

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

LUANA JAIME TOCCHIO

**O DESTINO DE CARCAÇAS DE BALEIAS JUBARTE NO OCEANO:
INVESTIGANDO FATORES QUE INFLUENCIAM ENCALHES NA COSTA
BRASILEIRA**

ILHÉUS – BAHIA

2013

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

LUANA JAIME TOCCHIO

**O DESTINO DE CARCAÇAS DE BALEIAS JUBARTE NO OCEANO:
INVESTIGANDO FATORES QUE INFLUENCIAM ENCALHES NA COSTA
BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Zoologia – UESC, como parte dos requisitos necessários para aquisição do título de mestre em Zoologia.

Orientador: Dr. Yvonnick Le Pendu

Co-orientador: Dr. Leonardo Wedekin

ILHÉUS – BAHIA

2013

LUANA JAIME TOCCHIO

**O DESTINO DE CARCAÇAS DE BALEIAS JUBARTE NO OCEANO:
INVESTIGANDO FATORES QUE INFLUENCIAM ENCALHES NA COSTA
BRASILEIRA**

ILHÉUS – BAHIA, 27/05/2013

Profº Dr. Yvonnick Le Pendu
UESC/DCB
(Orientador)

Profº Dr. Daniel Danilewicz Schiavon
UESC/DCB
(Examinador)

Profº Dr. Alexandre Schiavetti
UESC/DCAA
(Examinador)

Dr. Marcos Roberto Rossi dos Santos
Tauassu Ambiental/UNIJORGE
(Examinador)

SUMÁRIO

Resumo.....	5
Introdução geral.....	6
Referências Bibliográficas.....	9
Artigo 1: As carcaças de baleias jubarte encontradas na costa brasileira representam a mortalidade ocorrida nos oceanos?	13
Resumo.....	13
Introdução.....	14
Material e Métodos.....	15
Coleta de dados.....	16
Análise dos dados.....	17
Resultados.....	19
Discussão.....	21
Conclusão.....	25
Agradecimentos.....	25
Referências Bibliográficas.....	25
Artigo 2: Padrões espaço-temporais dos encalhes de baleias jubarte na costa da Bahia e Espírito Santo	30
Resumo.....	30
Introdução.....	31
Material e Métodos.....	33
Coleta de dados.....	33
Análise dos dados.....	34
Resultados.....	36
Discussão.....	39
Conclusão.....	42
Agradecimentos.....	43
Referências Bibliográficas.....	43

RESUMO

Registros de encalhes de baleias jubarte ocorridos na Bahia e Espírito Santo foram utilizados para se estimar padrões temporais e espaciais dos encalhes da espécie no Banco dos Abrolhos. Além disso, foi estimado o número de indivíduos que morrem a cada ano na população que se reproduz no litoral brasileiro e a taxa de encontro de carcaças, ou seja, o quanto as carcaças encontradas nesse litoral representam do total de mortes que ocorrem no oceano da região. Para investigar padrões, dados de encalhes ocorridos em Abrolhos de 2003 a 2011 foram utilizados na construção de modelos lineares generalizados, considerando as covariáveis Mês, Ano, Trecho da costa e Abundância de baleias. O melhor modelo incluiu todas as covariáveis, exceto a Abundância. O trecho da costa teve uma influência marcante na chance de ocorrer algum encalhe durante um dado mês, sendo maior na região de Caravelas. A cada incremento de um ano a probabilidade de um encalhe ocorrer em um determinado mês aumentou em 1,25, indicando um crescimento anual do número de encalhes ao longo do período amostrado. Esse aumento acompanha o crescimento da população. O efeito dos meses foi mais sutil, com uma probabilidade levemente maior de ocorrência de encalhe no mês de setembro. A taxa de encontro de carcaças foi estimada aplicando o cálculo proposto por Williams et al. (2011), para os anos de 2002 a 2011. O número de indivíduos de baleias jubarte que morreram anualmente no estoque “A” variou de 204 em 2002 a 933 em 2011. Se considerarmos apenas a mortalidade ocorrida no período de reprodução (julho a novembro), os valores calculados variaram de 85 em 2002 a 341 em 2011. A taxa anual de encontro de carcaças variou de 2,81% em 2008 a 11,34% em 2010 (média: 4,54%; IC 95% = 2,99 a 6,09). Os baixos percentuais de encontro de carcaças obtidos indicam que a maioria tende a permanecer no oceano, ao invés de encalhar. Isso sugere que toneladas de matéria orgânica ficam disponíveis para a fauna que se aproveita das carcaças. Essa tendência ressalta a importância ecológica das baleias jubarte no ecossistema marinho, ao propiciarem uma importante transferência de energia do produtivo Oceano Austral para os mares costeiros tropicais brasileiros, pobres em nutrientes. Os resultados desse trabalho auxiliam a interpretação e contextualização dos registros de encalhes de jubartes no Brasil, agregando informações importantes para o monitoramento populacional da espécie.

INTRODUÇÃO GERAL

A baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) (Borowski, 1781) é uma espécie pertencente à Ordem Cetartiodactyla e à Infraordem Cetacea, que abrange um grupo diversificado de mamíferos marinhos. Duas Parvordens são reconhecidas nesse grupo: Mysticeti e Odontoceti (RICE, 2009). Os Mysticeti compreendem as baleias de barbatanas. Já os Odontoceti são representados pelos golfinhos e baleias dentadas (BERTA; SUMICH, 1999). Quatorze espécies da parvordem Mysticeti são reconhecidas atualmente a nível mundial, sendo que oito delas ocorrem no Brasil (CHIARELLO et al., 2008).

Como todo misticeto, as baleias jubarte possuem dois orifícios respiratórios na parte superior da cabeça (BANNISTER, 2002). Possuem como caractere diagnóstico longas nadadeiras peitorais, que chegam a medir um terço do tamanho corporal, além de tubérculos sensitivos na região rostral (CLAPHAM, 2002). A região ventral da nadadeira caudal é caracterizada por um padrão de coloração único para cada indivíduo, o que permite identificar os indivíduos (KATONA; WHITEHEAD, 1981). Os machos, na época de reprodução, emitem vocalizações complexas e estruturadas descritas por Payne e McVay (1971) como canto, que parece estar associado à seleção sexual (HELWEG et al., 1992; SMITH et al., 2008). Quando adultas, chegam a medir onze a dezesseis metros e pesar cerca de trinta e cinco toneladas. O período de gestação é de aproximadamente um ano, e o filhote nasce medindo quatro a cinco metros e pesando cerca de duas toneladas (CLAPHAM; MEAD 1999; JEFFERSON et al., 2008).

A baleia jubarte é uma espécie cosmopolita e migratória. As populações se alimentam durante o verão em áreas de altas latitudes e se deslocam durante o inverno para ambientes tropicais buscando reproduzir-se (CLAPHAM, 2002). A única exceção encontra-se no mar da Arábia, onde reside uma população que aparentemente não realiza migrações (MIKHALEV, 1997). Nos polos, alimentam-se de krill e pequenos peixes (JEFFERSON et al., 2008). Mundialmente, as baleias jubarte estão divididas em estoques e a população que se reproduz em águas brasileiras pertence ao "estoque A" (IWC, 1998, 2005). A distribuição principal da espécie está localizada de Pernambuco ao estado do Rio de Janeiro, porém, a maioria dos indivíduos se concentra no Banco dos Abrolhos (ANDRIOLO et al., 2010).

A baleia jubarte foi intensamente caçada durante o século passado. A atividade baleeira comercial foi a principal responsável pela redução nos estoques mundiais desses animais. Somente no Hemisfério Sul, mais de 200.000 espécimes foram capturados (CLAPHAM; BAKER, 2002). No Brasil, inúmeros indivíduos foram abatidos, principalmente no litoral nordestino. Nessa região, entre 1911 e 1967 mais de 1.500 baleias jubarte foram capturadas pela Companhia de Pesca Norte do Brasil (COPEBRA) (LODI, 1994). Isso levou a uma drástica redução na população de jubartes que frequentava a região (PAIVA; GRANGEIRO, 1965; CASTELUCCI JUNIOR, 2005).

Em 1985, foi suspensa a caça às baleias de acordo com a moratória determinada pela Comissão Internacional Baleeira (IWC) e seus países signatários, e logo após, com a sanção da lei Federal 7643 de 18 de dezembro de 1987, que proíbe o molestamento proposital de cetáceos em águas jurisdicionais brasileiras (ZARBINI et al., 1999). Verificou-se o aumento da população de baleias jubarte em território nacional desde a proibição da caça comercial, sendo os animais avistados com maior frequência em diversas localidades (ZARBINI et al., 2004; WARD et al., 2006; ANDRIOLO et al., 2006b, 2010; ROSSI-SANTOS et al., 2008;). Estima-se que essa população esteja crescendo a uma taxa média de 15,2% ao ano (WEDEKIN, 2011). Em um estudo através de censo aéreo foi revelada a presença de cerca de 15.535 baleias (IC 95% = 10.997 a 21.947) reproduzindo na costa no ano de 2011 (IBJ, dados não publicados). Esse número contrasta com o encontrado em 2002, onde foi levantada uma abundância de 3.396 indivíduos (IC 95% = 2.562 a 4.501) (ANDRIOLO et al., 2010).

Apesar do aumento observado na população de jubartes que reproduzem na costa do Brasil, esta ainda encontra-se abaixo do estimado para o período pré-caça (ZARBINI et al., 2011). Em 2008, a baleia jubarte deixou de ser considerada vulnerável e o status de conservação da espécie passou para a categoria “baixo risco” na Lista vermelha das espécies ameaçadas da União Mundial para a Conservação da Natureza (REILLY et al. 2008). A baleia jubarte também se encontra na lista nacional das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção (MMA, 2003). Estratégias conservacionistas são importantes para que a população continue crescendo, e devem ser realizadas de forma constante, visando minimizar obstáculos à reprodução desses animais (ZARBINI et al., 2011; MARTINS et al., 2013).

Atualmente, a baleia jubarte encontra-se suscetível a diversas ameaças antrópicas na costa brasileira. Dentre elas encontram-se colisões com embarcações (MARCONDES; ENGEL, 2009), emalhes em redes de pesca (PIZZORONO et al., 1998) e poluição química e sonora (MARTINS et al., 2013). Colisões com embarcações já foram reportadas para o litoral norte da Bahia e para o Banco dos Abrolhos (MARCONDES; ENGEL, 2009). Além disso, o ruído causado por embarcações pode gerar alteração no comportamento vocal de machos (SOUSA-LIMA; CLARK, 2004). As consequências dessas ameaças podem afetar o processo de recuperação da espécie, ao comprometer a eficácia do sucesso reprodutivo da mesma (MARTINS, 2004).

Um esforço fundamental visando a conservação da baleia jubarte é a realização de um contínuo monitoramento dos parâmetros populacionais da espécie. Isso implica em estimar valores de abundância, densidade, distribuição, uso de habitat, sobrevivência e mortalidade da população, entre outros fatores (SEYS et al., 2001; WEDEKIN, 2011). Essas estimativas devem ser atualizadas frequentemente para que a população possa ser efetivamente monitorada (ANDRIOLO et al., 2006b; 2010). Dessa forma, torna-se viável detectar possíveis flutuações populacionais que possam ser causadas por atividades de natureza antrópica, e a partir daí, tomar as medidas necessárias para minimizar o impacto na população (WILLIAMS et al., 2011).

Registros de encalhes podem ser úteis nesse cenário. É fundamental ter registros confiáveis do número de animais encalhados, pois eles podem fornecer importantes índices de mortalidade. Esses, por sua vez, fornecem informações sobre eventos anormais de declínio populacional potencialmente causados pelo homem (SEYS et al., 2001; WILLIAMS et al., 2011). Nesse contexto, a proposta do presente estudo foi investigar a influência de variáveis espaço-temporais na ocorrência de encalhes de baleias jubarte no Brasil e contextualizar esses encalhes através do cálculo de uma taxa de encontro de carcaças. Essa taxa indica o quanto os encalhes representam do total de mortes de uma espécie. Estudos desse tipo são inexistentes para a população do estoque “A”. O presente trabalho está escrito em formato de dois artigos científicos e visou contribuir para o monitoramento populacional da baleia jubarte no Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRIOLO, A.; KINAS, P. G.; ENGEL, M. H.; MARTINS, C. C. A. Monitoring the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) population in the Brazilian breeding ground, 2002 to 2005. *International Whaling Commission 58^o Meeting*, v. SC/58/SH15, 2006b.

ANDRIOLO, A.; KINAS, P. G.; ENGEL, M. H.; ALBUQUERQUE MARTINS, C. C.; RUFINO, A. M. Humpback whales within the Brazilian breeding ground: distribution and population size estimate. *Endangered Species Research*, v.11, n.3, p. 233-243, 2010.

BANNISTER, J. L. Baleen Whales (Mysticetes). In: Perrin, W. F.; Wursig, B.; Thewissen, J. G. M. (eds). *Encyclopedia of Marine Mammals*. San Diego, CA: Academic Press, 2002. p. 62.

BERTA, A.; SUMICH, J. L. Marine Mammals: Evolutionary Biology. San Diego, CA: Academic Press, 1999. p. 494.

CHIARELLO, A. G.; AGUIAR, L. M. S.; CERQUEIRA, R.; MELO, F. R.; RODRIGUES, F. H. G.; SILVA, V. M. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2008. p. 810.

CLAPHAM, P. J.; MEAD, J. G. *Megaptera novaeangliae*. *Mammalian Species*, v. 604, p. 1-9, 1999.

CLAPHAM, P. J. Humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). In: PERRIN, W. F.; WURSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds) *Encyclopedia of marine mammals*. San Diego, CA: Academic Press, 2002. p. 589–591.

CLAPHAM, P. J.; BAKER, C. S. Whaling, modern. In: PERRIN, W. F.; WURSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds). *Encyclopedia of marine mammals*. San Diego, CA: Academic Press, 2002. p. 1328–1332.

CASTELLUCCI JUNIOR, W. Pescadores e Baleeiros: a atividade da pesca da baleia nas últimas décadas do oitocentos, Itaparica: 1860-1888. *Afro-Ásia*, v. 33, p. 133-168, 2005.

HELWEG, D. A.; FRANKEL, A. S.; MOBLEY JR, J. R.; HERMAN, L. M. Humpback whale song: our current understanding. In: THOMAS, J. A.; KASTELEIN, R. A.; SUPIN, A. Y. (eds). *Marine Mammal Sensory Systems*. New York, NY: Plenum Press, 1992. p. 459-483.

IWC. Report of the Scientific Committee. Annex G - Report of the sub-committee on comprehensive assessment of Southern Hemisphere humpback whales. *Report of the International Whaling Commission*, 48 p. 170-182, 1998.

IWC. 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.), p. 235-246, 2005.

JEFFERSON, T. A.; WEBBER, M. A.; PITMAN, R. L. Marine Mammals of the World: A comprehensive guide to their identification. London: Academic Press, 2008. p. 60.

KATONA, S. K.; WHITEHEAD, H. Identifying humpback whales using their natural markings. *Polar Record*, v. 20, p. 439-444, 1981.

LODI, L. Ocorrências de baleias-jubarte, *Megaptera novaeangliae*, no Arquipélago de Fernando de Noronha, incluindo um resumo de registros de capturas no Nordeste do Brasil. *Biotemas*, v. 7, n. 1 e 2, p. 116-23, 1994.

MARCONDES, M. C. C.; ENGEL, M.H. Ship strikes with humpback whales in Brazil. *International Whaling Commission 61^o Meeting*, v. SC/61/BC4, 2009.

MARTINS, C.C.A. *O uso do 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*. 2004. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 2004.

MIKHALEV, Y. A. Humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Arabian Sea. *Marine Ecology Progress Series*, v. 149, p. 13-21, 1997.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. Espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Instrução Normativa nº 3, de 27 de maio de 2003, publicada no Diário Oficial da União número 101, de 28 de maio de 2003. Seção 1. p. 88-97.

PAIVA, M. P.; GRANGEIRO, B. F. Biological investigations on the whaling seasons 1960-1963, off northeastern coast of Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar*, v. 5, n. 1, p. 29-64, 1965.

PAYNE, R. S; MCVAY, S. Songs of humpback whales. *Science*, v. 173, p. 587-597, 1971.

PIZZORNO, J. L. A.; LAILSON-BRITO, J. R.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO, A. F.; GURGEL, I. M. G. N. Review of Strandings and Additional Information on Humpback Whales, *Megaptera novaeangliae*, in Rio de Janeiro, Southeastern Brazilian Coast (1981-1997). *Reports of the International Whaling Commission*, v. 48, p. 443-446, 1998.

REILLY, S. B.; BANNISTER, J. L.; BEST, P. B.; BROWN, M.; BROWNELL JR., R. L.; BUTTERWORTH, D. S.; CLAPHAM, P. J.; COOKE, J.; DONOVAN, G. P.; URBÁN, J; ZERBINI, A. N. *Megaptera novaeangliae*. In: IUCN 2012. IUCN Red List

of Threatened Species. Versão 2012.2. <www.iucnredlist.org>, 2008. Acesso em 18 de janeiro de 2013.

RICE, D. W. Classification. In: Perrin, W. F.; Würsig, B.; Thewissen, J. G. M. Ed(s). *Encyclopedia of Marine Mammals*. San Diego, CA: Academic Press, 2009. p. 234-238.

ROSSI-SANTOS, M. R.; NETO, E. S.; BARACHO, C. G.; CIPOLOTTI, S. R.; MARCOVALDI, E.; ENGEL, M. H. 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*, v. 65, n. 4, p. 667-673, 2008.

SEYS, J.; OFFRINGA, H.; VAN WAEYENBERGE, J.; MEIRE, P.; KUIJKEN, E. Numbers of beached bird corpses and mortality of seabirds, how do they relate: a North Sea study in a wider context. In: SEYS, J. *Het gebruik van zee- en kustvogelgegevens ter ondersteuning van het beleid en beheer van de Belgische kustwateren*, 2001, p. 78-96.

SMITH, J. G.; ANNE, W.G.; DUNLOP, R. A.; NOAD, M. J. Songs of male humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, are involved in intersexual interactions. *Animal Behaviour*, v. 76, p. 467-477, 2008.

SOUSA-LIMA, R. S.; CLARK, C. W. Potential impact of boat presence in the vocal behavior of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in a Brazilian National Marine Park. *International Whaling Commission 56^o Meeting*, v. SC/56/WW11, 2004.

WARD, E.; ZERBINI, A. N.; KINAS, P. G.; ENGEL, M. H.; ANDRIOLO, A. Estimates of population growth rates of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the wintering grounds off the coast of Brazil (Breeding Stock A). *International Whaling Commission 58^o Meeting*, v. SC/58/SH14, 2006.

WEDEKIN, L. L. *Ecologia populacional da baleia jubarte (Megaptera novaeangliae Borowski, 1871) em sua área reprodutiva na costa do Brasil, Oceano Atlântico Sul*. 2011. 152f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2011.

WILLIAMS, R.; GERO, S.; BEJDER, L.; CALAMBOKIDIS, J.; KRAUS, S.D.; LUSSEAU, D.; READ, A.J.; ROBBINS, J. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conservation Letters*, v. 4, p. 228-233, 2011.

ZERBINI, A. N.; SICILIANO, S.; PIZZORNO, J. L. A. 1999. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha: diagnóstico para os mamíferos marinhos. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/brasilrounds/round6/guias/PERFURACAO/PERFURACAO_6/refere/Mamiferos_marinhos.pdf> Acesso em: 10/10/2012.

ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; ROCHA, J. M.; SIMÕES-LOPES, P. C.; SICILIANO, S.; PIZZORNO, J. L.; WAITE, J. M.; DEMASTER, D. P.;

VANBLARICOM, G. R. Winter distribution and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off northeastern Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 6, p. 101-107, 2004.

ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; DANILEWICZ, D.; HEIDE-JØRGENSEN, M. P.; GALES, N.; CLAPHAM, P. J. An update on research on migratory routes and feeding destinations of Southwest Atlantic humpback whales. Paper SC/63/SH23 presented to the IWC Scientific Committee, Tromso, Norway, 2011.

ARTIGO 1

AS CARÇAÇAS DE BALEIAS JUBARTE ENCONTRADAS NA COSTA BRASILEIRA REPRESENTAM A MORTALIDADE OCORRIDA NOS OCEANOS?

Luana Jaime Tocchio¹; Milton César Calzavara Marcondes²; Leonardo Liberali Wedekin² & Yvonnick Le Pendu¹

¹ Grupo de Pesquisa em Mamíferos Aquáticos de Ilhéus. Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Biológicas. Rodovia Jorge Amado, km16, Salobrinho, 45650-000, Ilhéus, Bahia, Brasil.

² Instituto Baleia Jubarte. Rua Barão do Rio Branco, 26, Caravelas, Bahia, 45900-000, Brasil.

E-mail para correspondência: luanatocchio@gmail.com

RESUMO: As carcaças de mamíferos marinhos encontradas no litoral podem não representar a mortalidade ocorrida nos oceanos. Carcaças desse tipo estão sujeitas a afundar, mas podem permanecer um tempo à deriva. Uma gama de fatores é capaz de influenciar o destino de carcaças como ventos, correntes marítimas, predação e decomposição. Sendo assim, vários processos estão suscetíveis a ocorrer, comprometendo a chegada de carcaças à costa. No litoral brasileiro, as baleias jubarte concentram-se, principalmente, nos estados da Bahia e Espírito Santo. A mortalidade de baleias-jubarte do estoque “A” e a taxa anual de carcaças de baleias jubarte que chegaram à costa desses estados de 2002 a 2011 foi estimada aplicando o cálculo proposto por Williams et al. (2011). A mortalidade anual de indivíduos da população de baleias jubarte do estoque “A” entre 2002 e 2011 variou de 204 em 2002 a 933 em 2011. Se considerarmos apenas a mortalidade ocorrida no período de reprodução, os valores calculados variaram de 85 em 2002 a 341 em 2011. A taxa anual de encontro de carcaças variou de 2,81% em 2008 a 11,34% em 2010 e a média dessas taxas foi de 4,54% (IC 95% = 2,99 a 6,09). O ano cuja taxa de encontro de carcaças mostrou-se mais elevada foi 2010. Os baixos percentuais de encontro de carcaças obtidos indicam que fatores oceanográficos, climatológicos e biológicos possuem significativa influência no destino das carcaças de mamíferos marinhos. No Brasil, a maioria das carcaças de baleias jubarte tende a permanecer no oceano, ao invés de encalhar. Isso sugere que toneladas de matéria orgânica, provenientes do grande número de carcaças que não encalham, ficam disponíveis para a fauna que se aproveita das mesmas na região. Essa tendência ressalta a importância ecológica desses animais nos ecossistemas marinhos,

ao propiciarem uma importante transferência de energia do produtivo Oceano Austral para os mares costeiros tropicais brasileiros, pobres em nutrientes.

Palavras chave: baleia jubarte, mortalidade, encalhes, carcaças, Brasil.

INTRODUÇÃO

Muitos mamíferos marinhos que morrem nos oceanos não encalham na costa (WILLIAMS et al., 2011). Após a morte de um cetáceo, sua carcaça está sujeita a boiar ou afundar (JONES et al., 1998; FAERBER; BAIRD, 2010). Diversos fatores atuam no destino das carcaças à deriva na superfície ou no fundo do mar (PELTIER et al., 2012). Entre eles estão a predação, temperatura da água, direção e velocidade dos ventos e correntes marinhas e a distância da carcaça à costa (JONES et al., 1998; NORMAN et al., 2004; FAERBER; BAIRD, 2010; PELTIER et al., 2012).

Com relação à predação de carcaças, há vários animais que podem consumir um mamífero marinho morto. Esses detritívoros variam desde representantes menores como poliquetas e bivalves (SMITH; BACO, 2003) até grandes representantes como tubarões (DUDLEY et al., 2000; FALLOWS et al., 2013). Essa atividade e a temperatura elevada da água aceleram o processo de decomposição das carcaças (SMITH; BACO, 2003; NORMAN et al., 2004).

O destino das carcaças é também influenciado por fatores físicos, como o regime de ventos e correntes marítimas, responsáveis por movimentar a carcaça em direção ao litoral ou alto mar. Quanto mais distante da costa uma carcaça se encontra, essa pode percorrer um caminho mais longo até encalhar, sendo submetida durante mais tempo a uma gama de fatores que comprometem o seu encalhe (NORMAN et al., 2004; FAERBER; BAIRD, 2010; PELTIER et al., 2012).

Sendo assim, os registros de encalhes que são encontrados no litoral devem ser analisados com cautela. Muitas vezes, eles podem não representar a mortalidade ocorrida nos oceanos, constituindo apenas uma parcela dessa variável (WILLIAMS et al., 2011). Estimar o número de animais que morrem em alto mar e levantar quantos desses animais são encontrados encalhados é fundamental para interpretar e contextualizar as ocorrências de encalhes. (KRAUS et al., 2005; PELTIER et al., 2012).

Nesse sentido, estudos investigando a representatividade dos registros de encalhes para determinado local e espécie tornam-se necessários. Isso porque os registros de encalhe podem fornecer importantes índices de mortalidade que, por sua

vez, fornecem informações sobre eventos anormais de mortalidade potencialmente causados pelo homem. (SEYS et al., 2001; WILLIAMS et al., 2011). Conhecendo-se a abundância de uma espécie, sua mortalidade e o número de encalhes da mesma para certa região e período, é possível calcular uma taxa de encontro de carcaças, ou seja, o quanto os encalhes representam do total de mortes dessa espécie (WILLIAMS et al., 2011).

No Brasil, há ocorrência de baleias jubarte principalmente nas costas leste e nordeste do litoral, durante os meses de inverno até meados da primavera (MARTINS, 2004; ZERBINI et al., 2004; ANDRIOLO et al., 2010; WEDEKIN, 2011). Essa espécie é cosmopolita e migratória, sendo que as populações se alimentam durante o verão em áreas de altas latitudes e se deslocam durante o inverno para ambientes tropicais buscando reproduzir-se (CLAPHAM, 2002). Cerca de 363 ocorrências de encalhes de baleias jubarte foram registradas entre 2002 a 2011 na área de reprodução brasileira. Os maiores números ocorrem na Bahia e Espírito Santo (IBJ, dados não publicados), estados com maior concentração de indivíduos da população (MARTINS, 2004; ANDRIOLO et al., 2006a, 2010; WEDEKIN, 2011). Mundialmente, as baleias jubarte estão divididas em estoques. A população da espécie que se reproduz em águas brasileiras pertence ao estoque “A” (IWC, 1998, 2005).

Não há estudos publicados até o momento abordando a representatividade dos encalhes encontrados na costa brasileira para baleias jubarte. Esse trabalho constitui a primeira investigação desse quesito na região e visa contribuir para o conhecimento acerca da biologia populacional das baleias jubarte no Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

Primeiramente, foram calculados valores de mortalidade anuais para a população de baleias jubarte do estoque “A”. Em seguida, foram obtidos valores de mortalidade anuais apenas para a área de reprodução do estoque “A”. A partir daí, estimou-se uma taxa de encontro de carcaças na área de reprodução desse estoque. Para calcular a mortalidade e a taxa de encontro de carcaças de baleias-jubarte do estoque “A” em sua área de reprodução, foram utilizados dados de uma amostra da população, constituída de indivíduos que se concentram no litoral dos estados da Bahia e Espírito Santo. Isso

porque ocorre nesses estados uma coleta sistemática de dados de encalhes desde 2001. A utilização de registros de encalhes ocorridos em estados onde a coleta não foi sistemática enviesaria as análises. Além disso, cerca de 90% da população de baleias jubarte que frequenta águas brasileiras se concentra na zona marinha dos estados da Bahia e do Espírito Santo (ANDRIOLO et al., 2010).

Coleta de dados:

Abundância da população do estoque “A”: dados de abundância e taxa de sobrevivência dos indivíduos adultos e sub-adultos foram utilizados para estimar a mortalidade da população de baleias jubarte que frequentou o litoral brasileiro de 2002 a 2011. Os dados de abundância foram extraídos de Andriolo et al. (2010) para os anos de 2002 a 2005 e de Wedekin et al. (2010) para o ano de 2008. A abundância em ambos estudos foi obtida pela técnica de contagens ao longo de transecções lineares, através de sobrevoos realizados na costa do Brasil. Para os anos em que não foi possível obter valores de abundância da literatura (2006, 2007, 2009, 2010 e 2011), os valores foram calculados através da taxa de crescimento populacional estimada por Wedekin (2011), de 15,2% ao ano. Essa taxa foi incorporada a valores de abundância obtidos da literatura para estimar o número de indivíduos que foram adicionados à população em anos subsequentes. A taxa de crescimento populacional de 15,2% ao ano foi estimada por Wedekin (2011) através de um modelo linear generalizado (GLM), utilizando-se dados de abundância para o período 2002-2008.

Abundância da amostra da população que se concentra no litoral da Bahia e Espírito Santo: a abundância de indivíduos para esses estados também foi obtida de Andriolo et al. (2010) para os anos de 2002 a 2005 e de Wedekin et al. (2010) para o ano de 2008. Nesses trabalhos, em que foram realizados transectos lineares, a costa foi dividida em estratos (Figura 1). Os estratos A, B, C, D e E localizam-se em águas da plataforma continental correspondente aos estados da Bahia e Espírito Santo. Dessa forma, a abundância de cada um desses estratos foi levantada e esses valores foram somados para se obter a abundância total de jubartes na costa da Bahia e Espírito Santo em cada ano do estudo. Para os anos em que não foi possível obter valores de

abundância por estrato da literatura (2006, 2007, 2009, 2010 e 2011), os mesmos foram calculados através da taxa de incremento anual de cada estrato, obtida em Wedekin (2011). O valor dessas taxas foi incorporado aos dados de abundância por estrato levantados através dos sobrevoos. Assim, foi possível estimar o número de indivíduos que foram adicionados a cada estrato em anos em que dados de levantamento aéreo não estavam disponíveis.

Registros de encalhes de baleias jubarte: os registros de encalhes foram coletados sistematicamente pelo Instituto Baleia Jubarte e Instituto ORCA, no litoral da Bahia e Espírito Santo, para os anos de 2002 a 2011. Essa coleta sistemática dos registros de encalhes vem sendo realizada desde 2001. Através de campanhas anuais ocorridas nas praias desses estados, a população é instruída a relatar ocorrências de encalhes de mamíferos aquáticos para o Instituto Baleia Jubarte e Instituto Orca através de um telefone, que permanece ligado 24 horas. Uma equipe de veterinários procura atender todas as chamadas e visitar os encalhes o mais rápido possível. Ao comparecerem aos locais dos encalhes, os veterinários coletam informações como data, hora e coordenadas geográficas do local, além do comprimento, espécie, sexo e classe etária da espécie. Foram utilizados somente encalhes de adultos e sub-adultos que vieram a óbito, registrados durante a temporada reprodutiva de baleias jubarte no Brasil, onde a abundância das mesmas na região é grande (julho a novembro). Encalhes de filhotes foram excluídos pois a taxa de sobrevivência para essa faixa etária, utilizada no cálculo de mortalidade, é desconhecida.

Taxa de sobrevivência: a taxa de sobrevivência dos indivíduos adultos e sub-adultos para a população foi retirada de Wedekin (2011), com valor de 0,94. Para estimar essa taxa, foram utilizados modelos de marcação-recaptura com animais foto-identificados na área de reprodução. Os melhores modelos tiveram a mortalidade constante ao longo dos anos e, por isso, foi utilizado sempre um único valor de sobrevivência.

Análise dos dados:

Mortalidade: a mortalidade anual para a população de baleias jubarte do estoque “A” foi calculada utilizando a fórmula adaptada de Williams et al. (2011):

$$Mi = (1 - S) \times Ni$$

onde Mi é a mortalidade de indivíduos no ano i , S é a taxa de sobrevivência e Ni o tamanho da população no ano i . Para calcular apenas o número de indivíduos que morreram anualmente durante o período de reprodução, o cálculo foi adaptado da seguinte forma, assumindo-se que a mortalidade ocorra homogeneamente ao longo do ano:

$$Mi = (1 - S) \times NRi \times \left(\frac{T}{12}\right)$$

em que NRi é igual ao tamanho da população que se concentra na costa da Bahia e Espírito Santo no ano i e T é igual a 5, o número de meses da temporada reprodutiva de baleias jubarte na costa brasileira (julho a novembro).

Taxa de encontro de carcaças: para calcular a taxa de encontro de carcaças na área de reprodução do estoque “A”, foram utilizados registros de encalhes e abundância apenas para o litoral dos estados da Bahia e Espírito Santo. Foi utilizada a seguinte fórmula (WILLIAMS et al., 2011):

$$CrRi = \left(\frac{Ei}{Mi}\right) \times 100$$

onde $CrRi$ = taxa de encontro das carcaças no ano i ; Ei = número de encalhes de adultos e sub-adultos no ano i e Mi = mortalidade da área de reprodução no ano i . Tais cálculos foram realizados para os anos de 2002 a 2011.

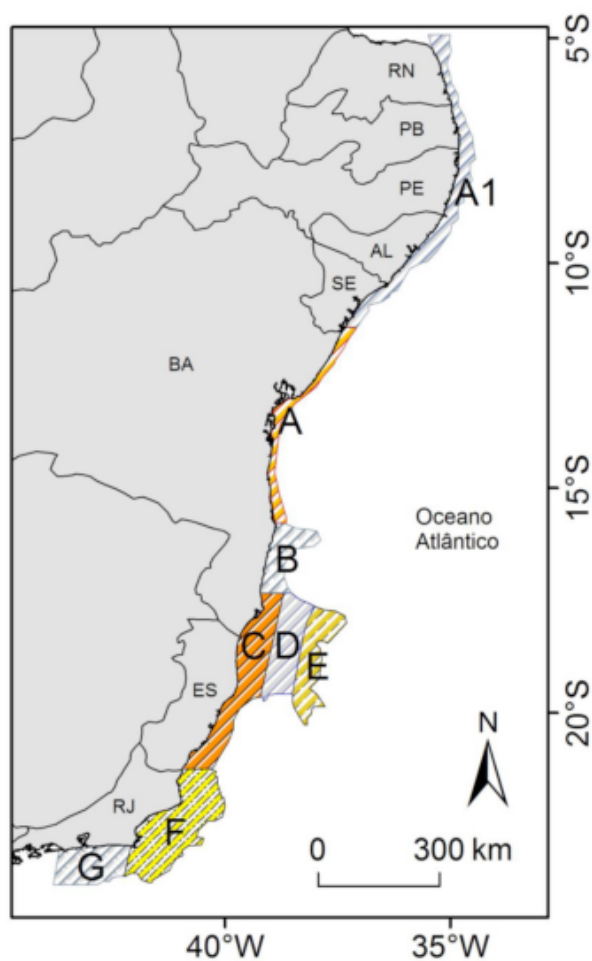


Figura 1: Estratos amostrados nos sobrevoos para estimar a abundância de baleias-jubarte nos anos de 2005, 2008 e 2011. Nos anos de 2001 a 2004, foram utilizados nos sobrevoos apenas os estratos A, B, C, D e E. Fonte: Wedekin (2011).

RESULTADOS

As abundâncias populacionais obtidas para os anos de 2006, 2007, 2009 e 2010, calculadas com base na taxa de crescimento anual da população, foram de 7.377, 8.498, 10.748 e 12.381 respectivamente (Tabela 1).

A mortalidade anual de indivíduos da população de baleias jubarte do estoque “A” entre 2002 e 2011 variou de 204 em 2002 a 933 em 2011. Se considerarmos apenas a mortalidade ocorrida no período de reprodução, os valores calculados variaram de 85 em 2002 a 341 em 2011 (Tabela 1).

Tabela 1: Estimativas de abundância e mortalidade de baleias-jubarte nos anos de 2002-2011.

Ano	Abundância	Mortalidade total ^c	Mortalidade (período de reprodução)
2002	3.397 ^a	204	85
2003	3.662 ^a	220	92
2004	5.354 ^a	322	134
2005	6.404 ^a	385	150
2006	7.377 ^c	443	175
2007	8.498 ^c	510	204
2008	9.330 ^b	560	213
2009	10.748 ^c	645	249
2010	12.381 ^c	743	291
2011	15.535 ^d	933	341

^a Abundância obtida de Andriolo et al. (2010);

^b Abundância obtida de Wedekin et al. (2010);

^c Abundância calculada com base na taxa de crescimento anual (15,2%), retirada de Wedekin (2011);

^d Abundância fornecida pelo Instituto Baleia Jubarte (dados não publicados);

^e Refere-se às áreas de reprodução, migração e alimentação.

As abundâncias de cada estrato obtidas para os anos de 2006, 2007, 2009 e 2010, calculadas com base na taxa de incremento anual de cada estrato, encontram-se representadas na Tabela 2.

O número de carcaças de baleias jubarte adultas e sub-adultas encontradas encalhadas no litoral da Bahia e Espírito Santo entre 2002-2011 variou de três em 2003 a 33 em 2010 (Tabela 3) e a média obtida para todos os valores foi 9.

Tabela 2: Abundância de baleias jubarte para os anos de 2002 a 2011 com base na taxa de incremento anual (IA) de cada estrato.

Ano	Estrato A (IA = 11,4%)	Estrato B (IA = 20,38%)	Estrato C (IA = 17,92%)	Estrato D (IA = 14,74%)	Estrato E (IA = 20,35%)	Total
2002	119 ^a	77 ^a	929 ^a	1.772 ^a	500 ^a	3.397 ^a
2003	264 ^a	62 ^a	1.309 ^a	1.441 ^a	584 ^a	3.660 ^a
2004	99 ^a	44 ^a	1.199 ^a	2.393 ^a	1.619 ^a	5.354 ^a
2005	160 ^a	113 ^a	2.031 ^a	2.488 ^a	1.181 ^a	5.973 ^a
2006	179	137	2.395	2.854	1.421	6.986
2007	199	164	2.823	3.274	1.710	8.170
2008	248 ^b	291 ^b	2.962 ^b	3.360 ^b	1.670 ^b	8.531 ^b
2009	277	351	3.493	3.854	2.010	9.985
2010	308	422	4.118	4.420	2.417	11.685
2011	343	507	4.854	5.069	2.907	13.680

^a Abundância obtida de Andriolo et al. (2010)

^b Abundância obtida de Wedekin et al. (2010)

A taxa anual de encontro de carcaças variou de 2,81% em 2008 a 11,34% em 2010 e a média dessas taxas foi de 4,54% (IC 95% = 2,99 – 6,09). O ano cuja taxa de encontro de carcaças mostrou-se mais elevada foi 2010 (Tabela 3).

Tabela 3: Parâmetros populacionais de baleias jubarte para os anos de 2002-2011 no litoral da Bahia e Espírito Santo, durante o período de reprodução. N = estimativa de abundância; S = taxa de sobrevivência; M = mortalidade; E = encalhes de adultos e sub-adultos; CrR = taxa de encontro de carcaças (%).

ANO	N	S ^c	M	E ^d	CrR (%)
2002	3.397 ^a	0,94	85	4	4,71%
2003	3.660 ^a	0,94	92	3	3,28%
2004	5.354 ^a	0,94	134	6	4,49%
2005	5.973 ^a	0,94	150	6	4,02%
2006	6.986	0,94	175	9	5,16%
2007	8.170	0,94	204	6	2,94%
2008	8.531 ^b	0,94	213	6	2,81%
2009	9.985	0,94	249	8	3,21%
2010	11.685	0,94	291	33	11,34%
2011	13.680	0,94	341	12	3,52%
Média de CrR					4,54%
IC 95%					2,99 a 6,09%

^a Abundância obtida de Andriolo et al. (2010)

^b Abundância obtida de Wedekin et al. (2010)

^c Taxa de sobrevivência obtida de Wedekin (2011)

^d Registros de encalhes cedidos pelo Instituto Baleia Jubarte e Instituto ORCA

DISCUSSÃO

O número de carcaças de baleias jubarte que encalharam na costa brasileira entre os anos de 2002 a 2011 foi baixo com relação à mortalidade ocorrida no oceano para o mesmo período. Resultados semelhantes foram encontrados para diversas espécies de cetáceos no Golfo do México por Williams et al. (2011) como cachalotes (*Physeter macrocephalus*) (3,4%), baleias-bicuda-de-cuvier (*Ziphius cavirostris*) (6,2%), golfinhos-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) (4,4%), baleias-cabeça-de-melão (*Peponocephala electra*) (6,1%), golfinhos-de-risso (*Grampus griseus*) (3,5%) e baleias-piloto-de-peitoral-curta (*Globicephala macrorhynchus*) (2,0%). Essas taxas são consideradas baixas segundo Williams et al. (2011). Outros estudos também indicaram taxas baixas de encontro de carcaças para cetáceos, sendo a maior dessas taxas de 17% para baleias-franca do Atlântico Norte (KRAUS et al., 2005). Entre essas taxas também encontram-se valores de 8% para golfinhos (PELTIER et al., 2012), 6% para orcas

(*Orcinus orca*) (FISHERIES AND OCEANS CANADA, 2008) e menores que 5% para baleias-cinza-do-pacífico (*Eschrichtius robustus*) e 1% para botos (*Phocoena phocoena*) (HEYNING; DAHLHEIM, 1990; MOORE; READ, 2008).

A maior taxa de encontro de carcaças observada para baleias-franca do Atlântico Norte pode estar relacionada a ocupação de águas rasas e costeiras por muitos indivíduos da espécie nas áreas de reprodução (KENNEY, 2002). Segundo Peltier (2012) existe uma relação inversa entre a distância da costa em que uma carcaça se encontra e o descobrimento dessa. Assim, quanto mais perto da costa um animal vier a óbito, maior é a probabilidade da sua carcaça chegar ao litoral e ser descoberta. O contrário ocorre com as cachalotes, que têm preferência por águas profundas, geralmente distantes da costa (WHITEHEAD et al., 2002). Sendo assim, a distribuição de uma espécie está intimamente relacionada à sua taxa de encontro, fato que deve ser levado em consideração na interpretação dessas taxas. Outro fator a ser considerado é a existência de um programa de monitoramento de encalhes nos locais amostrados. Em praias monitoradas, com uma população instruída a relatar encalhes para órgãos competentes, a detecção desses eventos tende a ser maior. Isso realça a importância da implementação de programas eficazes de monitoramento de encalhes em praias para ações de conservação.

Os percentuais de encontro de carcaças obtidos nesse estudo (média de 4,54%) indicam que no Brasil, a maioria das carcaças de baleias jubarte tende a permanecer no oceano, ao invés de encalhar. A população que se reproduz no país concentra-se ao longo da plataforma continental, cujo comprimento é bastante variável. Há regiões estreitas, com 13 quilômetros, por exemplo, e regiões extensas, com 228 quilômetros ou mais. Carcaças de fêmeas e filhotes têm maior probabilidade de chegar ao litoral, devido à tendência de concentração costeira desses indivíduos (WHITEHEAD; MOORE, 1982; MARTINS et al., 2001). Já as carcaças de indivíduos situados em locais mais distantes da costa possuem menor chance de encalhar, devido a fatores oceanográficos, climatológicos e biológicos, que possuem significativa influência no destino das carcaças de mamíferos aquáticos. Isso sugere que toneladas de matéria orgânica, provenientes do grande número de carcaças que não encalham, ficam disponíveis para a fauna que se aproveita das mesmas na região. Essa tendência ressalta a importância ecológica desses animais nos ecossistemas marinhos, ao propiciarem uma

importante transferência de energia do produtivo Oceano Austral para os mares costeiros tropicais brasileiros, pobres em nutrientes.

Carcaças de mamíferos marinhos podem servir de alimento para invertebrados, peixes e outros mamíferos (BACO; SMITH, 2003; SMITH; BACO, 2003; NORMAN et al., 2004). Ao afundarem, as carcaças de baleias jubarte podem transportar quantidades significantes de nutrientes para o fundo do oceano, provendo alimento para comunidades bentônicas (KATONA; WHITEHEAD, 1988). Além disso, tais carcaças compõem uma fonte de alimento rica em energia para tubarões (CAREY et al., 1982). Em um estudo realizado por Bornatowski et al. (2012) na costa brasileira, foram observadas mordidas de tubarões grandes em 35 de 150 carcaças analisadas, sendo 34% dessas mordidas realizadas por tubarões tigre. Isso implica que a presença de carcaças de baleias jubarte na costa pode atrair grandes tubarões para diversas regiões. No banco dos Abrolhos, pescadores relataram um aumento na captura de grandes tubarões entre julho a novembro (BORNATOWSKI et al., 2012). Esse fato indica um importante papel socioeconômico que as baleias jubarte podem desempenhar.

Cabe-se ressaltar que as taxas de encontro de carcaças apresentadas nesse estudo encontram-se enviesadas. Isso porque a taxa de sobrevivência utilizada refere-se apenas a indivíduos adultos e sub-adultos, enquanto a abundância refere-se a toda população. Ainda não é conhecida a taxa de sobrevivência dos filhotes para a população do estoque “A”. Dessa forma, também só foram utilizados registros de encalhes de adultos e sub-adultos. Caso ajustássemos os valores de abundância, teríamos menores valores de mortalidade, gerando um consequente aumento nos percentuais de encontro de carcaças.

A taxa mais alta de encontro de carcaças encontrada no presente estudo ocorreu no ano de 2010. Nesse ano, tal valor foi aproximadamente três vezes maior que a média dos valores para os dez anos analisados. Isso porque em 2010 houve aumento no número de encalhes de jubartes em toda costa do Brasil (SICILIANO et al., 2011; Milton Marcondes, *com. pess.*). Considerando que no ano de 2011, o número de encalhes voltou a apresentar um valor semelhante aos dos demais anos, pode-se inferir que algo atípico ocorreu em 2010. Há duas hipóteses para o aumento na taxa de encontro de carcaças em 2010. Uma delas é que não houve elevação considerável na mortalidade. As carcaças apenas chegaram com mais frequência à costa, provavelmente devido a fatores climáticos e oceanográficos como o regime dos ventos e correntes

marítimas. Outra hipótese sugere um aumento na mortalidade. Esse aumento pode estar relacionado a fatores como uma maior incidência de ameaças antropogênicas sobre a espécie (PIZZORNO et al., 1998; JOOKE et al., 2009; ENGEL et al., 2004; MARCONDES; ENGEL, 2009), proliferações atípicas de algas nocivas na costa (GERACI et al., 1989) ou mesmo uma diminuição da oferta de krill em parte da área de alimentação da população, fato detectado em 2009 (HILL et al., 2009). Neste caso, as taxas de encontro de carcaças calculadas neste trabalho para 2010 estão superestimadas.

O conhecimento acerca da mortalidade e da taxa de encontro de carcaças de uma espécie é importante para o monitoramento populacional da mesma. Os registros de encalhes analisados por si só não são suficientes para se obter respostas acerca da ecologia populacional de espécies. Eles devem ser relacionados com outros parâmetros para que seja possível contextualizá-los. Variações no número de encalhes só podem ser compreendidas quando relacionadas a parâmetros populacionais como abundância, distribuição, entre outros. Isso viabiliza a interpretação da variação observada e permite a investigação dos possíveis fatores causadores. No estudo realizado por Williams et al. (2011) o número de animais que morreram nos oceanos comprometidos por um derramamento de petróleo foi estimado a partir da taxa de encontro de carcaças contaminadas nas praias. Assim, a taxa de encontros de carcaças auxilia na avaliação de impactos naturais ou antropogênicos sobre uma população. A partir daí, torna-se possível mitigar ações de conservação e manejo, quando necessário.

Esse trabalho é o primeiro a relacionar dados de abundância, sobrevivência e registros de encalhes de baleias jubarte no Brasil. A partir dos parâmetros populacionais já conhecidos, foi possível sugerir valores de mortalidade para a população do estoque “A”. A integração dessas variáveis capacitou a interpretação e contextualização do número anual de encalhes da espécie que ocorreram na costa brasileira em um período de dez anos. Esse estudo constitui apenas uma primeira tentativa de se estimar uma taxa de encontro de carcaças para essa população. Mais estudos devem ser realizados visando contribuir para o conhecimento desses aspectos da ecologia de baleias jubarte na costa brasileira.

CONCLUSÃO

A grande maioria das baleias jubarte que morrem na costa brasileira não chegam na praia e encalham. As carcaças constituem uma fonte sazonal de energia da ordem de milhares de toneladas de carne que ficam disponíveis à fauna marinha. Essa energia é transferida pelas baleias do rico e produtivo Oceano Austral, em volta da Antártica, para as águas quentes e oligotróficas do leste e nordeste do Brasil. As estimativas das taxas de encontro de carcaças ajudarão a interpretar eventos de encalhes como reflexo da mortalidade que ocorre no litoral brasileiro, servindo de importante fonte de informação para o monitoramento populacional e estudos sobre a conservação da espécie.

AGRADECIMENTOS

Esse projeto é fruto de uma parceria entre o Instituto Baleia Jubarte e a Universidade Estadual de Santa Cruz. Gostaria de agradecer a toda equipe do Instituto Baleia Jubarte pela concessão de dados de pesquisa e assistência na formação do manuscrito. Ao Instituto Orca, por ceder dados de encalhes para o estado do Espírito Santo e a CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRIOLO, A.; MARTINS, C. C. A.; ENGEL, M. H.; PIZZORNO, J. L. A.; MÁRS-ROSA, S.; FREITAS, A.; MORETE, M. E.; KINAS, P. G. The first aerial survey to estimate abundance of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the breeding ground off Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 8, n. 3, p. 307-311, 2006a.

ANDRIOLO, A.; KINAS, P. G.; ENGEL, M. H.; ALBUQUERQUE MARTINS, C. C.; RUFINO, A. M. Humpback whales within the Brazilian breeding ground: distribution and population size estimate. *Endangered Species Research*, v.11, n.3, p. 233-243, 2010.

BACO, A. R.; SMITH, C. R. High species richness in deep-sea chemoautotrophic whale skeleton communities. *Marine Ecology Progress Series*, v. 260, p. 109–114, 2003.

BORNATOWSKI, H; WEDEKIN, L. L.; HEITHAUS, M. R.; MARCONDES, M. C. C; ROSSI-SANTOS, M. R. Shark scavenging and predation on cetaceans at Abrolhos

Bank, eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 92, n. 8, p. 1767-1772, 2012.

CAREY F. G.; KANWISHER J.W.; BRAZIER O.; GABRIELSON G.; CASEY J. G.; PRATT H. L. Temperature and activities of a white shark, *Carcharodon carcharias*. *Copeia* 1982, p. 254 – 260, 1982.

CLAPHAM, P. J. Humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). In: PERRIN, W. F.; WURSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds) *Encyclopedia of marine mammals*. San Diego, CA: Academic Press, 2002. p. 589–591.

DUDLEY, S. F. J.; ANDERSON-READE, M. D.; THOMPSON G. S.; MCMULLEN, P. B. Concurrent Scavenging off a Whale Carcass by Great White Sharks, *Carcharodon carcharias*, and Tiger Sharks, *Galeocerdo cuvier*. *Fishery Bulletin*, v. 98, n. 3, p. 646-649, 2000.

ENGEL, M. H.; MARCONDES, M. C. C.; MARTINS, C. C. A.; LUNA, F. O.; LIMA, R. P; CAMPOS, A. Are seismic surveys responsible for cetacean strandings? Unusual mortality of adult humpback whales in Abrolhos Bank, Northeastern coast of Brazil. *International Whaling Commission 56^o Meeting*, v. SC/56/E28, 2004.

FALLOWS, C.; GALLAGHER, A. J.; HAMMERSCHLAG, N. White Sharks (*Carcharodon carcharias*) Scavenging on Whales and Its Potential Role in Further Shaping the Ecology of an Apex Predator. *PLoS ONE*, v. 8, n. 4, e60797, p. 1-10, 2013.

FAERBER, M. M.; BAIRD, R.W. Does the lack of observed beaked whale strandings in military exercise areas mean no impacts have occurred? A comparison of stranding and detection probabilities in the Canary and main Hawaiian islands. *Marine Mammal Science*, v. 26, p. 602–613, 2010.

FISHERIES AND OCEANS CANADA. Recovery strategy for the northern and southern resident killer whales (*Orcinus orca*) in Canada. *Fisheries and Oceans Canada*, Ottawa, Canada, 2008.

GERACI, J. R.; ANDERSON, D. M.; TIMPERI, R. J.; EARLY, G. A.; PRESCOTT, J. H.; MAYO, C.A. Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) fatally poisoned by dinofla-gellate toxin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 46, n. 11, p. 1895–1898, 1989.

HEYNING, J. E.; DAHLHEIM, M. E. Strandings and incidental takes of gray whales. *Report to the International Whaling Commission*, v. SC/A90/G2, 1990.

HILL, S.; BELCHIER, M.; COLLINS, M.; FIELDING, S.; MURPHY, E.; TRATHAN, P.; VENABLES, H.; WALUDA, C. Multiple indicators suggest a strong ecosystem anomaly at South Georgia in 2009. Document WG-EMM-09/23. CCAMLR, Hobart, Australia, 17p.

IWC. Report of the Scientific Committee. Annex G - Report of the sub-committee on comprehensive assessment of Southern Hemisphere humpback whales. *Report of the International Whaling Commission*, 48 p. 170-182, 1998.

IWC. 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.), p. 235-246, 2005.

JOOKE, R.; LANDRY, S.; MATILLA, D. K. Estimating entanglement mortality from scar-based studies. *International Whaling Commission 61^o Meeting*, v. SC/61/BC3, 2009.

JONES, E. G.; COLLINS, M. A.; BAGLEY, P. M.; ADDISON, S.; PRIEDE, I. G. The fate of cetacean carcasses in the deep sea: observations on consumption rates and succession of scavenging species in the abyssal north-east Atlantic Ocean. *Proceedings of the Royal Society*, v. 265, p. 1119–1127, 1998.

KATONA, S. K.; WHITEHEAD, H. Are Cetacea ecologically important? *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, v. 26, p. 553–568, 1988.

KENNEY, R. D. North Atlantic, North Pacific and Southern Right Whales. In: PERRIN, W. F.; WURSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds) *Encyclopedia of marine mammals*. San Diego, CA: Academic Press, 2002. p. 806–813.

KRAUS, S. D.; BROWN M. W.; CASWELL, H.; CLARK, W. C.; FUJIWARA, M.; HAMILTON, K. P.; KENNEY, D. R.; KNOWLTON, R. A.; LANDRY, S.; MAYO, A. C.; MCLELLAN, A. W.; MOORE, J. M.; NOWACEK, P. D.; PABST, D. A.; READ, A. J.; ROLLAND, M. R. North Atlantic right whale in crisis. *Science*, v. 309, p. 561–562, 2005.

MARCONDES, M. C. C.; ENGEL, M.H. Ship strikes with humpback whales in Brazil. *International Whaling Commission 61^o Meeting*, v. SC/61/BC4, 2009.

MARTINS, C. C. A.; MORETE, M. E.; ENGEL, M. H.; FREITAS, A. C.; SECCHI, E. R.; KINAS, P. G. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. *Memoirs of the Queensland Museum*, v. 47, n. 2, p. 563-570, 2001.

MARTINS, C.C.A. *O uso do 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*. 2004. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 2004.

MOORE, J. E.; READ, A. J. A bayesian uncertainty analysis of cetacean demography and bycatch mortality using age-at-death data. *Ecological Applications*, v. 18, n. 8, p. 1914–1931, 2008.

NORMAN, S. A.; BOWLBY C. E.; BRANCATO M. S., CALAMBOKIDIS J.; DUFFIELD D.; GEARIN P. J.; GORNALL T. A.; GOSHO M. E.; HANSON B.; HODDER J.; JEFFRIES S. J.; LAGERQUIST B.; LAMBOURN D. M.; MATE B.; NORBERG B.; OSBORNE R. W.; RASH, J. A.; RIEMER, S.; SCORDINO, J. Cetacean strandings in Oregon and Washington between 1930 and 2002. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 6, p. 87–99, 2004.

PELTIER, H.; DABIN, W.; DANIEL, P.; VAN CANNEYT, O.; DORÉMUS, G.; HUON, M.; RIDOUX, V. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators*, v. 18, p. 278–290, 2012.

PIZZORNO, J. L. A.; LAILSON-BRITO, J. R.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO, A. F.; GURGEL, I. M. G. N. Review of Strandings and Additional Information on Humpback Whales, *Megaptera novaeangliae*, in Rio de Janeiro, Southeastern Brazilian Coast (1981-1997). *Reports of the International Whaling Commission*, v. 48, p. 443-446, 1998.

SICILIANO, S.; MOURA, J. F.; BARATA, P. C. R.; RODRIGUES, D. P.; ROGES, E. M.; SOUZA, R. L.; OTT, P. H.; TAVARES, M. An unusual mortality of humpback whales in 2010 on the central-northern Rio de Janeiro coast, Brazil. Paper SC/63/SH1 presented to the IWC Scientific Committee, Tromso, Norway, 2011.

SEYS, J.; OFFRINGA, H.; VAN WAEYENBERGE, J.; MEIRE, P.; KUIJKEN, E. Numbers of beached bird corpses and mortality of seabirds, how do they relate: a North Sea study in a wider context. In: SEYS, J. *Het gebruik van zee- en kustvogelgegevens ter ondersteuning van het beleid en beheer van de Belgische kustwateren*, 2001, p. 78-96.

SMITH, C. R.; BACO, A. R. Ecology of whale falls at the deep-sea floor. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, v. 41, p. 311–354, 2003.

WEDEKIN, L. L.; ENGEL, M. H.; AZEVEDO, A.; KINAS, P. G.; ANDRIOLO, A.; SIMÕES-LOPES, P. C. Density and abundance of the humpback whale in the Brazilian breeding ground (stock A): aerial survey, 2008. *International Whaling Commission 62^o Meeting*, v. SC-62-SH-28, 2010.

WEDEKIN, L. L. *Ecologia populacional da baleia jubarte (Megaptera novaeangliae Borowski, 1871) em sua área reprodutiva na costa do Brasil, Oceano Atlântico Sul*. 2011. 152f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2011.

WHITEHEAD, H. Sperm Whale. In: PERRIN, W. F.; WURSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds) *Encyclopedia of marine mammals*. San Diego, CA: Academic Press, 2002. p. 1165–1172.

WHITEHEAD, H.; MOORE, M. J. Distribution and movements of West Indian Humpback Whales in winter. *Canadian Journal of Zoology*, n. 60, p. 2203-2211, 1982.

WILLIAMS, R.; GERO, S.; BEJDER, L.; CALAMBOKIDIS, J.; KRAUS, S.D.; LUSSEAU, D.; READ, A.J.; ROBBINS, J. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conservation Letters*, v. 4, p. 228-233, 2011.

ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; ROCHA, J. M.; SIMÕES-LOPES, P. C.; SICILIANO, S.; PIZZORNO, J. L.; WAITE, J. M.; DEMASTER, D. P.; VANBLARICOM, G. R. Winter distribution and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off northeastern Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 6, p. 101-107, 2004.

ARTIGO 2

PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DOS ENCALHES DE BALEIAS JUBARTE NA COSTA DA BAHIA E ESPÍRITO SANTO

Luana Jaime Tocchio¹; Milton César Calzavara Marcondes²; Leonardo Liberali
Wedekin² & Yvonnick Le Pendu¹

¹ Grupo de Pesquisa em Mamíferos Aquáticos de Ilhéus. Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Biológicas. Rodovia Jorge Amado, km 16, Salobrinho, 45650-000, Ilhéus, Bahia, Brasil.

² Instituto Baleia Jubarte. Rua Barão do Rio Branco, 26, Caravelas, Bahia, 45900-000, Brasil.

Endereço para correspondência: luanatocchio@gmail.com

RESUMO: Muitas variáveis influenciam a frequência e distribuição de encalhes de mamíferos marinhos que ocorrem nos litorais. Algumas espécies podem apresentar padrões de ocorrência de encalhes, que frequentemente estão relacionados à abundância, locais de ocupação, migração e reprodução dos animais. Para entender os padrões temporais e espaciais de encalhes na principal área de reprodução da baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) no Brasil, dados de um estudo sistemático de resgate de carcaças na costa do Banco dos Abrolhos entre 2003 e 2011 foram usados para construir modelos lineares generalizados. Esses modelos incorporaram a influência de variáveis espaciais e temporais na presença ou ausência de encalhes de baleias jubarte ao longo do Banco dos Abrolhos. As covariáveis utilizadas na modelagem foram Mês, Ano, Trecho da costa e Abundância de baleias. O melhor modelo, selecionado pelo menor valor do critério de informação de Akaike (AIC), incluiu todas as covariáveis, exceto a Abundância. O trecho da costa teve uma influência marcante na chance de ocorrer algum encalhe durante um dado mês, sendo maior na região de Caravelas e municípios ao norte dessa região. Além do efeito espacial, a cada incremento de um ano foi indicada uma chance 1,25 maior de alguma região da área de estudo ter um encalhe em um determinado mês, indicando um crescimento anual do número de encalhes ao longo do período amostrado. Este crescimento certamente acompanha o crescimento da população de baleias jubarte que reproduzem no Brasil. O efeito dos meses foi mais sutil, com uma chance levemente maior de ocorrência de encalhes no mês de setembro. Os resultados auxiliam a interpretação e contextualização dos registros de encalhes de baleia jubarte no Banco dos Abrolhos, agregando informações importantes para o monitoramento populacional da espécie.

Palavras chave: baleia jubarte, padrões, encalhes, modelos lineares generalizados, Brasil.

INTRODUÇÃO

O encalhe de mamíferos aquáticos da Ordem Cetartiodactyla é comum em praias do mundo inteiro. Esse fenômeno acomete animais vivos ou mortos. Se o animal está vivo, o encalhe acontece quando um ou mais indivíduos chegam ao litoral e não são capazes de retornar ao ambiente aquático (GERACI; LOUNSBURY, 1993; JEFFERSON et al., 1993). O mesmo procede com animais mortos, quando carcaças são transportadas até a terra pelo regime de ventos e correntes e lá se estabelecem (PERRIN; GERACI, 2002). No Brasil, encalhes de baleias jubarte ocorrem principalmente nos meses de julho a novembro. Esses encalhes são observados, em sua grande maioria, na costa dos estados da Bahia e Espírito Santo (IBJ, dados não publicados). Isso ocorre porque as águas da plataforma continental adjacentes a esses estados constituem o local de maior abundância de baleias jubarte no país, e o período de julho a novembro caracteriza a temporada reprodutiva da população, quando os animais migram para a região (MARTINS et al., 2004; ZERBINI et al., 2004; ANDRIOLO et al., 2010; WEDEKIN, 2011).

Carcaças de cetáceos provenientes de animais que morrem no oceano muitas vezes não encalham no litoral. As carcaças que encalham representam apenas uma parcela do número de baleias mortas no mar. Isso ocorre porque vários fatores influenciam o destino dessas carcaças (WILLIAMS et al., 2011). Como exemplos temos a direção e velocidade de ventos e correntes marítimas, consumo por outros organismos do corpo do animal, a distância da costa em que a carcaça se encontra, a temperatura da água oceânica e outras variáveis. Assim, esses e outros fatores determinam se a carcaça irá encalhar ou permanecer no oceano (JONES et al., 1998; NORMAN et al., 2004; FAERBER; BAIRD, 2010; PELTIER et al., 2012).

Há muitas variáveis que influenciam a frequência e distribuição de encalhes (PELTIER et al., 2012). Dessa forma, algumas espécies apresentam padrões de ocorrência de encalhes, que podem estar relacionados à abundância, locais de ocupação, migração e reprodução de populações (GERACI; LOUNSBURY, 1993). Informações acerca desses padrões podem ser obtidas a partir dos registros de encalhes, assim como causa mortis, estimativas de mortalidade e parâmetros populacionais. (SIMMONDS,

1997; MEDEIROS, 2006; WILLIAMS et al., 2011). Isso realça a importância da construção de uma base de dados contendo registros de encalhes ao longo dos anos. Obtendo-se a data e localização de encalhes, é possível investigar padrões de distribuição espaço-temporal de carcaças (MCFEE et al., 2006).

Recentemente, a modelagem de dados tem sido bastante empregada em estudos relacionados à ecologia de espécies (WILLIAMS et al., 2006; PRACA et al., 2009; PIROTTA et al., 2011). A modelagem de dados pode ser uma forma de investigar padrões de encalhes. Modelos Lineares Generalizados (GLM) mostraram-se úteis na descrição de padrões espaciais e temporais de encalhes de pinípedes (KINAS et al., 2005). O objetivo desse método é criar modelos precisos com o mínimo de parâmetros possíveis para explicar uma variação (BURNHAM & ANDERSON, 2002). Uma faceta importante da técnica de modelagem é a possibilidade de se realizar previsões, porque ela permite a interpretação de variáveis de forma independente ou conjunta, em diferentes espaços de tempo. Dessa forma, torna-se fácil manipular fatores dentro de situações teóricas (KINAS et al., 2005).

Devido ao fato da indústria baleeira ter sido responsável pela morte de mais de 200.000 indivíduos de baleias jubarte somente no hemisfério sul (CLAPHAM; BAKER, 2002), monitorar a recuperação da espécie é de suma importância (WILLIAMS et al., 2006). A abundância de jubartes vêm aumentando em águas brasileiras desde a proibição da caça comercial (ZERBINI et al., 2004; WARD et al., 2006; ANDRIOLO et al., 2006b, 2010; ROSSI-SANTOS et al., 2008), porém, elas ainda encontram-se suscetíveis a diversas ameaças antrópicas na costa do Brasil (PIZZORNO et al., 1998; MARTINS et al., 2013). Nesse sentido, torna-se interessante saber interpretar e contextualizar registros de encalhes, para a realização de um eficaz monitoramento populacional da espécie (MUSTIKA et al., 2009).

O conhecimento dos padrões de encalhes de uma espécie pode auxiliar na previsão de períodos de maior ocorrência de carcaças no litoral, preparando a população e órgãos competentes para esse tipo de evento (EVANS et al., 2005). Tais conhecimentos também facilitam a identificação de eventos anormais de mortalidade, que podem ser potencialmente causados pelo homem (MCFEE et al., 2006). Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo investigar a influência de variáveis espaço-temporais na ocorrência de encalhes de baleias jubarte no Banco dos Abrolhos.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta de dados

Registros de encalhes de baleias jubarte: os 139 registros de encalhes utilizados nesse estudo foram cedidos pelo Instituto Baleia Jubarte e Instituto ORCA e coletados sistematicamente nos estados da Bahia e Espírito Santo de 2003 a 2011. Através de campanhas anuais ocorridas nas praias desses estados, a população é instruída a relatar ocorrências de encalhes de mamíferos aquáticos para o Instituto Baleia Jubarte e Instituto Orca através de uma linha telefônica que permanece ligada 24 horas por dia. Uma equipe de veterinários procura atender todas as chamadas e visitar os encalhes o mais rapidamente possível. Ao comparecerem aos locais dos encalhes, os veterinários coletam informações como data, hora e coordenadas geográficas do local, além do comprimento, espécie, sexo e classe etária do indivíduo encalhado. Esses registros são, posteriormente, inseridos em uma base de dados. Para a realização dos modelos, foram utilizados somente os encalhes ocorridos na região da costa adjacente ao Banco dos Abrolhos, entre os municípios de Belmonte - BA (15.75°S) e Aracruz - ES (20.25°S).

Abundância de baleias jubarte: a abundância de baleias jubarte no Banco dos Abrolhos foi utilizada como covariável na produção dos modelos. Os dados de abundância foram extraídos de Andriolo et al. (2010) para os anos de 2002 a 2005 e Wedekin et al. (2010) para o ano de 2008, e foram obtidos pela técnica de contagens e amostragem de distâncias ao longo de transecções lineares, através de sobrevoos realizados na costa do Brasil. Nesses trabalhos, a costa foi dividida em oito estratos (Figura 1). Os estratos C, D e E localizam-se em águas da plataforma continental correspondente ao Banco dos Abrolhos e por isso foi utilizada somente a abundância desses estratos nesse estudo. Assim, os valores de abundância dos estratos C, D e E foram somados para se obter a abundância total de jubartes no Banco dos Abrolhos em cada ano do estudo.

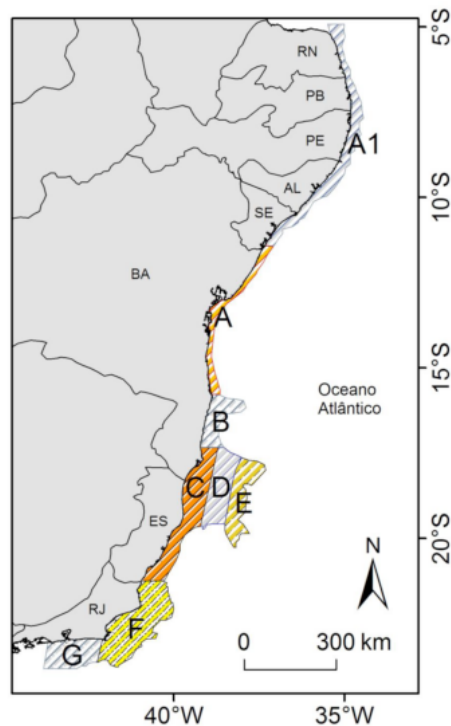


Figura 1: Estratos amostrados nos sobrevoos para estimar a abundância de baleias jubarte nos anos de 2005, 2008 e 2011. Nos anos de 2001 a 2004, foram utilizados nos sobrevoos apenas os estratos A, B, C, D e E. Os estratos C, D e E localizam-se em águas da plataforma continental correspondente ao Banco dos Abrolhos. Fonte: Wedekin (2011).

Para os anos em que não foi possível obter valores de abundância por estrato da literatura (2006, 2007, 2009, 2010 e 2011), os mesmos foram calculados através da taxa de incremento anual da população para cada estrato, fornecida por Wedekin (2011). O valor dessas taxas foi incorporado aos dados da literatura para estimar o número de indivíduos que foram adicionados a cada estrato em anos em que dados de levantamento aéreo não estavam disponíveis.

Análise dos dados

Foram construídos modelos generalizados lineares com distribuição binomial da variável resposta (VENABLES; RIPLEY, 2010; FOX; WEISENBERG, 2011) para verificar a influência de variáveis espaciais e temporais na presença ou ausência de encalhes ao longo do Banco dos Abrolhos. A distribuição binomial foi a mais adaptada

para o caso por se tratar de uma distribuição de probabilidade discreta do número de sucessos numa sequência de tentativas independentes, ou seja, a presença ou ausência de encalhes nos diferentes trechos da costa. Esse modelo também é chamado de regressão logística, e a função de ligação utilizada foi a função logit, por se tratar de eventos de chance. Deste modo, considerou-se como variável resposta a presença ou ausência de encalhes em cada ano (2003 a 2011), em cada mês (julho a novembro) e em cada um dos trechos de 0,5° de latitude da costa. Foram utilizadas as seguintes variáveis nos modelos: Área da costa, Mês (como variável categórica), Ano e Abundância de baleias jubarte (Tabela 1).

Tabela 1: Descrição das variáveis utilizadas nos modelos

Variável	Descrição
Área	Trechos de 0,5° de latitude desde 15,75° S até 20,25° S (Banco dos Abrolhos)
Mês	Meses da temporada reprodutiva de baleias jubarte no Brasil (julho a novembro)
Ano	Os anos considerados foram 2003 a 2011
Abundância	Abundância de baleias no Banco dos Abrolhos nos diferentes anos (2003 a 2011)

Foram construídos diferentes modelos utilizando todas as combinações possíveis dessas quatro covariáveis, além de cada covariável separadamente. A colinearidade das variáveis explanatórias do modelo foi investigada através de gráficos de dispersão e índices de correlação linear. Através dos gráficos de dispersão é possível interpretar visualmente o grau de associação entre as variáveis. Já o índice de correlação linear, ou coeficiente de correlação de Pearson, indica correlação linear quando seu valor aproxima-se de 1 ou -1. Valores próximos a 0 indicam que as variáveis não estão linearmente relacionadas. Nenhuma variável explanatória do modelo foi correlacionada com outra e, portanto, todas as variáveis puderam ser incluídas simultaneamente em um mesmo modelo. Também não foi observada a sobredispersão dos dados, ou seja, variação em excesso da distribuição binomial. Essa dispersão é medida pelo fator de inflação da variância, que funciona como um índice do grau de variação extrabinomial. No caso, fatores de inflação da variância próximos a 1 indicam que os dados seguem a distribuição binomial.

Os parâmetros dos modelos foram estimados através de métodos de maximização da verossimilhança usando a função “glm” do pacote “stats” do programa

livre R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009). Modelos lineares generalizados nada mais são do que extensões dos modelos de regressão linear. A diferença está no fato de se poder trabalhar com outras distribuições da família exponencial para a variável resposta, além da distribuição normal, como por exemplo distribuições Gama, Poisson e Binomial. Como esse tipo de análise fornece vários modelos, com diferentes combinações de covariáveis explanatórias, um método de escolha do melhor modelo é importante.

Um critério bastante usado para determinar o melhor modelo é o critério de informação de Akaike (AIC), que mede o bom ajuste do modelo aos dados, descontado pelo número de parâmetros (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Assim, os diferentes modelos resultantes da análise foram comparados por esse critério e o menor valor de AIC indicou o modelo mais parcimonioso, isto é, que melhor explica a variação dos dados usando o menor número de parâmetros. Juntamente com o AIC foi comparado o valor do logaritmo da verossimilhança, que também mede a plausibilidade dos modelos. Também foi utilizado para comparar os modelos valores de delta AIC e peso AIC. O delta AIC é a diferença entre o AIC de um certo modelo e o AIC do melhor modelo considerado. Ele atua como uma medida de força de evidência a favor de algum modelo, comparando o melhor modelo com os demais. Modelos cujos valores de delta AIC são menores que 2 são considerados plausíveis. O peso AIC também é uma medida de força de evidência, porém normalizada, e reflete uma probabilidade do modelo estar correto. Os valores do AIC, delta AIC e peso AIC nunca são interpretados de forma isolada, e sim, em comparação com os valores de outros modelos.

RESULTADOS

Foram construídos 10 modelos diferentes para descrever a presença de encalhes ao longo da costa. O melhor modelo, selecionado pelo menor valor de AIC, foi o modelo que incluiu o Ano, a Área e o Mês (Tabela 2).

Tabela 2: Modelos generalizados lineares com distribuição binomial para a presença ou ausência de encalhes nos trechos da costa da Bahia e Espírito Santo entre 2003 e 2011. Variáveis: Ano; Área; Mês; Abundância de baleias. # pars = número de parâmetros; LogVer = logaritmo da verossimilhança; AIC = critério de informação de Akaike.

Modelo	# pars	LogVer	AIC	Delta AIC	Peso AIC
Ano+Área+Mês	15	-186,598	404,3	0,0	0,743
Ano+Área+Mês+Abundância	16	-186,583	406,4	2,12	0,257
Área+Mês	14	-196,282	421,5	17,23	0,000
Ano+Área	11	-211,728	446,1	41,76	0,000
Área+Abundância	11	-213,607	449,8	45,51	0,000
Ano+Mês	6	-219,734	451,7	47,35	0,000
Área	10	-220,227	461,0	56,65	0,000
Mês	5	-227,885	465,9	61,60	0,000
Ano+Abundância	3	-233,366	472,8	68,48	0,000
Ano	2	-241,668	487,4	83,06	0,000

O teste de razão de verossimilhança entre o melhor modelo selecionado, com as três variáveis (Mês, Ano e Área), e os modelos aninhados, sem cada uma dessas variáveis, foi significativo nos três casos (Tabela 3). Para verificar isso o melhor modelo, com as 3 variáveis juntas, foi testado com modelos sem o ano primeiramente, seguido de modelos sem a área e depois modelos sem o mês. Sendo assim, foi feito esse teste para se comparar dois modelos. Se o resultado dessa comparação não for significativo, os dois modelos são iguais e a variável retirada poderia ser descartada, pois ela não influencia na distribuição da variável resposta. Como o resultado do teste deu significativo, os modelos são considerados diferentes, e todas as variáveis foram importantes em explicar a variação encontrada nos dados.

Tabela 3: Testes de razão de verossimilhança entre o modelo incluindo Mês, Ano e Área como covariáveis e os modelos aninhados sem essas variáveis.

Variável	Qui-quadrado	GL	p
Ano	19,37	1	<0,001
Área	66,27	9	<0,001
Mês	50,26	4	<0,001

A tabela 4 mostra as razões de chance estimadas pelo melhor modelo que incluiu o Mês, Ano e Área como covariáveis. Notadamente, a região da costa teve uma influência marcante na chance de ocorrer algum encalhe durante um dado mês, especialmente a região de Caravelas e municípios ao norte dessa região, que tiveram uma chance de 10 a 40 vezes maior de ocorrer um encalhe. A cada incremento de um ano foi indicada uma chance 1,25 vezes maior de alguma região da área total amostrada, em um dado mês, ter um encalhe. O efeito dos meses foi mais sutil, com uma chance levemente maior de ocorrência de encalhes no mês de setembro. Os efeitos do mês de agosto e da área 20. 25° S são dados pelo intercepto. As previsões dos modelos foram demonstradas em gráficos (Figura 2). Para melhor visualização desses gráficos foi adicionado um pequeno ruído ao valor dos pontos de ausência e presença de encalhes, visando minimizar a concentração de pontos em uma mesma região da figura.

Tabela 4: Razão de chances estimadas através da exponenciação dos coeficientes do modelo linear generalizado com distribuição binomial que incluiu o Mês, Ano e Área como covariáveis que explicam a variação da presença ou ausência de encalhes nos trechos da costa ao longo da temporada reprodutiva da baleia jubarte entre 2003 e 2011. Os valores de latitude para cada área correspondem à valores centrais.

Coefficiente	Estimativa	IC – 95%	IC + 95%
Intercepto	0,00	0,00	0,00
Ano	1,25	1,13	1,38
Área (19.75°S)	9,64	2,26	67,27
Área (19.25°S)	6,21	1,40	44,06
Área (18.75°S)	12,52	2,99	86,85
Área (18.25°S)	18,04	4,36	124,68
Área (17.75°S)	40,61	9,78	283,03
Área (17.25°S)	8,39	1,95	58,80
Área (16.75°S)	2,19	0,39	16,92
Área (16.25°S)	12,52	2,99	86,85
Área (15.75°S)	1,00	0,11	8,92
Mês (Julho)	0,35	0,16	0,73
Mês (Novembro)	0,05	0,01	0,15
Mês (Outubro)	0,41	0,19	0,85
Mês (Setembro)	1,06	0,53	2,13

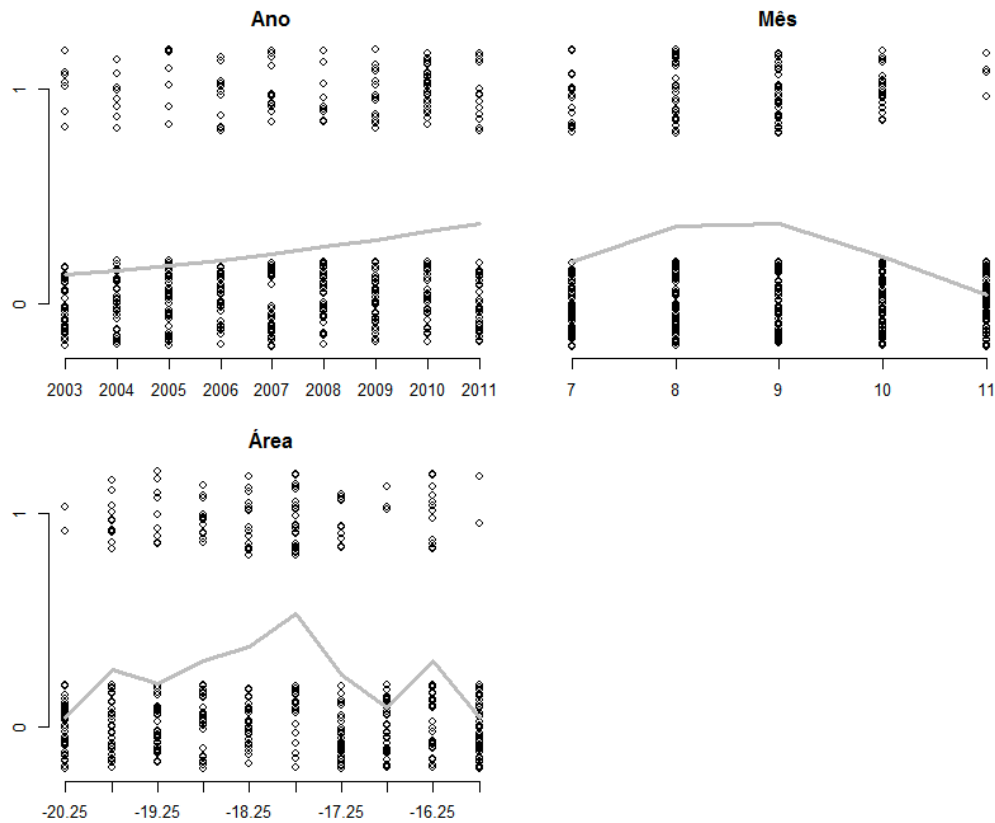


Figura 2: Previsões dos modelos estimadas através do modelo linear generalizado com distribuição binomial que incluiu o Mês, Ano e Área como covariáveis que explicam a variação da presença ou ausência de encalhes nos trechos da costa ao longo da temporada reprodutiva da baleia jubarte entre 2003 e 2011. Pontos agrupados em torno do valor 0 correspondem a registros de ausência de encalhes, enquanto pontos agrupados em torno do valor 1 correspondem a registros de presença de encalhes. Os eixos “x” correspondem ao ano, mês e latitude nos respectivos gráficos.

DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que as variáveis Ano, Mês e Área foram importantes para explicar a variação dos encalhes de baleias jubarte do Banco dos Abrolhos, como demonstrado pelo melhor modelo, indicado pelo menor AIC. Esse tipo de modelo também foi utilizado para explicar variações nos encalhes de pinípedes no sul do Brasil, utilizando as mesmas variáveis (KINAS et al., 2005). O segundo melhor modelo, que incluiu não só o Ano, Mês e Área como variáveis, mas também a Abundância de Baleias, não obteve suporte devido à diferença do delta AIC maior que 2. Porém, isso não descarta totalmente o efeito da Abundância de baleias, pois a diferença de delta AIC observada foi pequena (2.12), indicando alguma plausibilidade também nesse modelo.

No entanto, o efeito da Abundância de Baleias foi sutil, explicando pouco da variação encontrada nos dados. O modelo que incluiu somente o Ano e o Mês teve alto AIC e delta AIC, indicando que essas variáveis sozinhas não explicam com fidedignidade a presença ou ausência de encalhes no Banco dos Abrolhos.

O fato da covariável Abundância de Baleias não ter sido incluída no melhor modelo pode estar relacionado à ocorrência de homogeneidade nesses dados. Isso porque no Banco dos Abrolhos são identificadas duas regiões com abundâncias distintas: uma que compreende os estratos C, D e E e outra que compreende apenas a parte sul do estrato C, que não possui adjacência com os estratos D e E, como observado na Figura 1. Como os estratos D e E encontram-se mais distantes da costa, há possibilidade de que as carcaças de animais que morrem nesses locais não consigam chegar ao litoral. Isso porque elas teriam que percorrer uma grande distância para chegar a encalhar, ficando expostas por mais tempo à processos de decomposição ou ao consumo por outros organismos, podendo se desintegrar ou afundar nesse período. Peltier (2012) indica uma relação inversa entre a distância da costa e o descobrimento de carcaças. Sendo assim, é provável que a grande maioria das carcaças encontradas na região dos Abrolhos seja proveniente do estrato C. Assim, existiria apenas um valor de abundância para todos os trechos da costa, comprometendo a eficácia da variável.

Já o teste de razão de verossimilhança entre os modelos com as três variáveis e os modelos aninhados indicou todas as três variáveis como sendo importantes em explicar a variação dos dados. Se o resultado desse teste não fosse significativo para dois determinados modelos, haveria igualdade nos modelos, ou seja, a variável investigada não seria de grande importância para explicar os dados e poderia ser descartada.

O fato da região de Caravelas e municípios ao norte dessa região terem maior influência na chance de ocorrência de encalhes, em um dado mês, pode estar relacionado à presença da sede do Instituto Baleia Jubarte no local. Provavelmente, as informações acerca de encalhes chegam com maior facilidade ao Instituto em regiões onde o mesmo está mais presente. Em locais afastados, a única maneira dos moradores comunicarem o encalhe é por telefone, o que muitas vezes pode não acontecer. Da mesma forma, há chance das campanhas informativas de encalhes atingirem os moradores de Caravelas com mais intensidade, deixando a população melhor instruída

para relatar os encalhes do que em outros locais. Outras possibilidades podem ser uma tendência de regimes de ventos e correntes marinhas que propiciem encalhes na região, ou mesmo a existência de bolsões de maior densidade de baleias jubarte no local, como identificado em alguns anos por Martins (2004) e Wedekin (2011).

Observou-se que a cada incremento de um ano foi indicada uma chance 1,25 vezes maior de alguma região da área amostrada no estudo, em um dado mês, ter um encalhe. Esse número pode estar relacionado ao crescimento da população de jubartes que reproduz no Brasil. Estima-se que esse índice seja de 15% ao ano (WEDEKIN, 2011). Esse crescimento anual do número de indivíduos da população está atrelado a um conseqüente aumento no número de mortes naturais. Ao mesmo tempo, um acréscimo do número de mortes provenientes de atividades antrópicas também pode influenciar esse resultado. Colisões com embarcações já foram reportadas para o Banco dos Abrolhos (MARCONDES; ENGEL, 2009). Também deve-se levar em conta o risco de poluição da água por hidrocarbonetos (MARTINS et al., 2013), entre outros fatores que podem causar aumento nos encalhes da espécie.

O melhor modelo considerado indicou uma chance levemente maior de encalhes no mês setembro. O gráfico da figura 2 também sugere uma chance semelhante para o mês de agosto. Isso pode estar atrelado ao fato de que agosto e setembro constituem o pico da temporada reprodutiva no Banco dos Abrolhos (MARTINS et al., 2001). Existe a probabilidade de que, nesses meses, a maioria da população já tenha terminado sua migração proveniente da área de alimentação, mas ainda não tenha iniciado o retorno. Além disso, um grande número de filhotes é adicionado à população nesse período. Os encalhes de filhotes são os mais frequentes na região (IBJ, dados não publicados) e isso pode contribuir para o aumento das chances de encalhes nesses meses.

A análise de padrões espaço-temporais de encalhes para o Banco dos Abrolhos indicou trechos da costa e meses do ano cuja chance de ocorrência de encalhes é maior. Além disso, foi apontado que a chance de ocorrências de encalhes é crescente. Esse embasamento pode ser aplicado na identificação de áreas e períodos prioritários para se intensificar o monitoramento dos encalhes e reforçar a campanha de informação junto à população. Adicionalmente, a partir dessas análises, será mais fácil identificar possíveis eventos de mortalidade que venham a desestruturar esses padrões.

Esse estudo realça a importância da manutenção de bases de dados com registros de encalhes para ações de conservação. Através de informações coletadas nos encalhes de baleias jubarte durante um período de 9 anos, foi possível investigar padrões de variação dos encalhes de jubarte no Banco dos Abrolhos. A integração da base de dados utilizada nesse estudo com outras bases, contendo registros de encalhes de outras regiões, possibilitaria o enriquecimento da presente análise ao propiciar resultados para os demais locais de ocorrência de jubartes na costa do Brasil. Por isso, a colaboração entre projetos de conservação e instituições governamentais para obtenção e divulgação de informações é um processo importante no avanço de pesquisas conservacionistas como essa. Em 1999 foi proposta a Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Brasil, dividida em redes regionais (Norte, Nordeste, Sul e Sudeste) para centralizar e distribuir informações das espécies de mamíferos aquáticos do país, auxiliando no estabelecimento de diretrizes para conservação de espécies. O Instituto Baleia Jubarte é membro das Redes de Encalhes e Informação de Mamíferos Aquáticos do Nordeste (REMANE) e do Sudeste (REMASE).

Mais pesquisas são necessárias em busca de caracterizar padrões de encalhes de baleias jubarte em regiões do litoral brasileiro. Esse foi o primeiro trabalho a contemplar o assunto. A inserção de mais covariáveis nos modelos, incluindo dados oceanográficos como ventos e correntes, pode ser útil para maiores investigações da distribuição de encalhes ao longo da costa.

CONCLUSÃO

- Foi observado um efeito de cada trecho da costa sobre a ocorrência de encalhes de jubartes em um dado mês e ano. Essa heterogeneidade pode ser decorrente de fatores como amostragem distorcida dos trechos da costa, efeitos de variáveis ambientais físicas, oceanográficas e bióticas sobre cada região.

- Ao longo dos anos houve um aumento da chance de alguma baleia encalhar nas regiões amostradas, o que acompanha o crescimento da população de baleias jubarte reproduzindo na costa brasileira.

- Encalhes têm maior chance de acontecer em agosto e setembro e esses meses correspondem ao pico da temporada reprodutiva, quando existe maior abundância de baleias na região do Banco dos Abrolhos.

- Entender os padrões espaciais e temporais de encalhes no Banco dos Abrolhos ajudará a interpretar as taxas de encalhes como reflexo da mortalidade que ocorre nos oceanos, servindo de importante fonte de informações para o monitoramento populacional e estudos sobre a conservação dessa espécie.

AGRADECIMENTOS

Esse projeto é fruto de uma parceria entre o Instituto Baleia Jubarte e a Universidade Estadual de Santa Cruz. Gostaria de agradecer a toda equipe do Instituto Baleia Jubarte pela concessão de dados de pesquisa e assistência na formação do manuscrito. Ao Instituto Orca, por ceder dados de encalhes para o estado do Espírito Santo e a CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRIOLO, A.; KINAS, P. G.; ENGEL, M. H.; MARTINS, C. C. A. Monitoring the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) population in the Brazilian breeding ground, 2002 to 2005. *International Whaling Commission 58^o Meeting*, v. SC/58/SH15, 2006b.

ANDRIOLO, A.; KINAS, P. G.; ENGEL, M. H.; ALBUQUERQUE MARTINS, C. C.; RUFINO, A. M. Humpback whales within the Brazilian breeding ground: distribution and population size estimate. *Endangered Species Research*, v.11, n.3, p. 233-243, 2010.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. *Model Selection and Multimodel Inference*. New York, NY: Springer-Verlag, 2002. p. 485.

CLAPHAM, P. J.; BAKER, C. S. Whaling, modern. In: PERRIN, W. F.; WURSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds). *Encyclopedia of marine mammals*. San Diego, CA: Academic Press, 2002. p. 1328–1332.

EVANS, K.; THRESHER, R.; WARNEKE, R. M.; BRADSHAW, C. J. A.; POOK, M.; THIELE, D.; HINDELL, M. Periodic variability in cetacean strandings-links to large-scale climate events. *Biology Letters*, v. 1, p. 147–150, 2005.

FAERBER, M. M.; BAIRD, R. W. Does the lack of observed beaked whale strandings in military exercise areas mean no impacts have occurred? A comparison of stranding and detection probabilities in the Canary and main Hawaiian islands. *Marine Mammal Science*, v. 26, p. 602–613, 2010.

FOX, J.; WEISENBERG, S. *An R Companion to Applied Regression*. SAGE, Los Angeles-CA: SAGE, 2011. p. 449.

GERACI, J. R.; LOUNSBURY, V. J. Marine Mammals Ashore: A field guide for strandings. Galveston, TX: Texas A&M University, 1993, p. 305

JEFFERSON, T. A.; LEATHERWOOD, S.; WEBBER, M. A. Marine mammals of the world: FAO Species Identification Guide. Rome: Food and Agriculture Organization Of The United Nations, 1993, p. 320.

JONES, E. G.; COLLINS, M. A.; BAGLEY, P. M.; ADDISON, S.; PRIEDE, I. G. The fate of cetacean carcasses in the deep sea: observations on consumption rates and succession of scavenging species in the abyssal north-east Atlantic Ocean. *Proceedings of the Royal Society*, v. 265, p. 1119–1127, 1998.

KINAS, P. G.; SILVA, K. G.; ESTIMA, S. C.; MONTEIRO, D. S. Generalized linear models applied to stranding data of South American sea lions (*Otaria flavescens*) and South American fur seals (*Arctocephalus australis*) in southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 4, n. 1, p. 7-14, 2005.

MARCONDES, M. C. C.; ENGEL, M. H. Ship strikes with humpback whales in Brazil. *International Whaling Commission 61^o Meeting*, v. SC/61/BC4, 2009.

MARTINS, C. C. A.; MORETE, M. E.; ENGEL, M. H.; FREITAS, A. C.; SECCHI, E. R.; KINAS, P. G. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. *Memoirs of the Queensland Museum*, v. 47, n. 2, p. 563-570, 2001.

MARTINS, C. C. A. *O uso do 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*. 2004. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília. 2004.

MARTINS, C. C. A.; ANDRIOLO, A.; ENGEL, M. H.; KINAS, P. G.; SAITO, C. H. Identifying priority areas for humpback whale conservation at Eastern Brazilian Coast. *Ocean and Coastal Management*, v. 75, p. 63-71, 2013.

MCFEE, W. E.; HOPKINS-MURPHY, S. R.; SCHWACKE, L. H. Trends in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) strandings in South Carolina, USA, 1997–2003: Implications for the Southern North Carolina and South Carolina Management Units. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 8, p. 195–201, 2006.

MEDEIROS, P. I. A. P. *Encalhes de cetáceos ocorridos no período de 1984 a 2005 no litoral do Rio Grande do Norte, Brasil*. 2006. 57 f. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) – Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte. 2006.

MUSTIKA, P. L. K.; HUTASOIT, P.; MADUSARI, C. C.; PURNOMO, F. S.; SETIAWAN, A.; TJANDRA, K.; PRABOWO, W. E. Whale strandings in Indonesia, including the first record of a Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*) in the archipelago. *The Raffles Bulletin of Zoology*, v. 57, n. 1, p. 199 – 206, 2009.

NORMAN, S. A.; BOWLBY C. E.; BRANCATO M. S., CALAMBOKIDIS J.; DUFFIELD D.; GEARIN P. J.; GORNALL T. A.; GOSHO M. E.; HANSON B.; HODDER J.; JEFFRIES S. J.; LAGERQUIST B.; LAMBOURN D. M.; MATE B.; NORBERG B.; OSBORNE R. W.; RASH, J. A.; RIEMER, S.; SCORDINO, J. Cetacean strandings in Oregon and Washington between 1930 and 2002. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 6, p. 87–99, 2004.

PELTIER, H.; DABIN, W.; DANIEL, P.; VAN CANNEYT, O.; DORÉMUS, G.; HUON, M.; RIDOUX, V. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators*, v. 18, p. 278–290, 2012.

PERRIN, W. F.; GERACI, J. R. Stranding. In: PERRIN, W. F.; WURSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds). *Encyclopedia of marine mammals*. San Diego, CA: Academic Press, 2002. p. 1192–1197.

PIROTTA, E.; MATTHIOPOULOS, J.; MACKENZIE, M.; SCOTT-HAYWARD, L.; RENDELL, L. Modelling sperm whale habitat preference: a novel approach combining transect and follow data. *Marine Ecology Progress Series*, v. 436, p. 257-272, 2011.

PIZZORNO, J. L. A.; LAILSON-BRITO, J. R.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO, A. F.; GURGEL, I. M. G. N. Review of Strandings and Additional Information on Humpback Whales, *Megaptera novaeangliae*, in Rio de Janeiro, Southeastern Brazilian Coast (1981-1997). *Reports of the International Whaling Commission*, v. 48, p. 443-446, 1998.

PRACA, E.; GANNIER, A.; DAS, K.; LARAN, S. Modeling the habitat suitability of cetaceans: example of the sperm whale in the northwestern Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research I*, v. 56, p. 648–657, 2009.

R Development Core Team. *R: A Language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0. 2009.

RICHARDSON, W. J.; GREENE, C. R.; MALME, C. I.; THOMSON, D. H. *Marine mammals and noise*. San Diego, CA: Academic Press, 1995, p. 576.

ROSSI-SANTOS, M. R.; NETO, E. S.; BARACHO, C. G.; CIPOLOTTI, S. R.; MARCOVALDI, E.; ENGEL, M. H. 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*, v. 65, n. 4, p. 667-673, 2008.

SIMMONDS, M. P. The meaning of cetacean strandings. *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique Biologie*, v. 67, p. 29-34, 1997.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. *Modern Applied Statistics with S*. New York, NY: Springer, 2010. p. 495.

WARD, E.; ZERBINI, A. N.; KINAS, P. G.; ENGEL, M. H.; ANDRIOLO, A. Estimates of population growth rates of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the wintering grounds off the coast of Brazil (Breeding Stock A). *International Whaling Commission 58^o Meeting*, v. SC/58/SH14, 2006.

WEDEKIN, L. L.; ENGEL, M. H.; AZEVEDO, A.; KINAS, P. G.; ANDRIOLO, A.; SIMÕES-LOPES, P. C. Density and abundance of the humpback whale in the Brazilian breeding ground (stock A): aerial survey, 2008. *International Whaling Commission 62^o Meeting*, v. SC-62-SH-28, 2010.

WEDEKIN, L. L. *Ecologia populacional da baleia jubarte (Megaptera novaeangliae Borowski, 1871) em sua área reprodutiva na costa do Brasil, Oceano Atlântico Sul*. 2011. 152f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2011.

WILLIAMS, R.; HEDLEY, S. L.; HAMMOND, P. S. Modeling distribution and abundance of Antarctic baleen whales using ships of opportunity. *Ecology and Society*, v. 11, n. 1, 2006. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/art1/>> Acesso em: 10/04/2013.

WILLIAMS, R.; GERO, S.; BEJDER, L.; CALAMBOKIDIS, J.; KRAUS, S.D.; LUSSEAU, D.; READ, A.J.; ROBBINS, J. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conservation Letters*, v. 4, p. 228-233, 2011.

ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; ROCHA, J. M.; SIMÕES-LOPES, P. C.; SICILIANO, S.; PIZZORNO, J. L.; WAITE, J. M.; DEMASTER, D. P.; VANBLARICOM, G. R. Winter distribution and abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off northeastern Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, v. 6, p. 101-107, 2004.