é uma das formas de considerar a detecção imperfeita dos animais. Classicamente, têm-se estimado a densidade assumindo que a probabilidade de detecção depende somente da distância da linha de transecção. Entretanto, isto raramente se aplica, pois numerosas variáveis podem influenciar a probabilidade de detecção (Marques & Buckland, 2003). Existem diferentes formas de incorporar esta heterogeneidade na probabilidade de detecção e uma das mais advogadas é a construção de uma função de detecção multivariada, onde uma

ou mais covariáveis afetam a taxa com que a probabilidade de detecção decresce em função da distância (Marques & Buckland, 2003; 2004; Thomas *et al.*, 2009).

Dentro deste contexto de análise estatística a ênfase é dada para a escolha do modelo que melhor retrata os dados coletados. Esta lógica vem se firmando como novo paradigma de análises ecológicas, em contraste com a tradicional estatística de testes de hipótese (ver Anderson *et al.*, 2000; Burnham & Anderson, 2002). Dentre um conjunto de modelos candidatos com coerência biológica, temos um (ou mais modelos) com melhor suporte e este modelo é escolhido como retrato mais próximo do processo em questão, que neste caso é o processo de observação que leva à detecção do grupo. Esta lógica da modelagem estatística permite conhecer (e isolar) melhor os processos biológicos e as características dos dados coletados (e seus possíveis problemas observacionais), além de permitir previsões.

O objetivo deste capítulo foi estimar a abundância do estoque reprodutivo da baleia-jubarte que usou a costa brasileira em 2008, e verificar o efeito de covariáveis nos modelos de detecção considerando a distância perpendicular das baleias às transecções lineares.

IV.2 Material & Métodos

Área de estudo

Para efeito de comparação com a última estimativa realizada na costa brasileira em 2005 (Andriolo *et al.*, 2010), a área de estudo em 2008 foi mantida com os mesmos limites e dividida nos mesmos estratos de sobrevoos anteriores (**Tabela IV.1; Figura IV.1**). O estrato G, que abrangeu a costa do Estado do Rio de Janeiro, ao sul de Cabo Frio, foi excluído das análises devido à ausência de avistagens de baleias-jubarte.

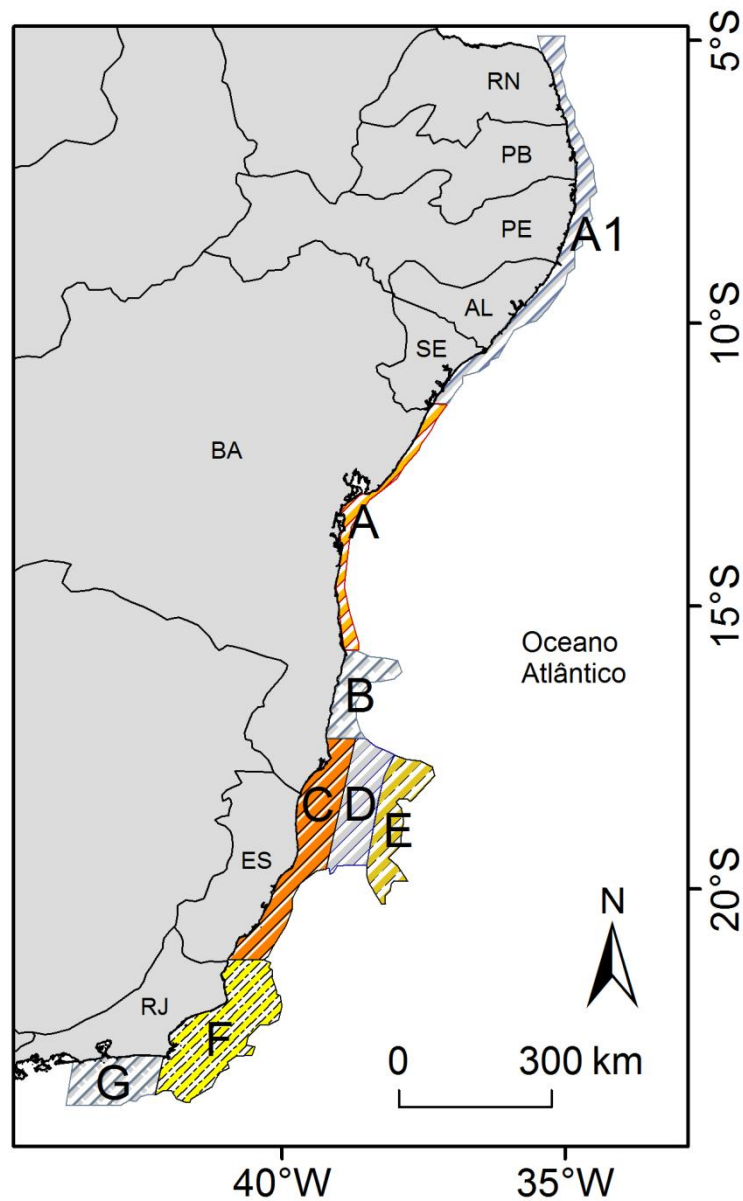


Figura IV.1: Estratos amostrados nos sobrevoos (A1 a G) para estimar a densidade de baleias-jubarte em 2008 (ver texto para detalhes), representados por diferentes cores.

Coleta de dados

O sobrevoo seguiu o método de transecções lineares com amostragem de distâncias (~ *Distance Sampling* - conforme Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2010). Percorreram-se 84 linhas de transecção desenhadas de forma paralela e posicionadas perpendicularmente à costa, ou em zig-zag na porção norte da área de estudo onde a plataforma continental é mais estreita. Detalhes dos métodos podem ser encontrados em Andriolo *et al.* (2006; 2010) e no **Capítulo I** deste estudo. Estas transecções foram percorridas principalmente em setembro, no pico da temporada reprodutiva com uma aeronave de asa alta e janela em bolha sobrevoando a uma altitude de 1.000 pés. Em 2008 experimentou-se um desenho amostral reduzido e uma maior altitude em relação aos anos anteriores (ver **Capítulo I** deste trabalho).

Para garantir a premissa de detecção de todos os animais na linha de transecção, o maior esforço de procura e observação de baleias foi para as áreas mais próximas da linha de transecção, ou seja, à frente e abaixo da aeronave (**Figura IV.2**). Isto garante um melhor ajuste dos modelos para estimativa de densidade e abundância, com a probabilidade de detecção dos animais diminuindo suavemente (e não abruptamente) com a distância da linha de transecção (Buckland *et al.*, 2001). Entretanto, um esforço maior de observação na linha de detecção pode gerar distorções, com a probabilidade de detecção caindo abruptamente com aumento da distância da linha de transecção (Buckland *et al.*, 2001). Para evitar esta distorção, as áreas mais distantes da aeronave (e linha de transecção) eram “varridas” pelos observadores frequentemente, apesar do maior esforço abaixo e na frente da aeronave. Além disto, a aeronave tinha janelas em forma de bolha nos dois lados, permitindo uma melhor visualização abaixo e à frente do avião.

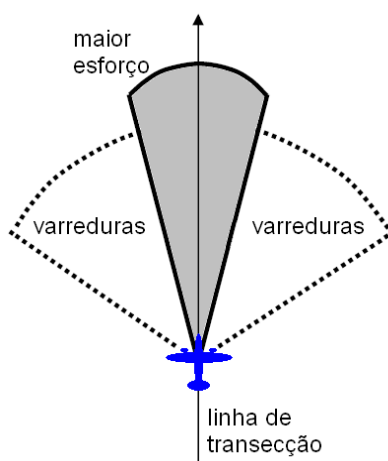


Figura IV.2: Representação esquemática do esforço de procura dos observadores em relação à aeronave. Área cinza representa região de maior esforço de observação (modificado de Buckland *et al.*, 2001).

Quando um grupo de baleias foi avistado, um clinômetro foi utilizado para registrar o ângulo vertical em relação à aeronave no momento em que a baleia se encontrava perpendicular ao avião. Foi comum a detecção de grupos à frente da aeronave. Nestes casos, esperava-se o grupo de baleias ficar perpendicular à linha de transecção para a mensuração da distância. Em muitos casos, a baleia submergia antes da mensuração do ângulo, que era então feita de maneira aproximada, seguindo alterações da superfície do mar características do mergulho de grandes baleias. O ângulo vertical foi então inserido na fórmula trigonométrica (triângulo reto) para estimar a distância perpendicular da linha de transecção (Distância perpendicular em metros = $h \tan \phi$, onde h = altura da aeronave, ϕ = ângulo vertical) (**Figura IV.3**). A mensuração correta da distância perpendicular é premissa para estimar a densidade e abundância por este método. Também foram registrados o tamanho do grupo, presença de filhotes, pista (~ *cue*) da detecção (*e.g.*, borrico, dorso, animal submerso, *splash*²), bem como sua posição geográfica (por GPS).

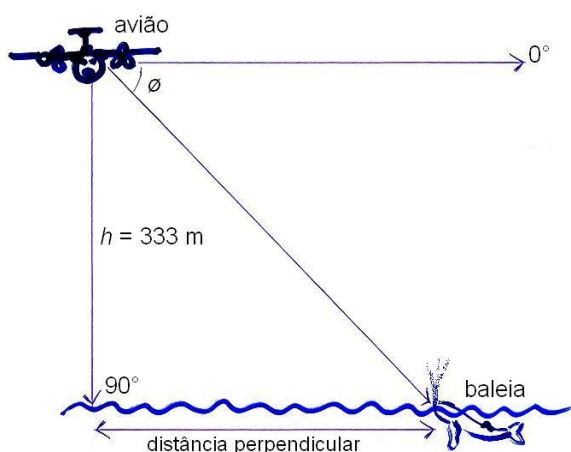


Figura IV.3: Representação esquemática das informações utilizadas para o cálculo da distância perpendicular em relação à linha transecção para cada observação (esq.) e observador medindo o ângulo vertical através do clinômetro na janela em bolha (dir.).

Análise de dados

Considera-se que foi realizada a contagem dos animais ao longo de um conjunto de linhas de transecção e as distâncias perpendiculares de cada grupo de baleia-jubarte foram medidas. O primeiro passo é ajustar uma “função de detecção” que leve em consideração o fato de que a probabilidade de detectar o grupo ou algum indicativo de sua presença diminui conforme aumenta a

2 *Splash* refere-se à água que sobe quando a baleia realiza algum comportamento aéreo, como um salto ou batida de nadadeira caudal. De aspecto branco, muitas vezes pode ser observado de longe, além do horizonte.

distância do observador. Esta função de detecção permite estimar a proporção de animais que são detectados dentro de uma faixa ao longo da linha de transecção e outros parâmetros adicionais que permitem estimar a densidade e abundância de animais daquela área amostrada (ver Buckland *et al.*, 2001; 2004; Thomas *et al.*, 2002; 2010; Cullen Jr. & Rudran, 2003). A estimativa de densidade e abundância foram realizadas através do software livre “*Distance*”, versão 6.0 (Thomas *et al.*, 2009; 2010). As equações de todos os estimadores utilizados nas análises podem ser encontradas em Buckland *et al.* (2001; 2004), Marques & Buckland (2003), e Fewster *et al.* (2009).

Três premissas principais devem ser satisfeitas para que este método seja válido e confiável para estimativa da densidade (Buckland *et al.*, 2001):

1. Todos os animais na linha de transecção devem ser detectados;
2. Os animais não devem apresentar movimentos responsivos à plataforma de observação;
3. A mensuração das distâncias perpendiculares devem ser corretas.

A dificuldade de observar grupos logo abaixo da aeronave foi verificada em alguns levantamentos aéreos com cetáceos, especialmente em aviões com janela plana (*e.g.*, Secchi *et al.*, 2001; Andriolo *et al.*, 2006; Crespo *et al.*, 2010). Neste estudo não foi verificada uma menor detecção dos grupos na linha de transecção. Conforme esperado, constatou-se um maior número de detecções nas primeiras classes dos histogramas (ver abaixo). A ausência de movimentos responsivos também é uma premissa considerada válida para os sobrevoos (ver Andriolo *et al.*, 2006; 2010). Por fim, a alternativa mais precisa e usada para mensuração da distância perpendicular durante um sobrevoo é através de ângulos verticais obtido por um clinômetro.

A análise dos dados seguiu o protocolo descrito em Thomas *et al.* (2010), que inclui três fases principais: (1) análise exploratória; (2) seleção do modelo; e (3) análises e inferências finais. A análise exploratória dos dados consiste, basicamente, em gerar histogramas com as distâncias das observações garantindo durante a coleta de dados que não ocorram menos detecções próximas da linha. Depois que os dados foram coletados este problema é mais difícil de remediar. Portanto, histogramas foram gerados ainda durante as coletas de dados, conforme recomendação de Buckland *et al.* (2001). Outros problemas incluem arredondamentos excessivos das medidas de distância e probabilidade de detecção declinando abruptamente, sem formar um “ombro” nas menores distâncias (ver Thomas *et al.*, 2010).

A estimativa de densidade foi realizada considerando modelos sem e com covariáveis (Marques & Buckland, 2003; 2004). As seguintes covariáveis foram utilizadas para construção de potenciais modelos de detecção: observador; reflexo do sol (%); cobertura de nuvens (%); estado do mar na escala Beaufort (0 a 12, mas foram amostradas somente condições de mar entre 1 e 5); pista

de detecção (aspecto da avistagem que primeiro chamou a atenção do observador no momento da detecção do grupo – Barlow *et al.*, 2001); visibilidade (ruim, regular, boa e excelente); e estrato amostral. Seguindo a recomendação de Thomas *et al.* (2009), quando possível as covariáveis categóricas foram agrupadas para facilitar o ajuste dos modelos. A covariável pista de detecção foi agrupada em comportamentos aéreos (salto, *splash*, batida de cauda e nadadeira peitoral), corpo do animal (dorso e animal submerso) e borrifo. O estado do mar (incorporado como variável categórica) foi agrupado em três classes (1-2, 3 e 4-5), por causa do baixo número de registros em mares na escala 1 e 5. Pelo mesmo motivo do estado do mar, a covariável visibilidade foi agrupada em duas categorias, visibilidade ruim-regular e boa-excelente.

Duas funções-chave (*~ key functions*) foram utilizadas para modelar os dados de distância perpendicular considerando covariáveis (Marques & Buckland, 2003): meia-normal (*~ half-normal*) e taxa-de-risco (*~ hazard-rate*). Foram considerados como modelos possíveis para os dados de distância diferentes combinações de funções-chave e expansões de série (*~ series adjustments*). As seguintes expansões de série foram consideradas (Buckland *et al.*, 2001): cosseno, polinomial simples e polinomial hermite.

A escolha do modelo foi realizada com base no menor valor do “Critério de Informação de Akaike” (AIC - *Akaike's Information Criterion* - Burnham & Anderson, 2002). Pelo “princípio da parcimônia”, devemos selecionar um modelo com o menor número de parâmetros possível, mas ao mesmo tempo dar uma explicação adequada para os dados (Lebreton *et al.*, 1992). Podemos adicionar muitos parâmetros a um modelo e criar um ajuste muito bom do modelo aos dados, mas as incertezas associadas a cada parâmetro são somadas gerando uma baixa precisão. Cooch & White (2010) resumem assim: “o ajuste do modelo aos dados aumenta quanto mais adicionamos parâmetros, mas você paga um preço ao fazer isto – este preço é a precisão”. O modelo com menor valor de AIC é aquele com o melhor balanço entre o ajuste do modelo (maior número de parâmetros) e a precisão (menor desvio ou *deviance*). O bom ajuste dos modelos aos dados foi verificado através dos testes de Qui-quadrado (*Chi-square goodness of fit*), Kolmogorov-Smirnov, Cramer-von Mises e plotagem quartil-quartil – *Q-Q plot* (ver Thomas *et al.*, 2009).

A função de detecção com covariáveis foi ajustada globalmente, isto é, para toda a área de estudo, porque não havia um número suficiente de detecções para ajustar um modelo de detecção para cada estrato separadamente. A partir do modelo global com covariáveis, ajustado a todo o banco de dados, as funções de detecção foram calculadas separadamente para cada estrato dependendo do valor das covariáveis (ou seja, estimou-se a função de detecção em múltiplos níveis – ver Thomas *et al.*, 2009). Esta lógica de modelagem é bastante plausível, pois as condições ambientais, os observadores e o comportamento das baleias podem variar entre os diferentes estratos amostrais.

A seleção do melhor modelo de covariáveis foi feito de acordo com Marques & Buckland (2003), onde primeiramente foi gerado um modelo sem covariáveis (modelo básico) e depois cada covariável foi incorporada separadamente. Se algum dos modelos contendo uma das covariáveis fosse selecionado (pelo AIC), este modelo era então tido como melhor modelo (modelo estendido com uma covariável). As covariáveis descartadas na primeira rodada foram então adicionadas separadamente ao modelo estendido, e o AIC destes modelos foi novamente comparado. Este procedimento (*~ stepwise approach* – conforme Marques & Buckland, 2003) foi repetido até que todas as covariáveis foram incorporadas no modelo. O melhor modelo (dentre todos os gerados com diferentes covariáveis e combinações de covariáveis) foi então escolhido com base no menor AIC. Aqui novamente o AIC foi utilizado para a seleção do melhor modelo, mas desta vez o processo não foi automatizado dentro das rotinas de análise do Programa Distance. Assim, para escolher o melhor modelo, usou-se o ΔAIC , que é simplesmente a diferença no valor do AIC do melhor modelo (cujo $\Delta AIC = 0$) para os modelos subsequentes.

A estimativa de abundância para toda a área de estudo foi obtida pela soma das estimativas de cada estrato. A variância da estimativa de cada estrato foi calculada empiricamente pelo estimador S_2 , descrito por Fewster *et al.* (2009), para desenhos amostrais sistemáticos. Este estimador segue um esquema de pós-estratificação que resulta em melhor precisão das estimativas de variância (ver Fewster *et al.*, 2009). A variância da estimativa de densidade e abundância global, ou seja, para toda a área de estudo, foi calculada através do método de reamostragem (*bootstrap*) das linhas de transecção em cada estrato com 500 replicações. Este método para calcular a variância da estimativa global de abundância, entretanto, não leva em consideração a incerteza associada com a correção do $g(0)$ (ver abaixo). Esta incerteza foi incorporada de maneira conservadora no intervalo de confiança (IC 95%) e no coeficiente de variação (CV) através das fórmulas usadas por Whitehead *et al.* (1997) e Verborgh *et al.* (2009).

Existem dois tipos de distorção que podem evitar que a detecção de um grupo de animal aconteça (Marsh & Sinclair, 1989): distorção de percepção (*~ perception bias*) e distorção de disponibilidade (*~ availability bias*). A distorção de percepção refere-se aos animais que estão disponíveis, mas não foram detectados pelos observadores. A distorção por disponibilidade refere-se aos animais que não estão visíveis ao observador por estarem ocultos, como nos casos de baleias submersas. A detecção incompleta de animais na linha de transecção, ou seja, $g(0) < 1$, é uma importante fonte de distorção das estimativas de densidade. A correção destas distorções foi realizada usando um multiplicador na estimativa (ver *multipliers* em Thomas *et al.*, 2009). Nestes casos, a densidade estimada é uma proporção da densidade real, portanto, a proporção de animais

que não foram detectados deve ser estimada de alguma forma e, as estimativas de densidade e abundância são então corrigidas.

A detecção incompleta de animais nas linhas de transecção tem sido abordada de diferentes formas metodológicas em estudos usando o método de transecções lineares (*e.g.*, Barlow *et al.*, 1988; Hiby & Lovell, 1998; Laake & Borchers, 2004). O problema principal é que cetáceos ficam parte considerável do tempo de suas vidas submersos e, portanto, indisponíveis ao observador. Uma das formas mais simples de se lidar com este problema é a correção através do tempo de submersão e superfície dos animais (*e.g.*, Barlow *et al.*, 1988; Paxton *et al.*, 2006; Okamura *et al.*, 2006), que depende de dados adicionais de comportamento de mergulho e intervalos respiratórios das baleias. A fórmula de Barlow *et al.* (1988) foi usada para corrigir o $g(0)$ através do tempo de mergulho e de superfície, e foi usada em sobrevoos anteriores na costa brasileira como correção (Andriolo *et al.*, 2006; 2010). A limitação deste método é que ele só corrige a distorção por disponibilidade, enquanto uma possível distorção por percepção não é considerada. A fórmula é dada por:

$$P = s + t / s + d$$

Onde: P = probabilidade de um grupo estar visível ao observador
 s = tempo médio de superfície
 t = tempo que um objeto fica visível na janela da aeronave
 d = tempo médio de submersão

Os sobrevoos realizados em 2008 foram realizados a uma altitude de 1.000 pés, diferente dos sobrevoos anteriores (2002 a 2005) que foram realizados a 500 pés. Esta mudança de altitude elevou o tempo médio estimado que a baleia fica visível na janela de 34 seg (2002 a 2005), para 84 seg. Esta alteração mudou pouco o resultado do cálculo de $g(0)$, que foi igual a 0,68 (EP = 0,155), sendo a proporção do tempo de mergulho e de superfície, portanto, o parâmetro que mais tem influência no cálculo do $g(0)$.

Uma abordagem alternativa ao cálculo proposto por Barlow *et al.* (1988) considerada no presente estudo foi o $g(0)$ proposto por Kinas *et al.* (2006). Estes autores propuseram a combinação de estimativas realizadas através de modelos de marcação-recaptura com dados de foto-identificação da baleia-jubarte no Banco dos Abrolhos em 2000 (Freitas *et al.*, 2004) e a estimativa obtida por sobrevoos em 2002 (ver Andriolo *et al.*, 2010). De acordo com este método, que considera as distorções de percepção e disponibilidade, o $g(0)$ para os levantamentos aéreos de baleias-jubarte na costa brasileira foi igual a 0,432 (EP = 0,108). A utilização de plataformas independentes é uma

forma considerada bastante efetiva de se lidar com o problema do $g(0) < 1$ (Laake & Borchers, 2004).

IV.3 Resultados

O sobrevoo foi realizado no pico da temporada reprodutiva, entre 6 de setembro e 3 de outubro de 2008 e foi completado após 10 dias não consecutivos de amostragem. Condições climáticas adversas impediram que o sobrevoo fosse concluído no início de setembro. Assim, o estrato G e as cinco últimas linhas do estrato F foram completadas no início de outubro. O desenho amostral completo incluindo 84 linhas de transecção foi realizado, totalizando mais de 2.700 milhas náuticas percorridas em esforço (**Tabela IV.1**). Um total de 308 grupos de baleias-jubarte foram observados, com 4% destes contendo filhotes ($n = 12$). O tamanho médio de grupo foi de 1,6 indivíduos (DP = 0,11; moda = 1).

Tabela IV.2: Número de baleias-jubarte observadas e esforço amostral dos estratos percorridos em sobrevoos em 2008.

Estratos	Grupos	Indivíduos	Filhotes	Número de transecções	Esforço (km)	Área (km ²)
A1	23	39	0	32	1.846	29.906
A	22	31	0	15	623	10.181
B	10	15	1	4	224	6.859
C	83	124	3	9	562	28.216
D	95	167	3	6	433	18.135
E	55	83	4	5	367	17.713
F	20	30	1	9	717	48.995
G	0	0	0	4	316	14.151
TOTAL	308	489	12	84	5.088	174.156

O histograma com todas as distâncias perpendiculares dos grupos de baleias-jubarte observados durante o sobrevoo em 2008 revelou a necessidade de truncar os dados a partir de 3.500 metros de distância da linha de transecção (**Figura IV.4**). O truncamento resultou numa diminuição de 308 para 281 grupos de baleias observados (ou uma redução de 8,8% da amostra). Apesar de existirem evidências de arredondamento nas classes de distância mais afastadas da linha de transecção (inerente ao uso do clinômetro em sobrevoos), uma modelagem preliminar dos dados de distância indicou que este não é um problema para o ajuste da função de detecção aos dados. Portanto, os dados foram analisados de forma não-agrupada.

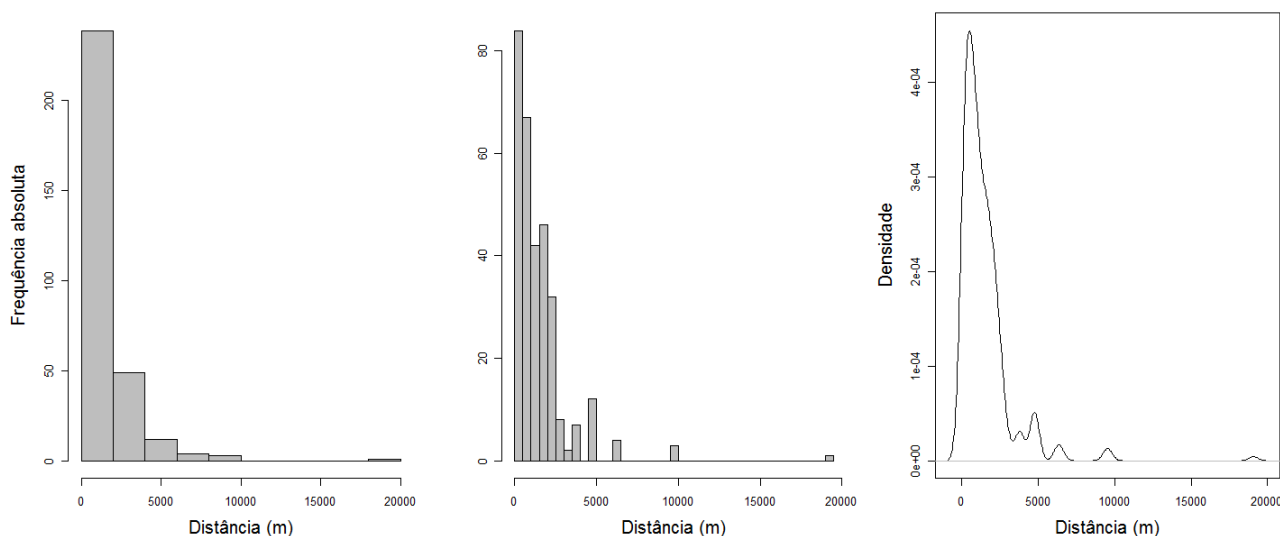


Figura IV.4: Número de grupos de baleias-jubarte observados durante o sobrevoo de 2008 ($n = 308$) em função das distâncias perpendiculares: histograma com 10 classes (esq.), histograma com 40 classes (centro) e densidade (dir.).

No processo de modelagem dos dados de distância com covariáveis, as funções-chave com mais de um termo de ajuste falharam em convergir (ver Thomas *et al.*, 2009: 127) ou não satisfizeram o critério de forma (\sim *shape criterion* – ver Buckland *et al.*, 2001: 68). Por isto, as funções-chave foram modeladas sem termos de ajuste. Com base no mínimo AIC, a curva meia-normal foi selecionada como melhor modelo para os dados de distância, incluindo as covariáveis pista de detecção e observadores. A plotagem quartil-quartil, ou plotagem Q-Q, o teste de Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$) e o teste de Cramer-von Misses ($p > 0,05$) sugeriram um ajuste adequado do modelo aos dados de distância. Entretanto, o teste de Qui-quadrado GOF foi significativo ($p < 0,05$), indicando que o modelo não se ajustou perfeitamente aos dados. O ajuste fraco se deu nas classes mais distantes do histograma de distâncias (maiores valores de X^2), enquanto as classes mais próximas da linha de transecção (e mais importantes) demonstraram um bom ajuste ao modelo.

A largura efetiva de amostragem (esw) foi de 1.526 metros (IC 95% = 1.376 a 1.692; CV = 5,3%). A probabilidade de detecção média estimada foi de 0,44 (ou 44%). Observando as diferentes funções de detecção para as três classes da covariável pista de detecção (**Figura IV.5**), observa-se que os comportamentos aéreos (ou à superfície) tendem a ser detectados pelos observadores a uma distância maior. O corpo da baleia, quando submersa ou na superfície, conforme esperado, tende a ser detectado a uma distância menor que os borrifos e comportamentos aéreos.

Uma população de 9.330 baleias foi estimada para a costa brasileira (estoque reprodutivo A) em 2008 (CV = 28,1%; IC 95% = 4.857 – 20.300; Tabela 4) considerando um $g(0) = 0,68$. A densidade para a área toda foi estimada em 0,058 baleias/km² (IC_{bootstrap} 95% = 0,045 – 0,083;

Tabela IV.2). A densidade variou entre os diferentes estratos, sendo mais alta nos estratos que cobrem o Banco dos Abrolhos (C, D e E) e decrescendo gradualmente com a distância do estrato D (que apresentou a densidade mais alta de baleias).

Uma estimativa de abundância alternativa para as baleias-jubarte na costa brasileira foi gerada, considerando o $g(0)$ proposto por Kinas *et al.* (2006), aumentando significativamente os valores de abundância para baleias-jubarte na costa brasileira, bem como diminuindo a precisão das estimativas. A estimativa (considerando um $g(0) = 0,43$) foi de 15.128 baleias (IC 95% = 935 a 53.804; CV = 29,7%).

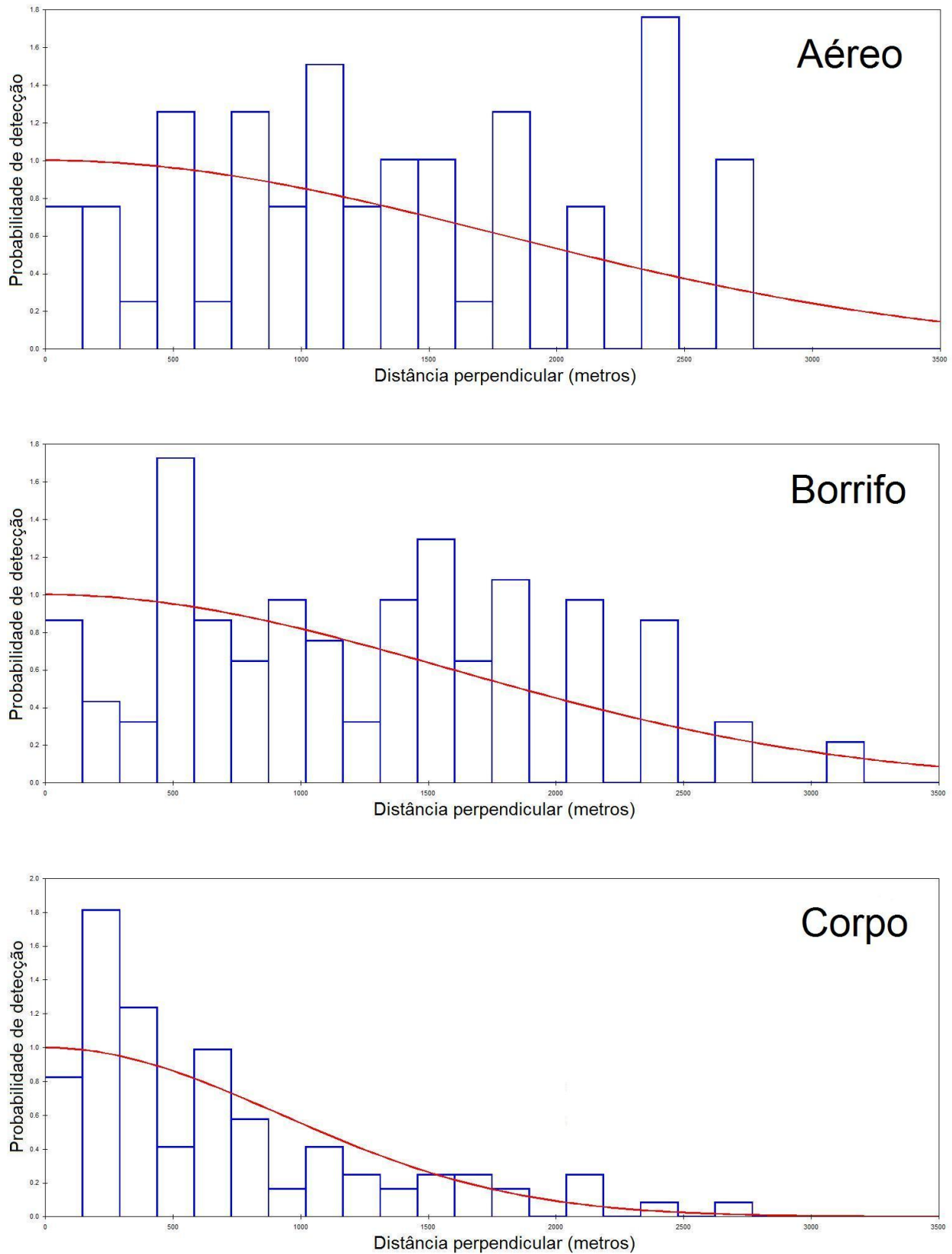


Figura IV.5: Funções de detecção da baleia-jubarte no levantamento aéreo de 2008, para a covariável pista de detecção (ver texto para detalhes).

Tabela IV.2: Densidade e abundância da baleia-jubarte nos diferentes estratos amostrais e na costa brasileira estimada através de sobrevoos em 2008.

Estrato	Densidade (baleias/km²)	IC 95%	Abundância	IC 95%	CV
A1	0,011	0,006 – 0,022	334	173 - 643	34,1%
A	0,024	0,010 – 0,058	248	104 - 593	44,6%
B	0,042	0,016 – 0,111	291	111 - 762	45,7%
C	0,105	0,058 – 0,191	2.962	1.629 – 5.386	30,3%
D	0,185	0,089 – 0,386	3.360	1.611 – 7.006	34,7%
E	0,094	0,050 – 0,179	1.670	877 – 3.179	32,1%
F	0,009	0,003 – 0,029	465	151 – 1.433	58,1%
TOTAL	0,058	0,045 – 0,083	9.330	4.857 – 20.300*	28,1%*

* Através do método de *bootstrap* e fórmulas de Whitehead *et al.* (1997).

IV.4 Discussão

A dificuldade de estimar a abundância de uma população natural é grande. Entretanto, estimativas de abundância de cetáceos têm sido geradas por diferentes métodos para a costa brasileira. A primeira estimativa de abundância para as baleias-jubarte foto-identificadas no Banco dos Abrolhos foi feita utilizando modelos de marcação-recaptura para populações fechadas (Kinas & Bethlem, 1998). Estimou-se que em 1995 haviam 1.634 baleias usando o Banco dos Abrolhos (IC 95% = 1.379 a 1.887; CV = 9,5%). Posteriormente, também usando dados de foto-identificação coletados no Banco dos Abrolhos, estimou-se que em 2000 haviam 3.871 baleias usando a região (Freitas *et al.*, 2004). Uma estimativa usando o método de transecções lineares através de um navio gerou uma estimativa fora da área de concentração do Banco dos Abrolhos (Zerbini *et al.*, 2004). Nesta estimativa calculou-se que 628 baleias em 2000 (IC 95% = 327 a 1.157; CV = 33,5%) usavam a plataforma continental do Nordeste do Brasil ao norte de Salvador (BA). A partir de 2001 amostrou-se através de sobrevoos a área de concentração em Abrolhos e as plataformas continentais adjacentes ao norte e ao sul. Em 2001 estimou-se a população em 2.229 baleias (IC 95% = 1.201 a 4.137; CV = 31,3%; Andriolo *et al.*, 2006). Este monitoramento prosseguiu entre os anos de 2001 até 2005. A amostragem espacial mais abrangente na costa foi obtida em 2005, quando sobrevoou-se desde o Estado do Rio Grande do Norte até o Estado do Rio de Janeiro. A última estimativa de abundância de baleias-jubarte para a costa brasileira foi de 6.404 animais (IC 95% = 5.084 – 8.068;

CV = 11,6%) em 2005 (Andriolo *et al.*, 2010). O presente estudo traz a estimativa de abundância mais recente para a costa brasileira e estoque reprodutivo A (segundo IWC, 2001).

A questão metodológica da correção do $g(0)$ merece especial atenção porque afeta de maneira contundente a precisão das estimativas e, portanto, é uma das principais fontes de incerteza na estimativa de abundância por sobrevoos. O método proposto por Barlow *et al.* (1988) para a determinação do $g(0)$ foi usado para manter a mesma abordagem das estimativas anteriores realizadas por sobrevoo para a baleia-jubarte (Andriolo *et al.*, 2006; 2010). Os dados de intervalo respiratório considerados por Andriolo *et al.* (2006; 2010) e neste estudo foram os de Petta (2002), que acompanhou 120 grupos de baleias a partir de um ponto fixo no Arquipélago dos Abrolhos (ver Morete *et al.*, 2008). Foram feitas mais de 245 horas de observação de baleias, chegando-se a uma proporção de aproximadamente 34% de tempo que a baleia passa em mergulho. Posteriormente, Peres (2006) e Abreu (2009) também estudaram o comportamento respiratório de grupos observados em ponto-fixo e em cruzeiros, respectivamente. Dependendo de qual estudo foi utilizado para se considerar o tempo de mergulho e de superfície da baleia-jubarte, resultados bem distintos do valor de $g(0)$ podem ser obtidos, podendo variar entre 0,42 e 0,85. Portanto, abordagens que envolvem menos incerteza na determinação dos tempos de mergulho e de superfície devem ser investigadas para estimativas de $g(0)$ pelo método de Barlow *et al.* (1988).

Outras propostas para correção do $g(0)$ envolvem plataformas duplas e independentes de observação (Laake & Borchers, 2004). Estes métodos levam em consideração as distorções por disponibilidade e de percepção. O método de Barlow *et al.* (1988), como foi usado até o presente momento (Andriolo *et al.*, 2006; 2010) e neste estudo levou somente em consideração a distorção por disponibilidade, enquanto a distorção por percepção permaneceu descoberta. Numa tentativa de sanar este problema, Kinas *et al.* (2006) propuseram uma correção considerando duas estimativas independentes (sobrevoo e marcação-recaptura). Embora as estimativas não sejam comparáveis por utilizarem métodos diferentes, esta abordagem deve ser considerada em estudos futuros. Recomenda-se que um maior esforço de pesquisa seja empregado na estimativa de um $g(0)$ mais robusto para correção das estimativas de abundância.

Outros estudos demonstraram que diferentes covariáveis podem afetar a distância perpendicular que os cetáceos são detectados (*e.g.*, Barlow *et al.*, 2001). Utilizando dados coletados em sobrevoo de 2002 a 2005, Rufino (2008) verificou que a incorporação das covariáveis estrato amostral e estado do mar resultaram em uma função de detecção mais robusta para as estimativas de abundância e densidade. Entretanto, para os dados de 2008, nenhuma destas duas covariáveis teve um efeito significativo no ajuste do modelo de detecção. O estado do mar tem sido descrito como uma importante covariável em estudos embarcados (*e.g.*, Beavers & Ramsey, 1998; Barlow *et al.*,

2001). Em levantamentos aéreos esta variável parece ter menos peso na probabilidade de detecção dos grupos, ou mesmo um efeito de difícil interpretação (ver Rufino, 2008).

Neste estudo utilizou-se um protocolo amostral similar ao de Rufino (2008) e Andriolo *et al.* (2010), porém, as covariáveis que contribuíram para o ajuste dos dados foram a pista de detecção e o observador. A pista de detecção melhorou significativamente o ajuste dos dados, considerando que os comportamentos à superfície e borrifos são detectados a uma distância maior que o corpo de uma baleia na superfície ou mesmo submersa, junto à superfície. Outros estudos também demonstraram que a pista de detecção é uma importante covariável em levantamentos populacionais de cetáceos usando este método (Barlow *et al.*, 2001; Marques & Buckland, 2003). Embora com menor importância que a pista de detecção, a covariável observador também melhorou o ajuste do modelo quando incorporada na função de detecção. Isto também era esperado devido ao fato de que apesar do treinamento prévio, cada observador tende a enxergar e procurar os animais de maneiras diferentes. Barlow *et al.* (2001) também observaram que a inclusão dos observadores teve um efeito significativo nas distâncias perpendiculares de detecção de grupos de cetáceos no Oceano Pacífico. Assim, os resultados apresentados aqui reforçam a importância de considerar covariáveis na estimativa de abundância e a construção de funções com covariáveis para cada levantamento aéreo (em anos distintos). Em 2008, a diferença da estimativa pelo modelo sem covariáveis para o modelo incluindo covariáveis foi de mais de 1.000 baleias, ou seja, os erros associados a estimativas que não consideram possíveis fontes de heterogeneidade amostral devem ser substancialmente grandes.

A menor estimativa de abundância para 2008 (9.330 baleias) seguiu a abordagem das estimativas realizadas anteriormente através de levantamentos aéreos na costa brasileira (ver Andriolo *et al.*, 2006; 2010). Considerando diferentes abordagens para corrigir as distorções provocadas por disponibilidade (ocasionada pelo tempo de submersão das baleias), as estimativas pontuais de abundância podem variar de 9.330 a 15.128 indivíduos. As fontes de incerteza na estimativa são grandes e sugerem que os valores encontrados para a população que reproduz em águas brasileiras podem estar subestimados. Uma estimativa através de cruzeiros embarcados e método de transecções lineares com amostragem de distâncias realizada em 2000 na região Nordeste do Brasil (Zerbini *et al.*, 2004), que corresponde ao estrato amostral A1 do sobrevoo, também sugere que a estimativa aérea esteja subestimada. A estimativa para a região Nordeste neste levantamento foi de 628 baleias em 2000 (CV = 33,5%; IC 95% = 327 a 1.157) (Zerbini *et al.*, 2004). Nos dois últimos levantamentos aéreos que amostraram a mesma região posteriormente, em 2005 e 2008, as estimativas para o estrato amostral A1 foram de 147 e 334 indivíduos, respectivamente (Andriolo *et al.*, 2010; este estudo). Considerando que a amostragem em uma embarcação tem uma menor distorção por disponibilidade, em função de sua menor velocidade, mas também está mais suscetível

a duplas contagens de um mesmo grupo (pela velocidade mais lenta) ou amostragem em habitats com maior densidade de animais (pelas limitações de navegação em regiões mais rasas), o que poderiam levar a uma super-estimativa da abundância, o assunto exige maior foco de estudos no futuro. Sem estudos adicionais sobre a questão do $g(0)$ em sobrevoos, pelo princípio da precaução, deve-se considerar a estimativa mais conservadora como tamanho da população da baleia-jubarte na costa brasileira (e estoque reprodutivo A). Isto é, uma população de baleias-jubarte estimada para 2008 de 9.330 indivíduos (IC 95% = 4.857 – 20.299; CV = 28,1%).

CAPÍTULO V: CORRENDO RÁPIDO NA FAIXA LENTA: CRESCIMENTO POPULACIONAL DA BALEIA-JUBARTE NA COSTA DO BRASIL

PALAVRAS-CHAVE: levantamento aéreo, transecções lineares, amostragem de distâncias, Oceano Atlântico Sul Ocidental, densidade, abundância, taxa de crescimento, monitoramento populacional, tendência populacional

V.1 Introdução

O ciclo reprodutivo de grandes baleias, como a baleia-jubarte, está sincronizado com o seu ciclo migratório anual (Lockyer, 1984). Tipicamente, uma fêmea copula no inverno perto dos trópicos e migra prenhe para sua área de alimentação em águas frias. No próximo inverno, ela dá luz ao filhote e o amamenta, preparando-o para a primeira migração. Na área de alimentação o filhote começa a se alimentar de outros itens além de leite. Retorna com a mãe para o próximo inverno quando adquire a independência. A fêmea pode descansar uma temporada reprodutiva ou ainda ter filhotes em temporadas reprodutivas seguidas (Claplam & Mayo, 1990; Glockner-Ferrari & Ferrari, 1990).

O estoque reprodutivo A da baleia-jubarte no Hemisfério Sul, que reproduz em águas brasileiras, foi intensamente caçado nos séculos passados, tanto em águas brasileiras (Williamson, 1975; Lodi, 1992) quanto em águas antárticas (Findlay, 2000). A caça da população de baleias-jubarte que reproduz no Brasil começou por estações baleeiras artesanais no litoral brasileiro, como a de Caravelas (Estado da Bahia) que iniciou suas atividades no Século XVII e operou até o primeiro terço do Século XX, quando foi abatida a última baleia (Lodi, 1992). As estatísticas de captura inexistem para a caça artesanal, mas existem relatos de que 40 a 50 baleias-jubarte foram mortas por ano nas últimas temporadas de caça em Caravelas. O declínio da caça artesanal de baleias na costa brasileira coincidiu com o surgimento de uma indústria de caça que foi a grande responsável pela quase extinção deste estoque reprodutivo. Na estação baleeira de Costinha (Estado da Paraíba), mais de 1.500 baleias-jubarte foram caçadas entre 1911 e 1963 (Williamson, 1975). A maior parte das capturas, entretanto, ocorreu pelas estações baleeiras sediadas nas Ilhas Geórgia do Sul, que conjuntamente exterminaram mais de 24.700 baleias deste estoque reprodutivo entre 1904 e 1974 (Findlay, 2000). Após a moratória internacional da caça comercial em 1966 (determinada pela

Comissão Baleeira Internacional – CIB, o qual o Brasil é signatário), a caça desta espécie no Brasil ainda aconteceu ilegalmente até 1967, com o último indivíduo capturado no nordeste (Lodi, 1994). Em 1975, a ocorrência da baleia-jubarte na região de Costinha foi considerada rara (Williamson, 1975). Grupos de baleias-jubarte foram observados posteriormente na mesma região entre 1980 e 1985 (ver Lodi, 1994). O decreto presidencial número 7643 de 1987 proibiu a caça e molestamento de cetáceos em águas brasileiras e, com o fim da caça, a população que reproduz na costa brasileira está crescendo (Ward *et al.*, no prelo) e foi sugerido em outros estudos que a espécie está reocupando regiões onde sua presença era escassa durante os anos de depleção da população (Zerbini *et al.*, 2004; Rossi-Santos *et al.*, 2008). A caça não durou tempo suficiente, nem reduziu a população a ponto de causar perda de variabilidade genética (Engel *et al.*, 2008). Entretanto, esta população encontra-se abaixo do tamanho original (pré-caça), que foi estimado em aproximadamente 24.500 indivíduos (Zerbini *et al.*, no prelo a).

Além da abundância, outros parâmetros populacionais como a taxa de crescimento são importantes para estudos de ecologia e conservação de uma espécie. As populações são naturalmente abertas e entender sua dinâmica permite verificar sua resiliência em um ambiente cambiante. Apesar da controvérsia da caça comercial, a depleção populacional ofereceu uma oportunidade para estudar a taxa de crescimento populacional intrínseca desta espécie. O objetivo deste capítulo foi estimar a taxa de crescimento da população de baleias-jubarte que reproduz na costa brasileira e verificar a variação espacial do incremento populacional em diferentes regiões geográficas da área reprodutiva.

V.2 Material & Métodos

Área de estudo e coleta de dados

Levantamentos aéreos foram realizados entre 2001 e 2008 através do método de transecções lineares com amostragem de distâncias (conforme Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2010). Detalhes dos métodos podem ser encontrados em Andriolo *et al.* (2006; 2010) e **Capítulos I e IV** deste trabalho. Algumas diferenças metodológicas em diferentes anos justificam a construção de diferentes funções de detecção (**Tabela V.1**): (2001) função para avião com janela plana voando a 500 pés de altura (Andriolo *et al.*, 2006); (2002-2005) função de detecção para avião com janela em bolha voando a 500 pés (Andriolo *et al.*, 2010); e (2008) função de detecção para avião com janela em bolha voando a 1000 pés (**Capítulo IV** deste trabalho).

Nos primeiros anos (2001 a 2004), foram amostrados cinco estratos (A a E), enquanto nos últimos (2005 e 2008) foram amostrados oito estratos (A1 a G) (**Tabela V.2**). Para as estimativas da taxa de crescimento populacional e incremento por região geográfica utilizaram-se somente aqueles estratos que foram amostrados em todos os anos (A a E), cobrindo as costas dos Estados da Bahia e Espírito Santo.

Tabela V.1: Características dos métodos de coleta e análises dos sobrevoos para estimativa da densidade de baleias-jubarte na costa do Brasil por ano.

Características	2001	2002-2005	2008
Janela do avião	plana	bolha	bolha
Altitude	500 pés	500 pés	1.000 pés
g(0)	0,67*	0,67*	0,68
Curva de detecção	Andriolo <i>et al.</i> (2006)	Andriolo <i>et al.</i> (2010)	Capítulo IV

* Os valores calculados de g(0) para os anos de 2001 e 2002-2005 tiveram uma diferença muito pequena.

Tabela V.2: Estratos amostrados durante os sobrevoos para estimativa da abundância da baleia-jubarte entre 2001 e 2008.

Estratos	Número de transecções 2001-2005	Número de transecções 2008	Esforço (km) 2001-2005	Esforço (km) 2008	Área (km²)
A1¹	60	32	2.409	1.846	29.906
A	29	15	949	623	10.181
B	6	4	314	224	6.859
C	21	9	1.283	562	28.216
D	12	6	867	433	18.135
E	10	5	599	367	17.713
F¹	25	9	1.744	717	48.995
G^{1,2}	31	4	1.249	316	14.151
TOTAL	194	84	8.164	5.088	174.156

¹ Estratos amostrados somente nos sobrevoos de 2005 e 2008;

² Estrato excluído das análises por ausência de observações da baleia-jubarte.

Ánalise dos dados

Para estimar a taxa de crescimento populacional através das estimativas de abundância obtidas em sobrevoos, foi utilizada a regressão linear simples ($y = \alpha + \beta x$). Assim, a variável independente (x) correspondeu ao período de interesse, que neste caso foram os anos amostrados, e a variável dependente (y) correspondeu às estimativas pontuais de abundância transformadas no logaritmo natural. Calculou-se o parâmetro lambda (λ), considerando que $\lambda = \exp(\beta)$, que pode ser interpretado como a taxa média anual de mudança da população. Apesar da simplicidade deste

modelo de crescimento populacional, este método é adequado para um período curto, como o do presente estudo (Thomas *et al.*, 2004).

Além da regressão linear, também se considerou modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de Poisson e função de ligação log (McCullagh & Nelder, 1989), onde a variável resposta assume uma distribuição de números positivos e inteiros. Também se testou outros modelos considerando a sobre-dispersão dos dados (Quasi-Poisson GLM). Devido à janela plana do avião usado em 2001 e o potencial de distorção por esta diferença em relação aos anos subsequentes (com janela em bolha), também se testou modelos de crescimento sem o ano de 2001. Os testes estatísticos e gráficos foram realizados usando o software livre “R”, versão 2.10.1 (R Development Core Team, 2009).

V.3 Resultados

As estimativas de abundância demonstraram um crescimento contínuo da população que reproduz na costa brasileira (**Tabela V.3**). Diferentes modelos foram considerados para a estimativa da taxa de crescimento da baleia-jubarte nos litorais dos Estados da Bahia e Espírito Santo (**Tabela V.4**). A taxa de crescimento anual considerada mais plausível biologicamente foi obtida através do GLM Quasi-Poisson sem o ano de 2001, estimada em 15,16% (IC 95% = 11,25 a 19,05%). Este modelo parece se ajustar muito bem aos dados (**Figura V.1**). A exclusão do ano de 2001 também é justificada pela menor precisão da estimativa de abundância para este ano (CV = 31,3%).

Tabela V.3: Estimativas de abundância (e IC 95%) para a baleia-jubarte nos Estados da Bahia e Espírito Santo através de levantamentos aéreos entre 2001 e 2008.

Ano	Estimativa de abundância	IC Inferior	IC Superior	CV
2001 ¹	2.229	1.201	4.137	31,3%
2002 ²	3.396	2.562	4.501	14,2%
2003 ²	3.661	2.819	4.756	13,1%
2004 ²	5.354	4.146	6.913	12,8%
2005 ²	5.973	4.675	7.632	12,3%
2008 ³	8.531	5.990	11.083	15,1%

Fontes: ¹ Andriolo *et al.* (2006); ² Andriolo *et al.* (2010); ³ Capítulo IV deste trabalho.

Tabela V.4: Modelos de crescimento populacional e estimativas da taxa de crescimento anual da população de baleias-jubarte na costa brasileira. Modelo considerado mais realista em negrito.

Modelo	λ %	λ IC 95%	n	Parâmetro de dispersão*
Regressão linear (ln da abundância)	18,50%	16,43 - 25,50%	6	-
GLM Poisson	16,90%	16,43 - 17,37%	6	-
GLM Quasi-Poisson	16,90%	12,67 - 21,12%	6	81,12
GLM Quasi-Poisson (2002-2008)	15,16%	11,25 - 19,05%	5	52,36
GLM Quasi-Poisson (2001-2005)	23,45%	17,39 - 29,58%	5	37,13
GLM Quasi-Poisson (2002-2005)	20,75%	12,87 - 28,71%	4	36,18

* Somente para os GLM Quasi-Poisson.

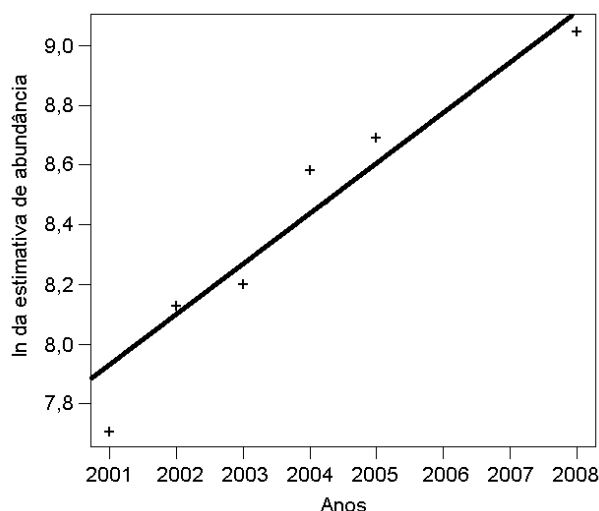


Figura V.1: Logaritmo natural das estimativas de abundância da baleia-jubarte por sobrevoos nos Estados da Bahia e Espírito Santo entre 2001 e 2008, e reta do GLM Quasi-Poisson.

O crescimento não foi igual em toda a área de estudo. As áreas de maior densidade e abundância (estratos C e D) apresentaram uma taxa menor que as duas áreas adjacentes (estratos B e E). O estrato A apresentou a menor taxa de crescimento da área de estudo (**Tabela V.5 e Figura V.2**).

Tabela V.5: Abundância da baleia-jubarte nos diferentes estratos amostrais dos levantamentos aéreos nas costas da Bahia e Espírito Santo entre 2001 e 2008. Taxa de incremento anual por região geográfica dada pelo GLM Quasi-Poisson.

<i>Ano / Estrato</i>	<i>A (CV%)</i>	<i>B (CV%)</i>	<i>C (CV%)</i>	<i>D (CV%)</i>	<i>E (CV%)</i>
2001¹	69 (32,2%)	119 (9,8%)	924 (18,8%)	930 (10,2%)	187 (11,8%)
2002²	119 (34,0%)	77 (57,5%)	929 (16,2%)	1.772 (24,5%)	500 (25,3%)
2003²	264 (21,4%)	62 (37,6%)	1.309 (16,9%)	1.441 (20,5%)	584 (51,7%)
2004²	99 (34,7%)	44 (50,9%)	1.199 (26,2%)	2.393 (22,4%)	1.619 (18,0%)
2005²	160 (21,8%)	113 (19,3%)	2.031 (19,6%)	2.488 (20,8%)	1.181 (28,5%)
2008³	248 (44,6%)	291 (45,7%)	2.962 (30,3%)	3.360 (34,7%)	1.670 (32,1%)
Incremento anual	11,40%	20,38%	17,92%	14,74%	20,35%
CI 95%	-5,02 a 27,21%	3,79 a 36,95%	13,53 a 22,30%	8,37 a 21,03%	4,47 a 36,21%

Fontes: ¹ Andriolo *et al.* (2006); ² Andriolo *et al.* (2010); ³ Capítulo IV deste trabalho.

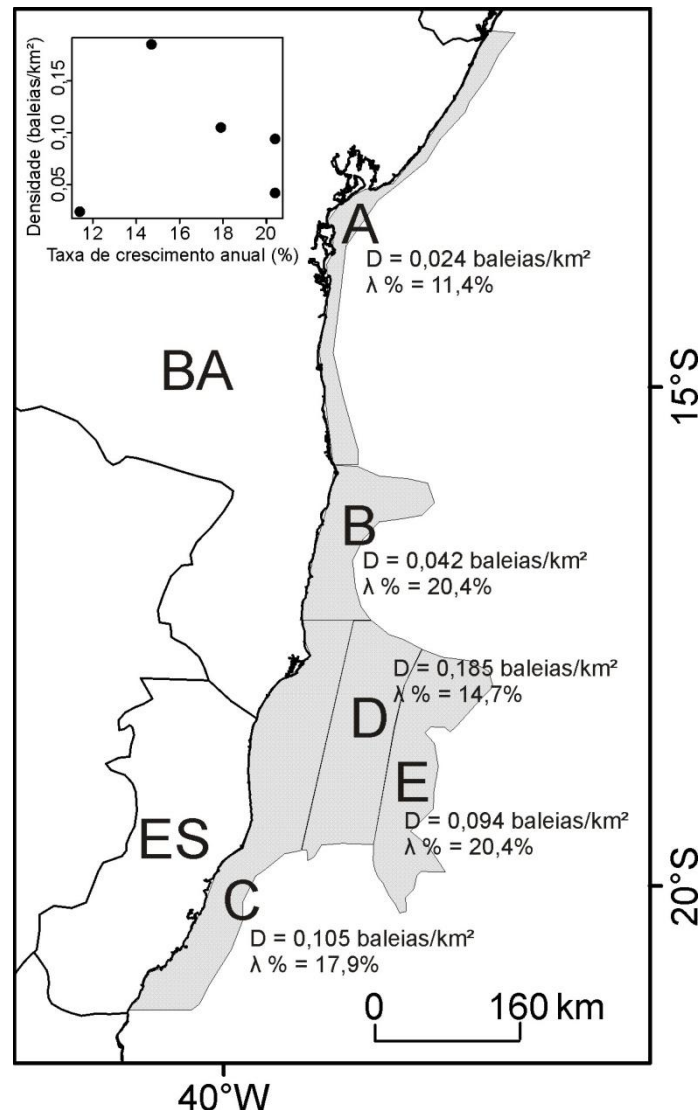


Figura V.2: Densidade em 2008 e taxa de incremento populacional da baleia-jubarte por estrato amostrado durante os sobrevoos entre 2001 e 2008. Gráfico acima e à esquerda mostra relação entre estas duas variáveis.

V.4 Discussão

As estimativas da taxa de crescimento das baleias-jubarte do estoque reprodutivo A são discrepantes entre diferentes estudos. A primeira estimativa da taxa de crescimento para este estoque foi realizada através de animais foto-identificados no Banco dos Abrolhos entre 1996 e 2000 (Freitas *et al.*, 2004). Através de um modelo de população aberta, estimou-se a taxa de crescimento da baleia-jubarte para o período em 31% ao ano, com um amplo intervalo de confiança (95%) entre 2 a 50%. Posteriormente, Ward *et al.* (no prelo) estimaram a taxa de crescimento usando dados de contagens em cruzeiros realizados no Banco dos Abrolhos entre 1995 e 1998. A taxa de crescimento anual para este período foi estimada em 7,4% (IC 95% = 0,6 – 14,5%). Apesar da última estimativa ser mais

biologicamente plausível (conforme Zerbini *et al.*, 2010), não existia consenso entre os dois métodos em períodos equivalentes.

Este estudo fornece uma nova estimativa da taxa de crescimento de um período recente da trajetória deste estoque reprodutivo da baleia-jubarte. Quando comparamos as estimativas anteriores com as apresentadas neste estudo (15,2% ao ano) devemos considerar algumas diferenças. A taxa de crescimento pode ter valores diferentes ao longo do tempo e da trajetória de uma população em crescimento como a estudada (*e.g.*, Chaloupka *et al.*, 1999). Assim, uma explicação para a diferença encontrada é que a taxa de crescimento aumentou nos últimos anos. Uma limitação para a confirmação desta hipótese é que as taxas de crescimento estimadas anteriormente são discordantes, e a taxa apresentada neste estudo está entre estas duas estimativas. Outra possibilidade é que Ward *et al.* (no prelo) utilizaram dados de contagem de indivíduos realizadas em cruzeiros, corrigidas pelo esforço amostral, que corresponde a um índice de abundância, e não foi calculada a partir de estimativas de abundância. As contagens, ou taxas de encontro podem ser influenciadas por diversos fatores. Além da abundância, a taxa de encontro reflete o comportamento de uso da área pelos animais e a influência de fatores ambientais que podem afetar a presença dos animais na área de estudo, entre outros fatores (Southwood & Henderson, 2000). Outro fator importante é que as contagens realizadas para a estimativa da taxa de crescimento por Ward *et al.* (no prelo) foram realizadas primariamente ao redor do Arquipélago dos Abrolhos. Sendo esta região o local de maior densidade de baleias, que corresponde ao estrato amostral D dos sobrevoos e que nossos dados indicam que possui um crescimento menor (ver discussão abaixo). Assim, a maioria dos filhotes nasce nas áreas de alta densidade, mas recruta em anos posteriores em regiões de menor densidade (mas que apresentam taxas de crescimento maiores). Assim, esta taxa de crescimento provavelmente está subestimada (ver Ward *et al.*, no prelo). As estimativas fornecidas aqui refletem processos em uma escala geográfica maior e abrangem a maioria da população reprodutiva.

Por outro lado, a estimativa de crescimento fornecida por este estudo também está acima da taxa considerada plausível biologicamente para baleia-jubarte, que é de 11,8% por ano (Zerbini *et al.*, 2010). Estes autores utilizaram dados sobre a história de vida da baleia-jubarte (como intervalo reprodutivo, sobrevivência e idade de maturação sexual) para estimar as taxas máximas plausíveis de crescimento. Segundo os autores, as razões para que uma taxa de crescimento esteja inflada, ou tenha uma distorção que cause a sua super-estimativa, incluem distorções amostrais, sub-estruturação da população, imigração de outras populações e outros fatores, merecendo maior investigação. Entretanto, as informações utilizadas para a modelagem das taxas plausíveis foram todas provenientes do Hemisfério Norte, em populações amplamente estudadas da baleia-jubarte, mas que possuem padrões biológicos distintos (ver Rosenbaum *et al.*, 2009). Numa revisão recente sobre os

estudos que trazem estimativas da taxa de crescimento da baleia-jubarte no mundo, muitos estoques apresentaram taxas anuais entre 10 e 20%, ou seja, a estimativa fornecida aqui está coerente com outros estudos (ver Zerbini *et al.*, 2010).

Portanto, há de se considerar a possibilidade de que a população de baleias-jubarte que reproduz em águas brasileiras esteja perto do seu máximo potencial de reprodução. Depois da depleção de grande parte dos estoques populacionais de baleias pela caça comercial, uma maior disponibilidade de alimento pode ter resultado em mais energia para reprodução (ver Lockyer, 1984). Justamente na área de alimentação do estoque que reproduz no Brasil, no Oceano Atlântico Sul Ocidental, foram identificadas as áreas de maior concentração e densidade de *krill* (Atkinson *et al.*, 2004). Apesar da tendência de declínio da abundância de *krill* verificada por estes autores nas últimas quatro décadas, a abundância de recursos alimentares atualmente não parece ser um fator limitante para o crescimento desta população, mas pode vir a ser no futuro.

Parâmetros como a taxa de gravidez podem variar conforme variações ambientais (*e.g.*, disponibilidade de alimentos) e, por sua vez, influenciam fatores como taxa de nascimentos, recrutamento e sobrevivência (Lockyer, 1984). Fêmeas gerando filhotes em temporadas consecutivas de reprodução têm sido observadas em outras populações da baleia-jubarte (Clapham & Mayo, 1990; Glockner-Ferrari & Ferrari, 1990) e já foi observado também para fêmeas que usam o Banco dos Abrolhos (Godoy, 2007). Merece menção o fato de que a população de baleias-jubarte que reproduz no Brasil não sofreu um gargalo genético com a depleção populacional causada pela caça, mantendo a variabilidade genética (Engel *et al.*, 2008; Cypriano-Souza *et al.*, 2010). Teoricamente, isto confere maior resiliência à espécie frente às mudanças ambientais (como uma reduzida densidade na época de depleção do estoque). Outro fator que pode atuar no mesmo sentido, aumentando a capacidade de recuperação da espécie é o contato com outros estoques reprodutivos, que podem ser fonte de variabilidade genética e de imigração de indivíduos. Dados genéticos (Rosenbaum *et al.*, 2009) e comportamentais (Darling & Sousa-Lima, 2005) sugerem uma conexão com o estoque B (da costa oeste do continente africano). O exemplo recente de reavistagem de uma fêmea observada primeiramente em Abrolhos (1999) e depois na costa de Madagascar (2001) confirma esta conexão com outros estoques reprodutivos ou sub-populações (Stevick *et al.*, no prelo). Recentemente também foi observado um indivíduo em anos diferentes no Equador e no Banco dos Abrolhos, em áreas de reprodução separadas pelo continente americano (IBJ, dados não-publicados). Se considerarmos a estimativa atual de abundância (9.330 baleias) e as estimativas de população pré-caça, podemos supor que a população atual de baleias-jubarte esteja perto de 50% da capacidade de carga (ver Zerbini *et al.*, no prelo). Este ponto é justamente onde o crescimento da população atinge seu máximo potencial (Williams *et al.*, 2002).

O crescimento desigual da população entre os estratos amostrados do sobrevoo aponta para uma saturação da densidade na região central do Banco dos Abrolhos e um maior recrutamento de indivíduos em áreas adjacentes. Isto se reflete nas taxas de crescimento entre os diferentes estratos, confirmando a hipótese levantada por Ward *et al.* (no prelo). Uma vez que a área de concentração aumenta em densidade, até um ponto que esta área não suporta mais baleias, a taxa de crescimento na área de maior densidade (estratos D) diminui, e as áreas adjacentes (estratos B, C e E) recebem o novo contingente de baleias, apresentando uma maior taxa de incremento que o restante das áreas. Este padrão de crescimento é coerente com a sugestão feita anteriormente que a baleia-jubarte estaria reocupando áreas historicamente utilizadas, mas que com o declínio da população deixaram de ser observadas nestas áreas (como a costa nordeste do Brasil – Zerbini *et al.*, 2004; Rossi-Santos *et al.*, 2008). Neste estudo, esta reocupação foi demonstrada formalmente pela primeira vez, e estende este padrão para praticamente todas as áreas amostradas.

Uma importante implicação deste crescimento populacional foi considerada por Andriolo *et al.* (2010). Nas últimas décadas, quando a população de baleias-jubarte estava em baixa densidade, uma série de atividades humanas se estabeleceu na zona costeira e oceânica do Brasil. Com o aumento da população de baleias-jubarte aumenta a sua exposição a estes impactos, inevitavelmente gerando conflitos com prejuízos para todas as partes envolvidas. Um exemplo é a pesca artesanal, que nos últimos anos tem interagido negativamente com as baleias. Os pescadores da região de Abrolhos reclamam de perdas de material de pesca carregados e conseqüentemente destruídos pelas baleias (Zambonim *et al.*, 2009), enquanto as baleias ficam emalhasadas podendo causar sua morte ou sérios ferimentos (*obs. pess.*). De especial importância para este conflito é a região costeira da nossa área de estudo (estrato C). Por outro lado, a parte oceânica da área de estudo (estrato D), que apresenta a maior taxa de crescimento, inclui regiões de tráfego de grandes embarcações (Martins, 2004), que podem causar a morte e ferimentos (Marcondes & Engel, 2009), além de perturbações comportamentais nos animais.

A continuidade dos estudos demográficos e o monitoramento desta população devem fornecer importantes informações ecológicas sobre sua trajetória até a estabilização.

CAPÍTULO VI: ESTIMATIVAS DE SOBREVIVÊNCIA DA BALEIA-JUBARTE NO BANCO DOS ABROLHOS ENTRE 1989 E 2008

PALAVRAS-CHAVE: foto-identificação, marcação-recaptura, Banco dos Abrolhos, sobrevivência, Cormack-Jolly-Seber, taxa de crescimento

VI.1 Introdução

A sobrevivência tem sido estudada em grandes baleias de forma crescente nas últimas décadas (Buckland, 1990; Caswell *et al.*, 1999; Chaloupka *et al.*, 1999; Zeh *et al.*, 2002; Mizroch *et al.*, 2004; Bradford *et al.*, 2006; Ramp *et al.*, 2010). Se por um lado a taxa de crescimento é um simples e eficiente descritor da dinâmica de um sistema populacional, a sobrevivência, junto com outros fatores como fecundidade, colonização e movimentos imigratórios e emigratórios, são fatores que governam este sistema (Kéry & Schaub, no prelo). Portanto, entender e descrever os padrões de sobrevivência entre diferentes classes etárias e sexuais é de grande importância em estudos demográficos de uma espécie e com amplo espectro de aplicações práticas (*e.g.*, Barlow & Clapham, 1997; Ramp *et al.*, 2010).

Nas estimativas de parâmetros demográficos existentes para a baleia-jubarte é marcante a concentração destes estudos no Hemisfério Norte (*e.g.*, Barlow & Clapham, 1997; Mizroch *et al.*, 2004; Ramp *et al.*, 2010). Estudos sobre a sobrevivência da baleia-jubarte no Hemisfério Sul são raros, com uma única referência conhecida (Chaloupka *et al.*, 1999).

O objetivo deste capítulo foi estimar a taxa de sobrevivência dos adultos das baleias-jubarte que reproduzem na costa brasileira. Além disto, procurou-se estimar a taxa de crescimento anual da população através de um modelo de marcação-recaptura, fornecendo uma nova estimativa da taxa de crescimento deste estoque reprodutivo.

VI.2 Material & Métodos

Para este estudo, utilizaram-se os dados de foto-identificação coletados no Banco dos Abrolhos (Freitas *et al.*, 2004; Wedekin *et al.*, 2010). Foram realizados cruzeiros embarcados de

pesquisa durante a temporada reprodutiva das baleias-jubarte, entre julho e novembro. Foi considerado um catálogo contendo 3.096 indivíduos fotografados em 20 anos de pesquisa entre 1989 e 2008.

Modelo Cormack-Jolly-Seber – estimando Phi

Para a estimativa de sobrevivência aparente dos adultos (representada pela letra grega phi), foi usado o modelo de captura-marcação-recaptura para populações abertas de Cormack-Jolly-Seber (CJS – Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965). A sobrevivência neste caso é dita aparente porque neste modelo não é possível distinguir casos de morte e de emigração. Cada ocasião de captura correspondeu a uma temporada reprodutiva no Banco dos Abrolhos (julho a novembro). Assim, as estimativas obtidas aqui se referem aos diferentes anos entre 1989 e 2008.

A probabilidade de um animal ser reavistado de uma ocasião para outra depende do produto de duas probabilidades: ele ter sobrevivido e permanecido ou retornado para a área de estudo (phi); e a de ele ter sido encontrado (marcado/capturado), estando vivo e na área de estudo (p). A partir dos históricos de captura dos indivíduos identificados ao longo do estudo (**Tabela VI.1**), pode-se obter estimativas das probabilidades de sobrevivência e captura para a população em estudo. A estimativa da taxa de sobrevivência foi obtida por estimadores de máxima verossimilhança (~ *maximum likelihood - MLE*) envolvendo a distribuição multinomial (Lebreton *et al.*, 1992), usando o programa *Mark* (versão 6.0 - White & Burnham, 1999). Assim, obteve-se a probabilidade de um parâmetro (no caso phi), considerando os nossos dados, que a *grosso modo* seriam quantos indivíduos sobreviveram do total de indivíduos marcados (ver introdução em Cooch & White, 2010).

Tabela VI.1: Exemplos de históricos de captura de baleias-jubarte foto-identificadas no Banco dos Abrolhos entre 1989 e 2008 (n = 20 ocasiões de captura). A primeira coluna do histórico de capturas representa o ano de 1989 e a última o ano de 2008. Notação do histórico: “0” indica que o animal não foi visto naquele ano, e “1” indica que o animal foi observado.

Baleia #ID	Histórico de capturas
11	11000000001100011001
91	00001000101110000101
242	00000010111111001110
573	00000000011000000000
696	00000000001000000000
1205	00000000000010000000
2291	000000000000000000101

Os dados foram analisados a partir do protocolo descrito por Lebreton *et al.* (1992). Os passos da análise recomendados por estes autores são os seguintes (ver também Anderson & Burnham, 1999): (1) começar por um modelo global adequado à biologia da espécie e ao desenho do estudo e, verificar o seu ajuste aos dados por testes Qui-quadrado GOF (*goodness of fit*) e fator de inflação da variância (\sim *variance inflation factor* - \hat{c}); (2) selecionar o modelo mais parcimonioso de acordo com o menor AIC (ver seção anterior) a partir de uma série de modelos candidatos definidos *a priori*; (3) testar as questões biológicas mais importantes comparando o modelo selecionado com modelos vizinhos por testes de razão de verossimilhança (\sim *Likelihood Ratio Test* - LRT); e (4) obter as estimativas de máxima verossimilhança dos parâmetros do modelo com estimativas de precisão.

Testou-se o ajuste do modelo CJS saturado (com variação temporal nas taxas de captura e sobrevivência) aos dados e às premissas do modelo Cormack-Jolly-Seber (CJS) com os testes 2 e 3 descritos por Burnham *et al.* (1987) usando o programa *Release* (executado dentro do programa *Mark*). Quatro premissas importantes existem para o modelo CJS (modificado de Cooch & White, 2010):

1. Todo animal marcado na população em um determinado tempo (i) tem a mesma probabilidade de recatura (p_i);
2. Todo animal marcado na população imediatamente após um determinado tempo (t) deve ter a mesma probabilidade de sobreviver ao tempo ($t + 1$);
3. As marcas não são perdidas ou modificadas;
4. Todas as amostras são instantâneas, relativamente ao intervalo entre a ocasião (i) e ($i + 1$).

Assumiu-se que a premissa 3 está garantida pois o método de foto-identificação da baleia-jubarte é robusto para a identificação individual em longo prazo (Carlson *et al.*, 1990). A premissa 4 é garantida pelo ciclo migratório das baleias, quando todas elas deixam a área reprodutiva para retornar no ano seguinte, aproximadamente sete meses depois. Restam testar as premissas 1 e 2, que tratam da homogeneidade das probabilidades de recaptura e das probabilidades de sobrevivência entre os indivíduos, respectivamente. Os testes 2 e 3 (Burnham *et al.*, 1987), através de vários componentes aditivos de Qui-quadrados, fornecem uma avaliação geral de quão bem o modelo se ajusta aos dados considerando as premissas (Lebreton *et al.*, 1992). O teste 2 verifica se a probabilidade de um indivíduo ser capturado na ocasião ($i + 1$) é uma função do indivíduo ter sido capturado ou não na ocasião (i), considerando que este indivíduo sobreviveu de (i) para ($i + 1$). O teste 3 irá verificar dentro dos indivíduos capturados na ocasião (i), quantos foram capturados novamente e quando. Estes testes podem ser particionados em componentes mais detalhados. Por exemplo, o teste 3.SR, verifica para cada ocasião de captura (ou coorte), se existe diferença entre os

indivíduos novos marcados (na ocasião i) ou marcados em ocasiões anteriores serem capturados nas ocasiões subsequentes ($> i$). O teste 3.Sm verifica se a recaptura dos animais depende deles terem sido marcados na ocasião (i) ou antes dela. Resumindo, o teste 2 verifica a premissa de igual probabilidade de captura e o teste 3 verifica a premissa de igual probabilidade de sobrevivência entre os indivíduos.

Utilizou-se o fator de inflação da variância (\sim *variance inflation factor*), que pode ser abreviado pela notação \hat{c}^3 , como uma medida do grau de variação extra-binomial, ou sobre-dispersão (\sim *overdispersion*), que existe nos dados (Lebreton *et al.*, 1992). Quando $\hat{c} = 1$, significa que o modelo se ajustou aos dados e não existe sobre-dispersão. Quando $\hat{c} > 1$, existe variação extra-binomial. A taxa de sobrevivência é estimada sem distorção, mas as variâncias tendem a ser pequenas (White *et al.*, 2001). As variâncias são então corrigidas (alargadas) e deve-se corrigir o AIC dos modelos para levar-se em consideração esta variação (QAIC – ver Burnham & Anderson, 2002). Entretanto, nenhum método robusto e geral existe para o cálculo de \hat{c} (White, 2002). O modo clássico de se obter \hat{c} é somando-se os Qui-quadrados dos testes 2 e 3 e, dividindo-se pela respectiva soma dos graus de liberdade (Lebreton *et al.*, 1992). Outra forma de estimar \hat{c} é através de simulações e reamostragem, sendo a abordagem denominada de \hat{c} mediano (\sim *median \hat{c}*) uma das mais promissoras e foi executada dentro do programa *Mark* (Cooch & White, 2010).

A partir do modelo saturado, com variação temporal na sobrevivência e captura, comparou-se uma série de modelos candidatos, levando em conta diferentes efeitos nos parâmetros. Primeiramente consideraram-se modelos reduzidos, com os parâmetros constantes ao longo do tempo. Também se testou o efeito do esforço amostral (medido em horas de procura por grupos de baleia em cada ano) na probabilidade de captura (conforme Lebreton *et al.*, 1992). Outro fator incorporado em um modelo que poderia ter influência sobre a taxa de recaptura foi o uso de câmeras analógicas (1989 a 2003) e câmeras digitais (2004 a 2008). Também se testou tendências na taxa de captura (indicando possivelmente algum erro sistemático de amostragem ou melhora progressiva na eficiência de captura – conforme Bradford *et al.*, 2006) e na sobrevivência (conforme Caswell *et al.*, 1999). Testou-se também uma tendência *logit link* acumulativa na sobrevivência, forçando uma tendência de decréscimo monotônico neste parâmetro ao longo do tempo (ver Cooch & White, 2010). Por fim, foi inserido um efeito de coorte (\sim *cohort*) na sobrevivência, que corresponde ao grupo de indivíduos capturados em uma determinada ocasião.

³ Aqui usaremos a abreviação comumente usada para o fator de inflação da variância em estudos sobre sobrevivência de populações animais (\hat{c} ou c -hat) para manter a correspondência com outros estudos. Em outros textos estatísticos e no **Capítulo II** deste trabalho usou-se a abreviação VIF.

Modelo de Pradel

O modelo de Pradel, a partir da última captura de um indivíduo, lê o seu histórico de captura de trás para frente (Pradel, 1996). Isto permite o cálculo de um parâmetro denominado de senioridade (\sim *seniority* – γ), que pode ser traduzido como a probabilidade de que um animal no tempo t não tenha entrado na população entre o tempo t e $t - 1$ (Franklin, 2001). A partir da senioridade permite-se estimar dois parâmetros de interesse para o estudo da dinâmica populacional: o recrutamento (f), que corresponde ao número de novos animais na população de uma ocasião para outra; e lambda (λ), que corresponde à taxa anual de crescimento da população. Quando $\lambda = 1$, a população está estável. Se $\lambda < 1$, a população está declinando, e se $\lambda > 1$, a população está crescendo.

Vale lembrar que, assim como não é possível distinguir entre os processos de mortalidade e emigração na sobrevivência, também não é possível distinguir entre os processos de nascimento e imigração no recrutamento e na taxa de crescimento. Entretanto, uma vantagem desta formulação é que a taxa de crescimento pode ser calculada sem a necessidade de se estimar a abundância, que sofre de problemas inerentes quando existe heterogeneidade nas probabilidades de captura entre indivíduos (ver Link, 2003).

Uma importante premissa deste modelo é que a área de estudo não tenha sofrido alterações ao longo do tempo (Franklin, 2001). Assim, o modelo foi ajustado aos dados dos últimos oito anos de estudo da baleia-jubarte no Banco dos Abrolhos (2001-2008), quando a área de estudo foi constante.

A construção e seleção dos modelos seguiu o mesmo método descrito acima para o modelo de CJS. Também corrigiu-se os valores do AICc para sobredispersão (pelo valor de \hat{c}), resultando no QAICc.

VI.3 Resultados*Sobrevivência*

Os testes 2 e 3 (programa Release) foram realizados com o modelo considerando variação temporal na sobrevivência e taxa de recaptura, e demonstraram violação de premissa do modelo Cormack-Jolly-Seber (CJS) (**Tabela VI.2**). O componente SR do teste 3 foi significativo para a maioria das ocasiões de captura, indicando que os dados são esparsos. Somando-se os Qui-quadrados dos testes 2 e 3 e dividindo-se pela respectiva soma dos graus de liberdade, obtém-se um $\hat{c} = 1,97$.

Pelo método de estimativa pelo \hat{c} mediano, obteve-se um valor de $\hat{c} = 1,5$ (EP = 0,02; IC 95% = 1,27 a 1,73).

Tabela VI.2: Resultados dos testes 2 e 3 (programa Release) para o modelo CJS ajustado aos dados de baleias-jubarte entre 1989 e 2008. Resultados significativos indicados por *.

Teste	Qui-quadrado	GL	p
Teste 3*	160,6	33	0,00*
Teste 3.SR*	149,2	18	0,00*
Teste 3.Sm	11,4	15	0,72
Teste 2	47,7	73	0,99
Teste 2 + 3*	208,3	106	0,00*

Considerando a variação extra-binomial dos dados aceitável para o modelo saturado (ver discussão sobre \hat{c}), foram considerados 13 modelos candidatos considerando diferentes fatores na estimativa da sobrevivência aparente e probabilidade de captura (**Tabela VI.3**). O valor de AICc foi corrigido considerando a variação extra-binomial dos dados (QAICc), de forma conservadora pelo maior \hat{c} calculado (1,97). A correção, entretanto não alterou a ordem dos modelos e seus suportes pelo AICc. Dois modelos tiveram suporte similar e superior, com $\Delta QAICc > 5$ em relação ao terceiro modelo. Os dois modelos consideraram a variação temporal nas taxas de captura (**Figura VI.1**). A taxa de captura foi bastante variável, mas sempre baixa, com um máximo de 0,18 (mínima de 0,01, mas geralmente variando entre 0,02 e 0,10). Eliminando-se a variação decorrente de amostragem (*~ sampling variation*) através de um modelo com efeitos aleatórios (*~ random effects*), as taxas de captura (p encolhido ou $p\text{-tilde}$) variam entre 0,01 e 0,08. Este ruído de variação decorrente da amostragem foi mais evidente nos primeiros 10 anos de estudo, quando as diferenças entre as estimativas de p e o $p\text{-tilde}$ foram maiores.

A diferença nos dois melhores modelos foi a taxa de sobrevivência constante em um modelo, e com uma tendência (decrecente) na sobrevivência no outro. Os modelos com efeito do esforço de amostragem, diferentes câmeras fotográficas, coortes, tendência acumulativa logística e outros tiveram pouco suporte. Testou-se o efeito da tendência na sobrevivência pelo teste LRT entre o modelo geral (considerando a tendência) e o modelo aninhado, com sobrevivência constante, os dois modelos que tiveram maior suporte pelo QAICc. Não houve diferença entre os modelos (Qui-quadrado = 1,88; GL = 1; p = 0,17), indicando que o modelo com taxa de sobrevivência constante (sem tendência) se ajusta melhor aos dados. A estimativa de ϕ anual para a baleia-jubarte entre

1989 e 2008 foi de 0,94 (EP = 0,016; IC 95% = 0,90 a 0,96). A tendência verificada no segundo modelo com melhor suporte foi de declínio da sobrevivência ao longo dos anos, com o β (beta) da regressão deste parâmetro no modelo CJS igual a -0,12 (IC 95% = -0,30 a 0,06; **Figura VI.2**).

Tabela VI.3: Modelos CJS para sobrevivência (ϕ) da baleia-jubarte entre 1989 e 2008, e seus respectivos valores de QAICc, considerando um $\hat{c} = 1,97$. Notação dos modelos: “.” = constante; “t” = variando no tempo; “T” = tendência; “CLogit” = função Logit acumulativa; “effort” = esforço de procura por grupos de baleias em horas; “camera” = uso de máquinas fotográfica analógica e digital. Ver texto para detalhes.

#	Modelo	QAICc	Delta QAICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par.	QDeviance
1	phi(.) p(t)	2358,2	0	0,54	1	20	516,4
2	phi(T) p(t)	2358,8	0,60	0,40	0,74	21	515,0
3	phi(CLogit) p(t)	2364,4	6,20	0,03	0,05	24	514,5
4	phi(t) p(T)	2364,7	6,42	0,02	0,04	10	543,0
5	phi(t) p(t)	2367,8	9,55	0	0,01	27	511,8
6	phi(t) p(effort)	2373,2	15,0	0	0	11	549,6
7	phi(t) p(.)	2373,5	15,3	0	0	11	549,9
8	phi(t) p(camera)	2375,5	17,3	0	0	12	549,9
9	phi(T) p(T)	2378,0	19,8	0	0	4	568,5
10	phi(T) p(effort)	2384,0	25,8	0	0	4	574,4
11	phi(.) p(.)	2422,9	64,7	0	0	2	617,3
12	phi(coorte.t) p(t)	2538,8	180,5	0	0	97	537,4
13	phi(coorte) p(t)	2545,0	186,8	0	0	19	705,2

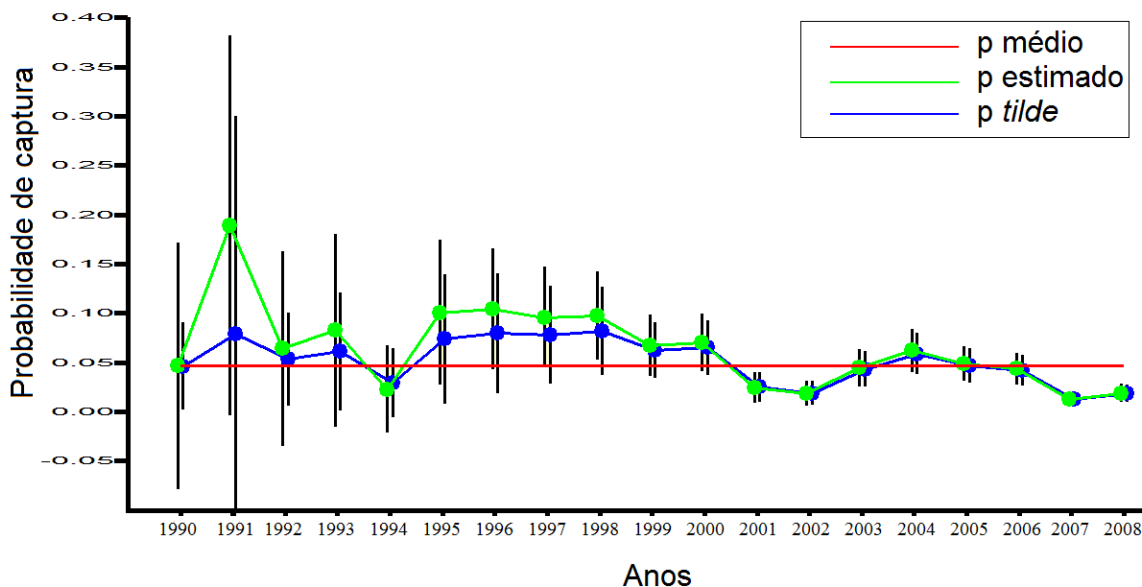


Figura VI.1: Probabilidade de captura (p) de baleias-jubarte foto-identificadas no Banco dos Abrolhos entre 1989 e 2008. Estimativas de p -tilde eliminam variação decorrente da amostragem baseado em um modelo com efeitos aleatórios.

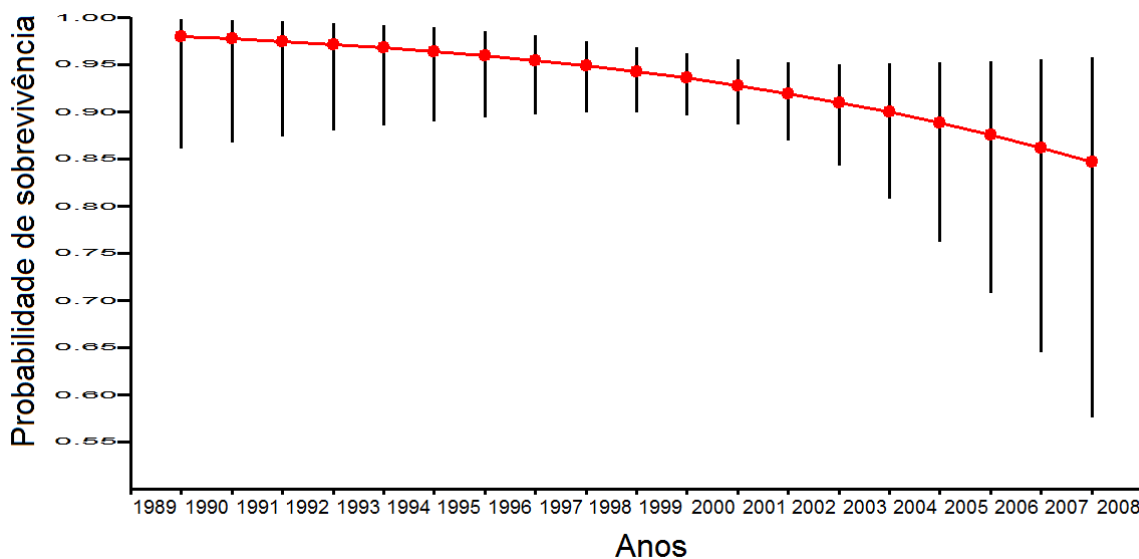


Figura VI.2: Tendência decrescente da sobrevivência da baleia-jubarte no Banco dos Abrolhos entre os anos de 1989 a 2008, modelo de CJS “ $\phi(T) p(t)$ ”.

Taxas de crescimento

Os dados dos últimos oito anos apresentaram variação extra-binomial, com um $\hat{c} = 1,92$ (teste 2 + teste 3/soma dos GL). A variância foi corrigida e considerou-se o QAICc para seleção do melhor modelo. Foram considerados 11 modelos candidatos para estimativa da taxa de crescimento da população (**Tabela VI.4**). Os modelos com maior suporte de acordo com os valores de QAICc tiveram sobrevivência constante e taxa de captura variando entre as ocasiões de captura. A taxa de

crescimento da população foi constante ou teve uma tendência crescente de acordo com os modelos com maior suporte pelo QAICc. O modelo com menor QAICc teve taxa de crescimento constante e igual a 1,21 (EP = 0,06; IC 95% = 1,06 a 1,35). Isto significa que o crescimento anual da população de baleia-jubarte que reproduz em águas brasileiras foi estimado em 20,8% ao ano (IC 95% = 6,2 a 35,3%). Entretanto, a correção pelo \hat{c} resultou no favorecimento de modelos com menos parâmetros (e.g., efeitos constantes ao longo do tempo). Sem a correção, o modelo com mais suporte pelo AICc tinha sobrevivência constante, probabilidade de captura variando no tempo e taxa de crescimento variando no tempo.

Tabela VI.4: Modelos de Pradel para sobrevivência (ϕ) e taxa de crescimento da população (λ) da baleia-jubarte entre 2001 e 2008, e seus respectivos valores de QAICc, considerando um $\hat{c} = 1,92$. Notação dos modelos: “.” = constante; “t” = variando no tempo; “T” = tendência.

#	Modelo	QAICc	Delta QAICc	QAICc Weights	Model Likelihood	Num. Par.	QDeviance
1	$\phi(.) p(t) \lambda(.)$	5824,6	0	0,38	1	10	69,9
2	$\phi(.) p(t) \lambda(T)$	5826,4	1,75	0,16	0,42	11	69,7
3	$\phi(.) p(t) \lambda(t)$	5827,1	2,54	0,11	0,28	15	62,4
4	$\phi(t) p(t) \lambda(.)$	5827,3	2,73	0,10	0,26	14	64,6
5	$\phi(t) p(.) \lambda(t)$	5827,4	2,78	0,10	0,25	13	66,7
6	$\phi(T) p(t) \lambda(T)$	5827,8	3,17	0,07	0,21	12	69,1
7	$\phi(T) p(t) \lambda(t)$	5828,8	4,23	0,05	0,12	16	62,0
8	$\phi(t) p(t) \lambda(t)$	5829,8	5,22	0,03	0,07	17	61,0
9	$\phi(.) p(.) \lambda(t)$	5841,4	16,84	0	0	9	88,8
10	$\phi(t) p(.) \lambda(.)$	5902,5	77,90	0	0	7	153,9
11	$\phi(.) p(.) \lambda(.)$	5904,2	79,63	0	0	3	163,6

VI.4 Discussão

Embora o teste 3 do programa *Release* (ver Burnham *et al.*, 1987) tenha indicado violação da premissa de homogeneidade das probabilidades de sobrevivência entre os indivíduos, a estimativa da taxa sobrevivência é menos afetada pela heterogeneidade de sobrevivência (e de captura também; Pollock, 1981). Além disto, os valores de \hat{c} (que indicam o grau de sobredispersão dos dados em relação ao modelo saturado ou variação extra-binomial) encontrados para o modelo CJS com variação temporal na sobrevivência e captura variaram entre 1,5 e 2 (dependendo do método).

Valores de \hat{c} menores que 4 são considerados aceitáveis para este tipo de análise (Anderson *et al.*, 1994). De maneira geral, os valores encontrados para \hat{c} estão de acordo com outro estudo sobre a sobrevivência da baleia-jubarte com o mesmo tipo de dados (*e.g.*, Mizroch *et al.*, 2004).

Apesar da validade das análises, a variação extra-binomial encontrada pode ser explicada por fatores biológicos e metodológicos. Uma fonte biológica possível da heterogeneidade encontrada nos dados são as baleias que usam diferentes áreas de reprodução em anos diferentes (*e.g.*, Darling & Cerchio, 1993; Salden *et al.*, 1999; Stevick *et al.*, no prelo). Deslocamentos entre áreas de reprodução têm sido registrados para a população de baleias-jubarte que reproduzem no Brasil. Stevick *et al.* (no prelo) registraram o movimento de uma fêmea de baleia-jubarte por 10.000 km de distância entre áreas de reprodução no Hemisfério Sul (Banco dos Abrolhos – estoque A – e Madagascar – estoque C). Este fato contraria a noção vigente de que somente os machos trocam de áreas de reprodução (*e.g.*, Salden *et al.*, 1999; Forestell & Urbán, 2007) e que os deslocamentos nesta região acontecem do leste para o oeste (Rosenbaum *et al.*, 2009). Recentemente, um indivíduo foi avistado em uma área de reprodução no Equador (estoque G) e dois anos depois foi reavistado no Banco dos Abrolhos (Mariana Neves, *com. pess.*). Certamente, existe uma parcela de indivíduos que visitou o Brasil e a costa oeste da África (estoque B) e, uma comparação entre os catálogos brasileiros e africanos pode indicar que estes movimentos aconteçam com certa frequência. Até o momento, apesar de evidências de divergência evolutiva em curto prazo através de análises genéticas, a reavistagem de animais foto-identificados e a semelhança entre os cantos da costa oeste da África e Brasil sugerem um contato entre diferentes estoques (Darling & Sousa-Lima, 2005). Uma parcela de animais pode ficar durante o ano inteiro nas áreas de alimentação (Brown *et al.*, 1995), apesar de que este comportamento só foi detectado no Hemisfério Norte. A diferença no comportamento de deslocamento entre indivíduos dentro da área de reprodução, com animais se movimentado mais enquanto outros ficam mais estacionários (Zerbini *et al.*, 2006; Wedekin *et al.*, 2010), também pode ser outra fonte de heterogeneidade. Apesar destes fatores, o esforço amostral contínuo e prolongado durante a temporada reprodutiva na principal área de concentração da espécie, favorece que uma parcela significativa da população seja capturada.

As taxas de captura para a baleia-jubarte no Banco dos Abrolhos foram bastante baixas e devem ser levadas em consideração nas conclusões deste estudo. Embora parte da heterogeneidade encontrada possa advir de características biológicas da espécie, a variação extra-binomial encontrada nos dados provavelmente são decorrentes dos dados serem bastante esparsos. Além de estar evidente nas taxas de captura baixas, este fato também pode ser visualizado pela matriz triangular dos dados de foto-identificação (Wedekin *et al.*, 2010; **Capítulo III** deste trabalho). Mais de 85% dos indivíduos identificados foram observados uma única vez, enquanto 374 baleias foram observadas

em duas ou mais ocasiões (14,3%) (Wedekin *et al.*, 2010). Esta baixa taxa de captura é compensada pelo longo prazo do estudo (ver Buckland, 1990). Apesar do problema da baixa taxa de captura, as estimativas de sobrevivência foram realistas.

A maioria das estimativas de sobrevivência da baleia-jubarte advém de estudos realizados no Hemisfério Norte (revisado por Zerbini *et al.*, 2010). Esta é a segunda estimativa para o Hemisfério Sul (a primeira foi de Chaloupka *et al.*, 1999). A probabilidade alta e constante de sobrevivência ao longo dos anos encontrada para a baleia-jubarte no Banco dos Abrolhos (0,94; IC 95% = 0,90 a 0,96) está de acordo com outros estudos com a baleia-jubarte (Buckland, 1990; Chaloupka *et al.*, 1999; Mizroch *et al.*, 2004) e outras espécies de baleias (Zeh *et al.*, 2002; Bradford *et al.*, 2006). Em geral a sobrevivência foi levemente mais baixa no Banco dos Abrolhos do que em outros estoques da baleia-jubarte no mundo, mesmo assim os intervalos de confiança entre as diferentes estimativas se sobrepueram.

Uma tendência de declínio da taxa de sobrevivência também foi sugerida por um dos modelos que tiveram suporte pelo QAICc. Portanto, este declínio deve ser melhor estudado e monitorado. O declínio da sobrevivência já foi mencionado para a baleia-franca-do-norte (*Eubalaena glacialis*) e pode ameaçar a persistência da espécie em longo prazo (Caswell *et al.*, 1999). Apesar do crescimento vigoroso da população de baleias-jubarte, que reflete o fim da caça comercial e a resiliência da espécie à depleção do estoque reprodutivo, o declínio da sobrevivência pode refletir um declínio da qualidade ambiental e um aumento das pressões humanas sobre esta espécie. Isto não é surpresa frente aos registros da baleia-jubarte reocupando antigas áreas de ocorrência na costa do Brasil (*e.g.*, Zerbini *et al.*, 2004; Rossi-Santos *et al.*, 2008), e sofrendo impactos de diversas atividades humanas como a pesca (Zambonim *et al.*, 2009) e o atropelamento por grandes embarcações (Marcondes & Engel, 2009). O aumento do número de interações negativas com atividades humanas e o aumento anual do número de encalhes em anos recente em um monitoramento sistemático (IBJ, dados não-publicados) são coerentes com o declínio na taxa de sobrevivência anual da baleia-jubarte entre 1989 e 2008. Outra possibilidade, conforme Ramp *et al.* (2010), é que este declínio tenha sido causado pelo aumento da proporção de animais transientes na população.

Taxa de crescimento

A estimativa apresentada aqui para população brasileira de baleias-jubarte revelou uma taxa de crescimento anual de 20,75% (IC 95% = 6,17 a 35,33%). Esta estimativa está entre as duas estimativas mais antigas de crescimento da população (Freitas *et al.*, 2004; Ward *et al.*, no prelo), mas refere-se a outro período mais recente. Uma comparação entre a taxa de crescimento verificada por sobrevoos (ver **CAPÍTULO V** deste trabalho), entretanto, se faz plausível e importante. Além de

representarem o crescimento referente a um mesmo período, é razoável supormos que também representem a população de uma mesma área geográfica, que corresponde aos Estados da Bahia e Espírito Santo. A amostragem dos sobrevoos foi sistemática cobrindo a plataforma continental destes dois estados. Os dados provenientes de foto-identificação foram coletados no Banco dos Abrolhos e adjacências, mas existem diversas evidências que os indivíduos se movimentem dentro da área de reprodução, muitas vezes utilizando grandes áreas (Zerbini *et al.*, 2006; Wedekin *et al.*, 2010), dando a oportunidade para serem foto-identificados.

O modelo utilizado por Freitas *et al.* (2004) produziu a maior estimativa para uma população de baleia-jubarte com um amplo intervalo de confiança. Com dados coletados na mesma área e com o mesmo método, o modelo de Pradel foi utilizado para estimar a taxa de crescimento de um período mais recente. O modelo de Pradel produziu uma estimativa mais precisa e plausível da taxa de crescimento que o modelo de população aberta utilizado em Freitas *et al.* (2004). Ainda assim, taxas de crescimento acima de 20%, como a estimada pelo modelo de Pradel, são raramente reportadas na literatura e está acima do que é considerado plausível biologicamente (ver Zerbini *et al.*, 2010). Mas duas estimativas recentes para o mesmo período apontam para uma taxa de crescimento anual da ordem de 15% ao ano.

A correção pelo \hat{c} resultou no favorecimento de modelos mais simples, com menos parâmetros. Sem correção, o modelo com mais suporte pelo AICc tinha o efeito do tempo na taxa de crescimento. Desta forma, sugere-se que a taxa de crescimento variou de ano para ano, apesar de que os dados são muito esparsos para confirmar esta hipótese e, portanto, não deve ser descartada. A alta taxa de encalhes de filhotes na região costeira do Banco dos Abrolhos (aproximadamente 50% dos indivíduos encalhados – Milton Marcondes, *com. pess.*) sugere que um dos fatores que pode interferir na taxa de crescimento da população é a taxa de sobrevivência dos filhotes. Além disto, outros processos relacionados com a área de alimentação também podem interferir em fatores demográficos desta população (*e.g.*, disponibilidade de presas) e merecem ser estudados no futuro.

8. RECOMENDAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO

Baseado nos resultados apresentados neste estudo recomenda-se as seguintes ações visando a conservação da população de baleias-jubarte na costa brasileira:

- *Proteção efetiva das áreas de reprodução, alimentação e migração*: Nas áreas de alimentação, enquanto mecanismos legais e tratados internacionais não chegarem a um consenso quanto à proposta de **Santuário de Baleias do Atlântico Sul**, as baleias-jubarte correm o risco de serem caçadas por países baleeiros.

Na área de concentração das baleias-jubarte no Banco dos Abrolhos, o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, exclusivamente, não garante a proteção das baleias-jubarte contra ameaças provenientes da indústria do petróleo e da pesca, dentre outras. Portanto, outros mecanismos legais são recomendados para garantir a conservação das baleias e de outros ecossistemas extremamente ricos e biodiversos existentes na área. A **zona de amortecimento do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos** deve abranger uma grande área, em escala compatível com os deslocamentos das baleias. A **ampliação do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos** também é recomendada para abranger uma parcela mais significativa da área de reprodução da baleia-jubarte. Além disto, a **criação de novas áreas protegidas** também é recomendado para compor um mosaico de Unidades de Conservação. Dentre algumas localidades onde a criação de novas Unidades de Conservação marinhas podem beneficiar as baleias-jubarte estão a **região sul do Banco dos Abrolhos**, ao largo do Estado do Espírito Santo, e a **Cadeia Vitória-Trindade**;

- *Restrição de atividades impactantes em áreas e períodos importantes para a espécie*: Uma importante medida já é implementada visando a conservação da baleia-jubarte quando se **restringe as operações sísmicas** aos meses de julho a novembro nos Estados do Espírito Santo, Bahia e Sergipe⁴. Entretanto, uma importante atividade vital da baleia-jubarte é a migração. Se a principal **rota migratória da baleia-jubarte passa por águas oceânicas ao largo dos Estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo**, esta restrição deve abranger estas regiões em determinados meses de levantes migratórios de chegada e partida. A **pesca com redes de emalhe** também tem causado prejuízos às baleias e pescadores na região de Caravelas e outras. A restrição desta e de outras atividades pesqueiras impactantes, com **participação intensiva dos pescadores na solução do conflito**, é de extrema importância. **Rotas de navios cargueiros** ou de outros tipos também

⁴ Apesar de que não existe instrumento legal para esta restrição, sendo somente uma diretriz do órgão federal responsável por licenciar as atividades relacionadas à prospecção e exploração do petróleo – CGPEG/IBAMA.

devem ser estudadas e normatizadas de maneira a não perturbar as atividades reprodutivas e de migração da baleia-jubarte na costa brasileira.

- *Monitoramento populacional*: o monitoramento populacional, e **determinação de parâmetros como distribuição, abundância, taxa de crescimento e sobrevivência**, da baleia-jubarte que reproduzem em águas brasileiras pode subsidiar medidas de conservação, fornecer informações científicas sobre a dinâmica de uma espécie em crescimento, monitorar efeitos de mudanças climáticas globais na população e comportamento das baleias, dentre outros temas de alta relevância para a conservação;

- *Estudos sobre efeito de atividades humanas sobre as baleias-jubarte*: como espécie de hábitos costeiros e que usa principalmente águas da plataforma continental durante sua reprodução, a baleia-jubarte está sujeita a inúmeros impactos humanos de variadas fontes. **Estudos que documentem e testem rigorosamente o efeito destes impactos** podem gerar importantes subsídios para a conservação desta e de outras espécies. Dentre as atividades que merecem estudos aprofundados estão a pesca, o tráfego marítimo de grande porte, prospecção sísmica, perfuração e exploração de poços de petróleo e gás, contaminantes provenientes de grandes centros urbanos e industriais, dentre outros.

9. SÍNTESE DOS RESULTADOS

Os principais resultados e conclusões do presente estudo foram as seguintes:

- Uma área de ocorrência de grupos de baleias-jubarte e atividade reprodutiva da espécie foi identificada nos bancos mais costeiros da Cadeia Vitória-Trindade, litoral leste do Brasil;

- A ocorrência da baleia-jubarte nas Ilhas de Trindade e Martin Vaz, bem como em outras ilhas oceânicas brasileiras é ocasional e pouco freqüente. Evidências sugerem que o potencial de sub-estruturação do estoque reprodutivo do Brasil, com sub-estoques em ilhas oceânicas, é provavelmente mínimo;

- A área de reprodução principal da baleia-jubarte na costa brasileira vai da costa norte do Estado do Rio de Janeiro até a costa sul do Estado do Rio Grande do Norte, principalmente em águas mais rasas que 200 metros de profundidade;

- A baleia-jubarte se concentra num banco de águas rasas denominado de Banco dos Abrolhos, onde áreas de maior densidade também podem ser identificadas e mantém certa constância ao longo dos anos;

- Duas áreas de concentração com diâmetros que variam entre 40 a 80 km de diâmetro podem ser identificadas e consideradas habitats críticos para esta população: uma ao redor do Arquipélago dos Abrolhos, e outra no sul do Banco dos Abrolhos;

- Apesar da previsibilidade da localização destas áreas de concentração, o centro destas regiões varia de ano para ano, provavelmente decorrentes de variáveis dinâmicas e/ou biológicas (*e.g.*, fatores sociais);

- As variáveis físicas do habitat explicaram grande parte da variação encontrada nas contagens de baleias-jubarte em uma malha de quadrantes cobrindo a área de estudo;

- A importância do Banco dos Abrolhos e do maior complexo recifal do Oceano Atlântico Sul fica evidente quando se modela as contagens de baleias-jubarte em relação à estas variáveis físicas;

- As baleias-jubarte são encontradas em maiores quantidades na sua área reprodutiva em fundos mais planos (menor gradiente de profundidade) e rasos, regiões mais afastadas da costa (> 50 km) e com grande plataforma continental;

- Uma faixa latitudinal de 10° (ou 600 milhas náuticas de comprimento no sentido norte-sul), abrangendo os Estados do Espírito Santo, Bahia, Sergipe e Alagoas foi marcada por contagens de baleias-jubarte maiores que a média;

- Indivíduos foto-identificados mostraram diferentes padrões e intensidades de deslocamentos dentro da área de reprodução, com alguns animais se movimentando mais, enquanto outros permaneceram em uma mesma área durante o período de vários dias;

- Alguns animais foram observados retornando para o Banco dos Abrolhos em períodos maiores que dez anos, chegando a um máximo de 16 anos de intervalo entre a primeira e a última reavistagem, demonstrando uma fidelidade de longo prazo no uso deste sítio reprodutivo;

- Deslocamentos de longa distância dentro de uma mesma temporada (> 600 km) e em temporadas distintas (> 1.400 km) sugerem que as baleias-jubarte da costa brasileira fazem parte de um mesmo estoque reprodutivo;

- A população de baleias-jubarte estimada para 2008 na costa brasileira (estoque reprodutivo A) foi de 9.330 indivíduos (IC 95% = 4.857 – 20.299; CV = 28,1%);

- As covariáveis pista de detecção e observador influenciaram a curva de detecção e foram incorporadas no modelo que descreve a probabilidade com que os grupos de baleias são observados considerando a distância da linha de transecção;

- Para diminuir as incertezas e possíveis distorções das estimativas pontuais de abundância por levantamentos aéreos, recomenda-se uma investigação mais aprofundada e experimentos controlados para se obter um $g(0)$ mais preciso e confiável do que as atuais formas de correção;

- A taxa de crescimento da baleia-jubarte na sua área reprodutiva no Brasil estimada através de levantamentos aéreos entre 2002 e 2008 foi alta, igual a 15,2% ao ano (IC 95% = 11,3 a 19,1%);

- O crescimento da população foi desigual dentro da área de estudo, com regiões de maior densidade apresentando um menor crescimento relativo às outras áreas (saturação), enquanto as regiões adjacentes de menor densidade apresentaram o maior crescimento;

- A sobrevivência da baleia-jubarte no Banco dos Abrolhos entre 1989 e 2008 foi alta e constante ao longo dos anos (igual a 0,94; IC 95% = 0,90 a 0,96), mas não foi possível descartar uma tendência decrescente da sobrevivência ao longo dos anos do estudo;

- Outro método alternativo de estimar a taxa de crescimento com dados de foto-identificação e modelos de captura-marcação-recaptura, revelou altas taxas de crescimento, estimada em 20,8% ao ano (IC 95% = 6,2 a 35,3%).

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, C.B. 2009. **Análise da frequência respiratória de baleias jubarte durante sua temporada reprodutiva no Banco dos Abrolhos**. Monografia de bacharelado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Acebes, J.M., Darling, J.D. & Yamaguchi, M. 2007. Status and distribution of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in northern Luzon, Philippines. **Journal of Cetacean Research and Management**, 9: 37-43.
- Acevedo, J.A., Aguayo-Lobo, A. & Pastene, L.A. 2006. Filopatría de la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae* Borowski, 1781), al área de alimentación del estrecho de Magallanes. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, 41: 11-19.
- Allen, M.C., Read, A.J., Gaudel, J. & Sayigh, L.S. 2001. Fine-scale selection of foraging bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* near Clearwater, Florida. **Marine Ecology Progress Series**, 222: 253-264.
- Alves, L.C.P.S., Andriolo, A., Zerbini, A.N., Pizzorno, J.L.P. & Clapham, P.J. 2009. Record of feeding by humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in tropical waters off Brazil. **Marine Mammal Science**, 25(2): 416-419.
- Amante, C. & Eakins, B.W. 2009. **ETOPO1 1 Arc-Minute Global Relief Model: Procedures, Data Sources and Analysis**. NOAA Technical Memorandum NESDIS NGDC-24. Disponível em: <<http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/global/global.html>>. Data de acesso: outubro de 2010.
- Anderson, D.R. & Burnham, K.P. 1999. General strategies for the analysis of ringing data. **Bird Study**, 46(suppl.): 261-270.
- Anderson, D.R., Burnham, K.P. & White, G.C. 1994. AIC model selection in overdispersed capture-recapture data. **Ecology**, 75: 1780-1793.
- Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Thompson, W.L. 2000. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. **Journal of Wildlife Management**, 64(4): 912-923.
- Andriolo, A., Martins, C.C.A., Engel, M.H., Pizzorno, J.L., *et al.* 2006. The first aerial survey to estimate abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the breeding ground off Brazil (Breeding Stock A). **Journal of Cetacean Research and Management**, 8: 307-311.
- Andriolo, A., Kinas, P.G., Engel, M.H., Martins, C.C.A. & Rufino, A.M. 2010. Humpback whale population estimates and distribution along the Brazilian breeding ground. **Endangered Species Research**, 11: 233-243.
- Atkinson, A.A., Siegel, V., Pakhomov, E. & Rothery, P. 2004. Long-term decline in krill stock and increase in salps within the Southern Ocean. **Nature**, 432: 100-103.
- Baird, R.W., Webster, D.L., Mahaffy, S.D., McSweeney, D.J., *et al.* 2008. Site fidelity and association patterns in a deep-water dolphin: Rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in the Hawaiian Archipelago. **Marine Mammal Science**, 24: 535-553.
- Baker, C.S. & Clapham, P.J. 2004. Modelling the past and future of whales and whaling. **Trends in Ecology and Evolution**, 19(7): 365-371.
- Baker, C.S. & Herman, L.M. 1981. Migration and local movement of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) through Hawaiian waters. **Canadian Journal of Zoology**, 59: 460-469.
- Baker, C.S., Herman, L.M., Perry, A., Lawton, W.S., *et al.* 1986. Migratory movement and population structure of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central and eastern North Pacific. **Marine Ecology Progress Series**, 31: 105-119.

- Baracho, C.B., Cipolotti, S., Marcovaldi, E., Apolinário, M. & Silva, M.B. 2007. The occurrence of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the biological reserve of Atol das Rocas in north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K. – Biodiversity Records**. Disponível em: <<http://www.mba.ac.uk/jmba/biodiversityrecords.php>>. Data de acesso: março de 2011.
- Barlow, J. & Clapham, P.J. 1997. A new birth-interval approach to estimating demographic parameters of humpback whales. **Ecology**, 78(2): 535-546.
- Barlow, J., Oliver, C.W., Jackson, T.D. & Taylor, B. 1988. Harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, abundance estimation for California, Oregon, and Washington: II. Aerial surveys. **Fishery Bulletin**, 86(3): 433-444.
- Barlow, J., Gerrodette, T. & Forcada, J. 2001. Factors affecting perpendicular sighting distances on shipboard line-transect surveys for cetaceans. **Journal of Cetacean Research and Management**, 3(2): 201-212.
- Baumgartner, M.F. 1997. The distribution of Rissos's dolphin (*Grampus griseus*) with respect to the physiography of the northern Gulf of Mexico. **Marine Mammal Science**, 13(4): 614-638.
- Beavers, S.C. & Ramsey, F.L. 1988. Detectability analysis in transect surveys. **Journal of Wildlife Management**, 62(3): 948-957.
- Best, P.B. 2000. Coastal distribution, movements and site fidelity of right whales *Eubalaena australis* off South Africa, 1969-1998. **South African Journal of Marine Science**, 22: 43-55.
- Börger, L., Dalziel, B.D. & Fryxell, J.M. 2008. Are there general mechanisms of animal home range behavior? A review and prospects for future research. **Ecology Letters**, 11: 637-650.
- Bradford, A.L., Wade, P.R., Weller, D.W., Burdin, A.M., *et al.* 2006. Survival estimates of western gray whales *Eschrichtius robustus* incorporating individual heterogeneity and temporary emigration. **Marine Ecology Progress Series**, 315: 293-307.
- Bräger, S., Dawson, S.M., Slooten, E., Smith, S., *et al.* 2002. Site fidelity and along-shore range in Hector's dolphin, an endangered marine dolphin from New Zealand. **Biological Conservation**, 108: 281-287.
- Bräger, S., Harraway, J.A. & Manly, B.J.F. 2003. Habitat selection in a coastal dolphin species (*Cephalorhynchus hectori*). **Marine Biology**, 143: 233-244.
- Brodie, P.F. 1975. Cetacean energetics, an overview of intraspecific size variation. **Ecology**, 56: 152-161.
- Brown, M.R., Corkeron, P.J., Hale, P.T., Schultz, K.W. & Bryden, M.M. 1995. Evidence for a sex segregated migration in the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). **Proceedings of the Royal Society of London Series B**, 259: 229-234.
- Buckland, S.T. 1990. Estimation of survival rates from sightings of individually identifiable whales. **Report of the International Whaling Commission**, Special Issue 12): 149-153.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., *et al.* 2001. **Introduction to Distance Sampling**. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., *et al.* 2004. **Advanced Distance Sampling**. Oxford University Press, Oxford.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2nd edition. Springer-Verlag, New York.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., White, G.C., Brownie, C. & Pollock, K.H. 1987. **Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture**. American Fisheries Society Monograph 5.

- Calambokidis, J., Steiger, G.H., Straley, J., Herman, L.M., *et al.* 2001. Movements and population structure of humpback whales in the North Pacific. **Marine Mammal Science**, 17: 769-794.
- Campos, E.J.D., Miller, J.L., Müller, T.J. & Peterson, R.G. 1995. Physical oceanography of the Southwest Atlantic Ocean. **Oceanography**, 8(3): 87-91.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., De Stephanis, R. Urquiola, E. & Hammond, P.S. 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected áreas for cetaceans in southern Spanish Waters. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 15: 495-521.
- Carlson, C.A., Mayo, C.A. & Whitehead, H. 1990. Changes in the ventral fluke pattern of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*), and its effect on matching: evaluation of its significance to photo-identification research. **Report of the International Whaling Commission**, Special Issue 12: 105-111.
- Caswell, H., Fujiwara, M. & Brault, S. 1999. Declining survival probability threatens the North Atlantic right whale. **Proceedings of the National Academy of Science of the USA**, 96: 3308-3313.
- Chaloupka, M. Osmond, M. & Kaufman, G. 1999. Estimating seasonal abundance trends and survival probabilities of humpback whale in Hervey Bay (east coast Australia). **Marine Ecology Progress Series**, 184: 291-301.
- Cherem, J.J., Simões-Lopes, P.C., Althoff, S. & Graipel, M.E. 2004. Lista de mamíferos do Estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Mastozoologia Neotropical**, 11(2):151-184.
- Chittleborough, R.G. 1958. The breeding cycle of the female humpback whale, *Megaptera nodosa* (Bonaterre). **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 9: 1-18.
- Chittleborough, R.G. 1965. Dynamics of two populations of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski). **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 16: 33-128.
- Clapham, P.J. 1996. The social and reproductive biology of Humpback whales: an ecological perspective. **Mammal Review**, 26(1): 27-49.
- Clapham, P.J. 2000. The humpback whale: seasonal feeding and breeding in a baleen whale. In: **Cetacean Societies** (Eds.: Mann, J., Connor, R.C., Tyack, P.L. & Whitehead, H.). Pp. 173-196. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Clapham, P.J. 2001. Why do baleen whales migrate? A response to Corkeron and Connor. **Marine Mammals Science**, 17(2): 432-436.
- Clapham, P.J. & Mead, J.G. 1999. *Megaptera novaeangliae*. **Mammalian Species**, 604: 1-9.
- Clapham, P.J. & Mayo, C.A. 1987. Reproduction and recruitment of individually identified humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, observed in Massachusetts Bay, 1979-1985. **Canadian Journal of Zoology**, 65: 2853-2863.
- Clapham, P.J. & Mayo, C.A. 1990. Reproduction of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, observed in the Gulf of Maine. **Report of the International Whaling Commission**, Special Issue 12: 171-175.
- Clapham, P.J., Baraff, L.S., Carlson, C.A., Christian, M.A., *et al.* 1993. Seasonal occurrence and annual return of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the southern Gulf of Maine. **Canadian Journal of Zoology**, 71: 440-443.
- Clapham, P.J., Young, S.B. & Brownell, J.R. 1999a. Baleen whales: conservation issues and status of the most endangered populations. **Mammal Review**, 29(1): 35-60.
- Clapham, P.J., Wetmore, S.E., Smith, T.D. & Mead, J.G. 1999b. Length at birth and at Independence in humpback whales. **Journal of Cetacean Research and Management**, 1(2): 141-146.

- Clapham, P. J., Aguilar, A. & Hatch, L.T. 2008. Determining spatial and temporal scales for management: lessons from whaling. **Marine Mammal Science**, 24: 183-201.
- Cooch, E. & White, G. 2010. **Program Mark: a gentle introduction**. 9th edition. Disponível em: <<http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>>. Data de acesso: novembro de 2010.
- Corkeron, P.J. & Connor, R.C. 1999. Why do baleen whales migrate? **Marine Mammal Science**, 15: 1228-1245.
- Cormack, R.M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. **Biometrika**, 51: 429-438.
- Craig, A.S. & Herman, L.M. 1997. Sex differences in site fidelity and migration of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to the Hawaiian Islands. **Canadian Journal of Zoology**, 75: 1923-1933.
- Cremer, M.J. 1996. Ocorrência de baleia jubarte *Megaptera novaeangliae*, no Cabo de Santa Marta Grande, área de reprodução de baleia franca, *Eubalaena australis*. In: **Programa y Resúmenes: 7a Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 1o Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos**, Viña del Mar. Pp. 73.
- Crespo, E.A., Pedraza, S.N., Grandi, M.F., Dans, S.L. & Garaffo, G.V. 2010. Abundance and distribution of endangered Franciscana dolphins in Argentine Waters and conservation implications. **Marine Mammal Science**, 26(1): 17-35.
- Cullen Jr., L. & Rudran, R. 2003. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre** (Orgs.: Cullen Jr., L., Rudran, R. & Valladares-Padua, C.). Pp. 169-179. Editora da Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Cypriano-Souza, A.L., Fernández, G.P., Lima-Rosa, C.A.V., Engel, M.H. & Bonatto, S.L. 2010. Microsatellite genetic characterization of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) breeding ground off Brazil (breeding stock A). **Journal of Heredity**, 101: 189-200.
- Dalla-Rosa, L., Secchi, E.R., Maia, Y.G., Zerbini, A.N. & Heide-Jørgensen, M.P. 2008. Movements of satellite-monitored humpback whales on their feeding ground along the Antarctic Peninsula. **Polar Biology**, 31: 771-781.
- Danilewicz, D., Tavares, M., Moreno, I.B., Ott, P.H. & Trigo, C.C. 2009. Evidence of feeding by the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in mid-latitude waters of the western South Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K. 2 – Biodiversity Records**. Disponível em: <<http://www.mba.ac.uk/jmba/biodiversityrecords.php>>. Data de acesso: março de 2011.
- Darling, J.D. & McSweeney, D.J. 1985. Observations on the migration of North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). **Canadian Journal of Zoology**, 63: 308-314.
- Darling, J.D. & Cerchio, S. 1993. Movement of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) between Japan and Hawaii. **Marine Mammal Science**, 9: 84-89.
- Darling, J.D. & Sousa-Lima, R.S. 2005. Songs indicate interaction between humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) populations in the western and eastern South Atlantic Ocean. **Marine Mammal Science**, 21(3): 557-566.
- Davis, R.W., Fargion, G.S., May, N., Leming, T.D., *et al.* 1998. Physical habitat of cetaceans along the continental slope in the north-central and western Gulf of Mexico. **Marine Mammal Science**, 14(3): 490-507.
- Dobson, A.J. 2002. **An introduction to Generalized Linear Models**. 2nd edition. Chapman & Hall, Boca Raton.
- Dorsey, E.M., Stern, S.J., Hoelzel, A.R. & Jacobsen, J. 1990. Minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) from the west coast of North America: individual recognition and small-scale site fidelity. **Report of the International Whaling Commission**, Special Issue 12: 357-368.
- Dutra, G.F., Allen, G.R., Werner, T. & McKenna, S.A. 2005. **A rapid marine biodiversity assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil**. RAP Bulletin of Biological Assessment 38. Conservation International, Washington, DC.

- Ekau, W. & Knoppers, B. 1999. An introduction to the pelagic system of the North-East and East Brazilian shelf. **Archive of Fishery and Marine Research**, 47: 113-132.
- Elwen S.H. & Best, P.B. 2004a. Environmental factors influencing the distribution of southern right whales (*Eubalaena australis*) on the south coast of South Africa I: Broad scale patterns. **Marine Mammal Science**, 20(3): 567-582.
- Elwen S.H. & Best, P.B. 2004b. Environmental factors influencing the distribution of southern right whales (*Eubalaena australis*) on the south coast of South Africa II: Whithin bay distribution. **Marine Mammal Science**, 20(3): 583-601.
- Engel, M.H. & Marcovaldi, E. 2007. **Brasil: Mar das Baleias**. Editora Bambu, São Paulo.
- Engel, M.H. & Martin, A.R. 2009. Feeding grounds of the western South Atlantic humpback whale population. **Marine Mammal Science**, 25: 964-969.
- Engel, M.H., Fagundes, N.J.R., Rosenbaum, H.C., Leslie, M.S., *et al.* 2008. Mitochondrial DNA diversity of the Southwestern Atlantic humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) breeding area off Brazil, and the potential connections to Antarctic feeding areas. **Conservation Genetics**, 9: 1253-1262.
- Ersts, P.J. & Rosenbaum, H.C. 2003. Habitat preference reflects social organization of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on a wintering ground. **Journal of Zoology**, 260: 337-345.
- Everson, I. 2000. The role of krill in marine food webs: The Southern Ocean. In: **Krill: biology, ecology and Fisheries** (Ed.: Everson, I). Pp. 194-201. Blackwell, Cambridge.
- Faraway, J.J. 2006. **Extending the linear model with R**. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton.
- Félix, F. & Haase, B. 2005. Distribution of humpback whales along the coast of Ecuador and management implications. **Journal of Cetacean Research and Management**, 7(1): 21-31.
- Ferguson, M.C., Barlow, J., Reilly, S.B. & Gerrodette, T. 2006. Predicting Cuvier's (*Ziphius cavirostris*) and *Mesoplodon* beaked whale population density from habitat characteristics in the Eastern tropical Pacific Ocean. **Journal of Cetacean Research and Management**, 7(3): 287-299.
- Ferrero, R.C., Hobbs, R.C. & VanBlaricom, G.R. 2002. Indications of habitat use patterns among small cetaceans in the central North Pacific based on fisheries observer data. **Journal of Cetacean Research and Management**, 4(3): 311-321.
- Fewster, R.M., Buckland, S.T., Burnham, K.P., Borchers, D.L., *et al.* 2009. Estimating the encounter rate variance in distance sampling. **Biometrics**, 65: 225-236.
- Findlay, K.P. 2000. A review of humpback whale catches by modern whaling operations in the Southern Hemisphere. **Memoirs of the Queensland Museum**, 47(2): 411-420.
- Flórez-González, L., Capella, J., Haase, B., Bravo, G.A., *et al.* 1998. Changes in winter destinations and the northernmost record of southeastern Pacific humpback whales. **Marine Mammal Science**, 14: 189-196.
- Forestell, P. & Urbán, J. 2007. Movement of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) between the Revillagigedo and Hawaiian archipelagos within a winter breeding season. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 6: 97-102.
- Forney, K.A. 2000. Environmental models of cetacean abundance: reducing uncertainty in population trends. **Conservation Biology**, 14(5): 1271-1286.
- Frankel, A.S., Clark, C.W., Herman, L.M. & Gabriele, C.M. 1995. Spatial distribution, habitat utilization, and social interactions of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, off Hawai'i, determined using acoustic and visual techniques. **Canadian Journal of Zoology**, 73: 1134-1146.

- Franklin, A.B. 2001. Exploring ecological relationships in survival and estimating rates of population change using program Mark. In: **Wildlife, land, and people: priorities for the 21st century** (Eds.: Field, R., Warren, R.J., Okarma, H. & Sievert, P.R.). Pp. 350-356. Proceedings of the Second International Wildlife Management Congress, The Wildlife Society, Bethesda, EUA.
- Freitas, C.M.A. 2000. **Spatial and seasonal distribution of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, wintering in Abrolhos, Brazil**. Dissertação de mestrado. University of Aberdeen, Escócia.
- Freitas, A.C., Kinas, P.G., Martins, C.C.A. & Engel, M.H. 2004. Abundance of humpback whales on the Abrolhos bank wintering ground, Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 6: 225-230.
- FUNATURA/IBAMA. 1991. **Plano de Manejo: Parque Nacional Marinho dos Abrolhos**. Fundação Pró-Natureza (FUNATURA) e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Brasília.
- Garrigue, C., Aguayo, A., Amante-Helweg, V.L.U., Baker, C.S., *et al.* 2002. Movements of humpback whales in Oceania, South Pacific. **Journal of Cetacean Research and Management**, 4: 255-260.
- Gaskin, D.E. 1982. **The ecology of whales and dolphins**. Heinemann Press, London.
- Glockner-Ferrari, D.A. & Ferrari, M.J. 1990. Reproduction in the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in Hawaiian waters, 1975-1988: the life history, reproductive rates and behaviour of known individuals identified through surface and underwater photography. **Report of the International Whaling Commission**, Special Issue 12: 161-169.
- Godoy, M.L.M.P. 2007. **Estudo das taxas reprodutivas e capturabilidade de baleias-jubarte *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781; Cetacea: Balaenopteridae), em sua principal área de concentração para reprodução na costa brasileira (Banco dos Abrolhos, Bahia, Brasil)**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.
- Hammond, P.S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. **Report of the International Whaling Commission**, Special Issue 8: 253-282.
- Hammond, P.S., Mizroch, S.A. & Donovan, G.P. (Eds.) 1990. Individual Recognition of Cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. **Report of the International Whaling Commission**, Special Issue 12: 1-440.
- Hastie, G.D., Bilson, B., Wilson, L.J., Parson, K.M. & Thompson, P.M. 2004. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. **Marine Biology**, 144: 397-403.
- Hastie, T. 2011. **gam: Generalized Additive Models**. R package version 1.04. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=gam>>. Data de acesso: março de 2011.
- Hastie, T. & Tibshirani, R. 1986. Generalized Additive Models. **Statistical Science**, 1(3): 297-318.
- Hastie, T. & Tibshirani, R.J. 1990. **Generalized Additive Models**. Chapman & Hall, London.
- Hedley, S.L. & Buckland, S.T. 2004. Spatial models for line transect sampling. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, 9(2): 181-199.
- Heithaus, M.R. & Dill, L.M. 2006. Does tiger shark predation risk influence foraging habitat use by bottlenose dolphins at multiple spatial scales? **Oikos**, 114: 257-264
- Hetzel, B. & Castro, C.B. (Orgs.). 1994. **Corais do Sul da Bahia**. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Hiby, L. & Lovell, P. 1998. Using aircraft in tandem formation to estimate abundance of Harbour porpoise. **Biometrics**, 54: 1280-1289.

- Hui, C.A. 1979. Undersea topography and distribution of the Genus *Delphinus* in the southern California Bight. **Journal of Mammalogy**, 60(3): 521-527.
- IBAMA. 2001. **Mamíferos Aquáticos do Brasil: plano de ação**. Versão II. Edições IBAMA, Brasília.
- Ingram, S.N. & Rogan, E. 2002. Identifying critical áreas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. **Marine Ecology Progress Series**, 244: 247-255.
- IUCN. 2009. **IUCN Red List of Threatened Species**. Versão 2009.2. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Data de acesso: março de 2010.
- IWC. 1998. Annex G - Report of the sub-committee on comprehensive assessment of Southern Hemisphere humpback whales. **Report of the International Whaling Commission**, 48: 170-182.
- IWC. 2001. Annex G. Report of the sub-committee on the comprehensive assessment of whale stocks – in-depth assessments. **Journal of Cetacean Research and Management**, 3 (Suppl.): 177-208.
- IWC. 2005. Report of the Scientific Committee. Annex H - Report of the sub-committee on other southern hemisphere whale stocks. **Journal of Cetacean Research and Management**, 7(Suppl.): 235-246.
- IWC. 2006. Report of the workshop on the comprehensive assessment of Southern Hemisphere humpback whales. Trabalho SC/58/Rep 5 apresentado no Comitê Científico da **58ª Reunião Anual da Comissão Internacional Baleeira (IWC)**, St. Kitts e Nevis.
- Jaquet, N. & Whitehead, H. 1996. Scale-dependent correlation of sperm whale distribution with environmental features and productivity in the South Pacific. **Marine Ecology Progress Series**, 135: 1-9.
- Janmaat, K.R.L., Olupot, W., Chancellor, R.L., Arlet, M.E. & Waser, P.M. 2009. Long-term site fidelity and individual home range shifts in *Lophocebus albigena*. **International Journal of Primatology**, 30: 443-466.
- Jefferson, T.A., Webber, M.A. & Pitman, R.L. 2008. **Marine Mammals of the World: A comprehensive guide to their identification**. Academic Press, London.
- Jolly, G.M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic models. **Biometrika**, 52: 225-247.
- Karczmarski, L., Cockcroft, V.G. & McLachlan, A. 2000. Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. **Marine Mammal Science**, 16(1): 65-79.
- Katona, S.K. & Whitehead, H. 1981. Identifying humpback whales using their natural markings. **Polar Record**, 20: 439-444.
- Kellogg, R. 1929. What is known of the migration of some of the whalebone whales. **Smithsonian Institution Annual Report 1928**: 467-494.
- Kéry, M. & Schaub, M. No prelo. **Bayesian Population Analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective**. Academic Press.
- Kinas, P.G. & Bethlem, C.B.P. 1998. Empirical bayes estimation of a closed population using mark-recapture data, with application to humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in Abrolhos, Brazil. **Report of the International Whaling Commission**, 48: 447-450.
- Kinas, P.G., Andriolo A. & Engel, M.H. 2006. Integrating photo-identification and aerial surveys to estimate g(0) for humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the Brazilian breeding ground. Trabalho SC/AO6/HW24 apresentado no **IWC Workshop on Comprehensive Assessment of Southern Hemisphere Humpback Whales**, Hobart, Tasmania.

- King, R., Byron, J.T.M., Gimenez, O. & Brooks, S.P. 2010. **Bayesian Analysis for Population Ecology**. Interdisciplinary Statistics Series. CRC Press, Boca Raton.
- Knoppers, B., Meyerhöfer, M., Marone, E., Dutz, J., *et al.* 1999. Compartments of the pelagic system and material exchange at the Abrolhos Bank coral reefs, Brazil. **Archive of Fishery and Marine Research**, 47(2/3): 285-306.
- Laake, J.L. & Borchers, D.L. 2004. Methods for incomplete detection at distance zero. In: **Advanced Distance Sampling** (Eds.: Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., *et al.*). Pp. 108-189. Oxford University Press, Oxford.
- Lagerquist, B.A., Mate, B.R., Ortega-Ortiz, J.G., Winsor, M. & Urbán-Ramirez, J. 2008. Migratory movements and surfacing rates of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) satellite tagged at Socorro Island, Mexico. **Marine Mammal Science**, 24: 815-830.
- Laidre, K.L., Heide-Jørgensen, M.P., Heagerty, P., Cossio, A., *et al.* 2010. Spatial associations between large baleen whales and their prey in West Greenland. **Marine Ecology Progress Series**, 402: 269–284.
- Leão, Z.M.A.N. 1994. Os recifes de coral do sul da Bahia. In: **Corais do Sul da Bahia** (Orgs.: Hetzel, B. & Castro, C.B.). Pp. 151-160. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. **Ecological Monographs**, 62(1): 67-118.
- Link, W.A. 2003. Nonidentifiability of population size from capture-recapture data with heterogeneous detection probabilities. **Biometrics**, 59: 1123-1130.
- Lockyer, C. 1984. Review of baleen whale (Mysticeti) reproduction and implications for management. **Report of the International Whaling Commission**, Special Issue 6: 27-50.
- Lodi, L. 1992. Uma história da caça à baleia. **Ciência Hoje**, 14(81): 78-83.
- Lodi, L. 1994. Ocorrências de baleias-jubarte, *Megaptera novaeangliae*, no Arquipélago de Fernando de Noronha, incluindo um resumo de registros de capturas no Nordeste do Brasil. **Biotemas**, 7(1 e 2): 116-123.
- MacLeod, C.D. & Zuur, A.F. 2005. Habitat utilization by Blainville's beaked whales off Great Abaco, northern Bahamas, in relation to seabed topography. **Marine Biology**, 147: 1-11.
- Magalhães, F.A., Tosi, C.H., Garri, R.G., Chellappa, S. & Silva, F.L. 2008. Cetacean diversity in the Parnaíba Delta, Maranhão State, northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 68(3): 545-551.
- Marchioro, G.B., Nunes, M.A., Dutra, G.F., Moura, R.L. & Pereira, P.G. 2005. Avaliação dos impactos da exploração e produção de hidrocarbonetos no Banco dos Abrolhos e adjacências. **Megadiversidade**, 1: 225-310.
- Marcondes, M.C.C. & Engel, M.H. 2009. Ship strikes with humpback whales in Brazil. Trabalho SC/61/BC4 apresentado no Comitê Científico da 61ª **Reunião Anual da Comissão Internacional Baleeira (IWC)**, Madeira, Portugal.
- Marques, F.F.C. & Buckland, S.T. 2003. Incorporating covariates into standard line transect analyses. **Biometrics**, 59: 924-935.
- Marques, F.F.C. & Buckland, S.T. 2004. Covariate models for the detection function. In: **Advanced Distance Sampling** (Eds.: Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L.). Pp. 31-47. Oxford University Press, Oxford.
- Marsh, H. & Sinclair, D.F. 1989. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. **Journal of Wildlife Management**, 53: 1017-1024.

- Martin, A.R. & da Silva, V.M.F. 2004. River dolphins and flooded Forest: seasonal habitat use and sexual segregation of botos (*Inia geoffrensis*) in an extreme cetacean environment. **Journal of Zoology**, 263: 295-305.
- Martin, A.R., da Silva, V.M.F. & Salmon, D.L. 2004. Riverine habitat preferences of botos (*Inia geoffrensis* and tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in the Central Amazon. **Marine Mammal Science**, 20(2): 189-200.
- Martins, C.C.A. 2004. **O uso de sistema de informações geográficas como ferramenta na identificação de áreas prioritárias para a conservação da população de baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, em seu sítio reprodutivo na costa leste do Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 119 p.
- Martins, C.C.A., M.E. Morete, M.H. Engel, A.C. Freitas, E.R. Secchi & P.G. Kinas. 2001. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. **Memoirs of the Queensland Museum**, 47: 563-570.
- Mate, B.R., Gisiner, R. & Mobley, J. 1998. Local and migratory movements of Hawaiian humpback whales tracked by satellite telemetry. **Canadian Journal of Zoology**, 76: 863-868.
- Matilla, D.K., Clapham, P.J., Katona, S.K. & Stone, G.S. 1989. Population composition of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, on Silver Bank, 1984. **Canadian Journal of Zoology**, 67: 281-285.
- Matilla, D.K., Clapham, P.J., Vásquez, O. & Bowman, R.S. 1994. Occurrence, population composition, and habitat use of humpback whales in Samana Bay, Dominican Republic. **Canadian Journal of Zoology**, 72: 1898-1907.
- Mattiopoulous, J. & Aarts, G. 2010. The spatial analysis of marine mammal abundance. In: **Marine Mammal Ecology and Conservation: a handbook of techniques** (Eds.: Boyd, I.L., Don Bowen, W. & Iverson, S.J.). Pp. 69-97. Oxford University Press, Oxford.
- Meirelles, A.C.O., Monteiro-Neto, C., Martins, A.M.A., Costa, A.F., *et al.* 2009. Cetacean strandings on the coast of Ceará, north-eastern Brazil (1992-2005). **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, 89: 1083-1090.
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. 1989. **Generalized Linear Models**. 2nd edition. Monographs on Statistics and Applied Probability 37. Chapman & Hall, London.
- Mikhalev, Y.A. 1997. Humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Arabian Sea. **Marine Ecology Progress Series**, 149: 13-21.
- Mizroch, S.A., Herman, L.M., Straley, J.M., Glockner-Ferrari, D.A., *et al.* 2004. Estimating the adult survival rate of central North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). **Journal of Mammalogy**, 85(5): 963-972.
- Monteiro-Filho, E.L.A., Monteiro, L.R. & Reis, S.F. 2002. Skull shape and size divergence in dolphins of the genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. **Journal of Mammalogy**, 83: 125-134.
- Morete, M.E., Freitas, A., Engel, M.H. & Glock, L. 2000. Tourism characterization and preliminary analyses of whale watching on humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) around the Abrolhos Archipelago, southeastern Bahia, Brazil. Trabalho SC/52/WW6 apresentado no Comitê Científico da 52^a **Reunião Anual da Comissão Internacional Baleeira (IWC)**, Adelaide, Austrália.
- Morete, M.E., Pace III, R.M., Martins, C.C.A., Freitas, A.C. & Engel, M.H. 2003. Indexing seasonal abundance of humpback whales around Abrolhos Archipelago, Bahia, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 2(1): 21-28.
- Morete, M.E., Bisi, T.L. & Rosso, S. 2007a. Mother and calf humpback whale responses to vessels around the Abrolhos Archipelago, Bahia, Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 9: 241-248.

- Morete, M.E., Bisi, T.L. & Rosso, S. 2007b. Temporal pattern of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) group structure around Abrolhos Archipelago breeding region, Bahia, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, 87: 87-92.
- Morete, M.E., Bisi, T.L., Pace III, R.M. & Rosso, S. 2008. Fluctuating abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in a calving ground off coastal Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, 88: 1229-1235.
- Naud, M.J., Long, B., Brêthes, J.C. & Sears, R. 2003. Influences of underwater bottom topography and geomorphology on minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) distribution in the Mingan Islands (Canada). **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, 83: 889-896.
- Nicol, S. 2006. Krill, currents, and sea ice: *Euphausia superba* and its changing environment. **Bioscience**, 56(2): 111-120.
- Nicol, S., Worky, A. & Leaper, R. 2008. Changes in the Antarctic sea ice ecosystem: potential effects on krill and baleen whales. **Marine and Freshwater Research**, 59: 361-382.
- Okamura, H., Minamikawa, S. & Kitakado, T. 2006. Effect of surfacing patterns on abundance estimates of long-diving animals. **Fisheries Science**, 72: 631-638.
- Oviedo, L. & Solís, M. 2008. Underwater topography determines critical breeding habitat for humpback whales near Osa Peninsula, Costa Rica: implications for Marine Protected Areas. **Revista de Biología Tropical**, 56(2): 591-602.
- Panigada, S., Zanardelli, M., MacKenzie, M., Donovan, C., *et al.* 2008. Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary (Western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. **Remote Sensing of Environment**, 112: 3400-3412.
- Parra, G.J., Schick, R. & Corkeron, P.J. 2006. Spatial distribution and environmental correlates of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins. **Ecography**, 29: 396-406.
- Parsons, E.C.M., Wright, A.J. & Gore, M.A. 2008. The nature of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) song. **Journal of Marine Animals and Their Ecology**, 1(1): 22-31.
- Payne, R.S. & McVay, S. 1971. Songs of humpback whales. **Science**, 173: 585-597.
- Paxton, C.G.M., Banister, J.L. & Hedley, S.L. 2006. Group IV Humpback whales: their status from aerial and land based surveys off Western Australia, 2005. Trabalho SC/AO6/HW3 apresentado no **IWC Workshop on Comprehensive Assessment of Southern Hemisphere Humpback Whales**, Hobart, Tasmania.
- Peres, G.B. 2006. **Caracterização do tempo de mergulho da baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) no Arquipélago de Abrolhos, Bahia – Brasil**. Monografia de bacharelado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Petta, C.B. 2002. **Estudo da frequência respiratória e intervalo respiratório médio das baleias jubarte (*Megaptera novaeangliae*) em seu sítio reprodutivo no Atlântico Sul Ocidental, o Banco dos Abrolhos, Bahia, Brasil**. Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- Pinedo, M.C. 1985. A note on a stranding of the humpback whale on the southern coast of Brazil. The Scientific Reports of the Whales Research Institute, 36: 165-168.
- Pollock, K.H. 1981. Capture-recapture models: a review of current methods, assumptions, and experimental design. In: **Estimating numbers of terrestrial birds** (Eds.: Ralph, C.J. & Scott, J.M.). Pp. 426-435. Studies in Avian Biology 6.

- Powell, R.A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: **Research techniques in animal ecology** (Eds.: Boitani, L. & Fuller, T.K.). Pp. 65-110. Columbia University Press, New York.
- Pradel, R. 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. **Biometrics**, 52: 703-709.
- Pretto, D.J., Andrade, M.C.M., Oliveira, J.M. & Oliveira, M.G.A. 2009. First Record of a humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781), stranding in Pará State, Northern coast of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 69(4): 1207-1208.
- R Development Core Team. 2009. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Data de acesso: fevereiro de 2011.
- Ramos, R., Poletto, F., Miranda, C., Freitas, R., *et al.* 2010. Família Balaenopteridae: Baleia jubarte *Megaptera novaeangliae*. In: **Monitoramento da biota marinha em navios de sismica: seis anos de pesquisa (2001-2007)** (Orgs.: Ramos, R.M.A., Siciliano, S. & Ribeiro, R.). Pp. 297-347. PGS Investigação Petrolífera Ltda. / Everest Tecnologia em Serviços, Vitória.
- Ramp, C., Bérubé, M., Palsbøll, P., Hagen, W. & Sears, R. 2010. Sex-specific survival in the humpback whale *Megaptera novaeangliae* in the Gulf of St. Lawrence, Canada. **Marine Ecology Progress Series**, 400: 267-276.
- Rasmussen, K., Palacios, D.M., Calambokidis, J., Saborío, M.T., Dalla Rosa, L., Secchi, E.R., Steiger, G.H., Allen, J.M. & Stone, G.S. 2007. Southern Hemisphere humpback whales wintering off Central America: insights from water temperature into the longest mammalian migration. **Biology Letters**, 3(3): 302-305.
- Redfern, J.V., Ferguson, M.C., Becker, E.A., Hyrenbach, K.D., *et al.* 2006. Techniques for cetacean-habitat modeling. **Marine Ecology Progress Series**, 310: 271-295.
- Redfern, J.V., Barlow, J., Balance, L.T., Gerrodette, T. & Becker, E.A. 2008. Absence of scale dependence in dolphin-habitat models for the eastern tropical Pacific Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, 363: 1-14.
- Rice, D. W. 2002. Classification. In: **Encyclopedia of Marine Mammals** (Eds.: Perrin, W. F., Würsig, B. & Thewissen, J. G. M.). Pp. 231-234. Academic Press, San Diego.
- Rosenbaum, H.C., Clapham, P.J., Allen, J., Nicole-Jenner, M., *et al.* 1995. Geographic variation in ventral fluke pigmentation of humpback whale *Megaptera novaeangliae* populations worldwide. **Marine Ecology Progress Series**, 124: 1-7.
- Rosenbaum, H.C., Pomilla, C., Mendez, M., Leslie, M.S. *et al.* 2009. Population structure of humpback whales from their breeding grounds in the South Atlantic and Indian Oceans. **PloS ONE**, 4: e7318.
- Rossi-Santos, M.R., Wedekin, L.L. & Sousa-Lima, R.S. 2006. Distribution and habitat use of small cetaceans off Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 5(1): 23-28.
- Rossi-Santos, M.R., Wedekin, L.L. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2007. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, 87: 207-212.
- Rossi-Santos, M.R., Neto, E.S., Baracho, C.G., Cipolotti, S.R., *et al.* 2008. Occurrence and distribution of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on the north coast of the State of Bahia, Brazil, 2000–2006. **ICES Journal of Marine Science**, 65: 667-673.
- Royle, J.A. & Dorazio, R.M. 2008. **Hierarchical Modeling and Inference in Ecology**. Elsevier, Amsterdam.

- Rufino, A.M.N. 2008. **Efeito de covariáveis na estimativa de abundância populacional de baleias jubarte (*Megaptera novaeangliae*) na costa do Brasil**. Monografia de bacharelado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 48p.
- Salden, D.R., Herman, L.M., Yamaguchi, M. & Sato, F. 1999. Multiple visits of individual humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) between the Hawaiian and Japanese winter grounds. **Canadian Journal of Zoology**, 77: 504-508.
- Santos, M.C.O., Zampiroli, E., Castro, A.F.V. & Alvarenga, F.S. 2003. A Gervais' beaked whale (*Mesoplodon europaeus*) washed ashore in southeastern Brazil: extra limital record? **Aquatic Mammals**, 29(3): 404-410.
- Scheidat, M., Castro, C., Denking, J., González, J. & Adelung, D. 2000. A breeding area for humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Ecuador. **Journal of Cetacean Research and Management**, 2: 165-171.
- Schettini, C.A.F. & Miranda, L.B. 2010. Circulation and suspended particulate matter transport in a tidally dominated estuary: Caravelas Estuary, Bahia, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 58(1): 1-11.
- Schick, R.S. & Urban, D.L. 2000. Spatial components of bowhead whale (*Balaena mysticetus*) distribution in the Alaskan Beaufort Sea. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 57: 2193-2200.
- Seber, G.A.F. 1965. A note on the multiple recapture census. **Biometrika**, 52: 249-259.
- Secchi, E.R., Ott, P.H., Crespo, E.A., Kinas, *et al.* 2001. A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 3(1): 95-100.
- Siciliano, S. 1997. **Características da população de baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) da costa brasileira, com especial referência aos Bancos de Abrolhos**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- Silva, M.B. & Godoy, T. 2010. Avistagens oceânicas de cetáceos entre Natal e a Reserva Biológica do Atol das Rocas / RN. In: **DVD de Resumos: XIV Reunião de Trabalho (RT) de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul e 8º Congresso SOLAMAC**, Florianópolis.
- Silva Jr., J.M. 2010. **Os golfinhos de Noronha**. Editora Bambu, São Paulo.
- Simões-Lopes, P.C. & Fabian, M.E. 1999. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16: 1017-1024.
- Skaf, M.K. & Secchi, E.R. 1994. Avistagens de cetáceos na travessia do Atlântico: Santos-Tenerife. In: **Anais: VI Reunião de Trabalho (RT) de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul**, Florianópolis. P. 72-73.
- Smith, B.D., Braulik, G., Strindberg, S., Mansur, R., *et al.* 2009. Habitat selection of freshwater-dependent cetaceans and the potential effects of declining freshwater flows and sea-level rise in waterways of the Sundarbans mangrove forest, Bangladesh. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 19: 209-225.
- Sousa-Lima, R.S. & Clark, C.W. 2008. Modelling the effect of boat traffic on the fluctuation of humpback whale singing activity in the Abrolhos National Marine Park, Brazil. **Canadian Acoustics**, 36(1): 174-181.
- Southwood, T.R.E. & Henderson, P.A. 2000. **Ecological Methods**. 3rd edition. Blackwell Science, Oxford.
- Souza, S.P., Siciliano, S., Cuenca, S. & Sanctis, B. 2005. A True's beaked whale (*Mesoplodon mirus*) on the coast of Brazil: adding a new beaked whale species to the Western Tropical Atlantic and South America. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 4(2): 129-136.
- Stevick, P.T., Godoy, L.P., McOsker, M., Engel, M.H. & Allen, J. 2006. A note on the movement of a humpback whale from Abrolhos Bank, Brazil to South Georgia. **Journal of Cetacean Research and Management**, 8: 297-300.

- Stevick, P.T., Neves, M.C., Johansen, F., Engel, M.H., *et al.* No prelo. A quarter of a world away: female humpback whale moves 10.000 km between breeding areas. **Biology Letters**.
- Switzer, P.V. 1993. Site fidelity in predictable and unpredictable habitats. **Evolutionary Ecology**, 7: 533-555.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Burnham, K.P., Anderson, D.R., *et al.* 2002. Distance Sampling. In: **Encyclopedia of Environmetrics** (Eds.: El-Shaarawi, A.H. & Piegorsch, W.W.). Pp. 544-552. John Wiley & Sons, Chichester
- Thomas, L., Burnham, K.P. & Buckland, S.T. 2004. Temporal inferences from distance sampling surveys. In: **Advanced Distance Sampling** (Eds.: Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., *et al.*). Pp. 71-107. Oxford University Press, Oxford.
- Thomas, L., Laake, J.L., Rexstad, E., Strindberg, S., *et al.* 2009. **Distance 6.0. Release 2**. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. Disponível em: <<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>>. Data de acesso: janeiro de 2011.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., *et al.* 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. **Journal of Applied Ecology**, 47: 5-14.
- Tyack, P. & Whitehead, H. 1983. Male competition in large groups of wintering humpback whales. **Behaviour**, 83(1/2): 132-154.
- Verborgh, P., de Stephanis, R., Pérez, S., Jaget, Y., *et al.* 2009. Survival rate, abundance, and residency of long-finned pilot whales in the Strait of Gibraltar. **Marine Mammal Science**, 25(3): 523-536.
- Ward, E., Zerbini, A.N., Kinas, P.G., Engel, M.H. & Andriolo, A. No prelo. Estimates of population growth rates of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the wintering grounds off the coast of Brazil (Breeding Stock A). **Journal of Cetacean Research and Management**, Special Issue.
- Wedekin, L.L., Daura-Jorge, F.G., Piacentini, V.Q. & Simões-Lopes, P.C. 2007. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. **Brazilian Journal of Biology**, 67(1): 1-8.
- Wedekin, L.L., Daura-Jorge, F.G. & Simões-Lopes, P.C. 2010. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the U.K.**, 90(8): 1561-1570.
- Wedekin, L.L., Neves, M.C., Marcondes, M.C.C., Baracho, C., *et al.* 2010. Site fidelity and movements of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on the Brazilian breeding ground, southwestern Atlantic. **Marine Mammal Science**, 26(4): 787-802.
- White, G.C. 2002. Discussion comments on: the use of auxiliary variables in capture-recapture modelling. An overview. **Journal of Applied Statistics**, 29(1-4): 103-106.
- White, G.C. & Garrot, R.A. 1990. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Academic Press, New York.
- White, G.C. & Burnham, K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study**, 46(suppl.): 120-139.
- White, G.C., Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2001. Advanced features of program Mark. In: **Wildlife, land, and people: priorities for the 21st century** (Eds.: Field, R., Warren, R.J., Okarma, H. & Sievert, P.R.). Pp. 368-377. Proceedings of the Second International Wildlife Management Congress, The Wildlife Society, Bethesda, EUA.
- Whitehead, H., Gowans, S., Faucher, A. & McCarrey, S. 1997. Population analysis of northern bottlenose whales in the Gully, Nova Scotia. **Marine Mammal Science**, 13: 173-185.

- Williams, B.K., Nichols, J.D. & Conroy, M.J. 2002. **Analysis and management of animal populations: modeling, estimation, and decision making**. Academic Press, San Diego.
- Williamson, G.R. 1975. Minke whales off Brazil. **Scientific Reports of the Whale Research Institute**, 27: 37-59.
- Wood, S.N. 2006. **Generalized Additive Models: An Introduction with R**. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton.
- Woodward, B.L., Winn, J.P. & Fish, F.E. 2006. Morphological specializations of baleen whales associated with hydrodynamic performance and ecological niche. **Journal of Morphology**, 267: 1284-1294.
- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. **Ecology**, 70(1): 164-168.
- Yee, T.W. & Mitchell, N.D. 1991. Generalized additive models in plant ecology. **Journal of Vegetation Science**, 2: 587-602.
- Zambonim, R., Wedekin, L.L. & Farias, U.A. 2009. **Comunidade de Pescadores de Caravelas, Sul da Bahia**. Editora da Universidade Federal do Amazonas, Manaus.
- Zeh, J., Poole, D., Miller, G., Koski, W., *et al.* 2002. Survival of Bowhead whales, *Balaena mysticetus*, estimated from 1981-1998 photoidentification data. **Biometrics**, 58: 832-840.
- Zerbini, A.N., Andriolo, A., Rocha, J.M., Simões-Lopes, P.C., *et al.* 2004. Winter distribution and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Northeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 6(1): 101-107.
- Zerbini, A.N., Andriolo, A., Heide-Jorgensen, M.P., Pizzorno, J.L., *et al.* 2006. Satellite-monitored movements of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Southwest Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, 313: 295-304.
- Zerbini, A.N., Clapham, P.J. & Wade, P.R. 2010. Assessing plausible rates of population growth in humpback whales from life-history data. **Marine Biology**, 157(6): 1225-1236.
- Zerbini, A.N., Ward, E., Kinas, P.G., Engel, M.E. & Andriolo, A. No prelo a. A Bayesian assessment of the conservation status of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the Western South Atlantic Ocean. **Journal of Cetacean Research and Management**, Special Issue.
- Zerbini, A.N., Andriolo, A., Heide-Jorgensen, M.P., Moreira, S., *et al.* No prelo b. Migration and summer destinations of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the western South Atlantic Ocean. **Journal of Cetacean Research and Management**.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Smith, G.M. 2007. **Analysing Ecological Data**. Springer, New York.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Elphick, C.S. 2009. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, 1(1): 3-14.