

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA APLICADA AO
MANEJO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

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)

Maria Luiza Motta Pacheco de Godoy

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Ecologia e Conservação da Biodiversidade).

Juiz de Fora, Minas Gerais
Março de 2007

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA APLICADA AO
MANEJO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

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)

Maria Luiza Motta Pacheco de Godoy

Orientador: Prof. Dr. Artur Andriolo
Co-orientador: Prof. Dr. Paul Gerhard Kinas

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Ecologia e Conservação da Biodiversidade).

Juiz de Fora, Minas Gerais
Março de 2007

Pacheco de Godoy, Maria Luiza Motta

Estudo das taxas reprodutivas e capturabilidade de baleias jubarte *Megaptera novaeangliae* (BOROWSKI, 1781; CETACEA: MYSTICETI), em sua principal área de concentração para reprodução na costa brasileira (Banco dos Abrolhos, Bahia, Brasil) / Maria Luiza Motta Pacheco de Godoy. – 2007
124 p.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) –
Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora.

1. Baleias. I. Título

AGRADECIMENTOS

AGRADEÇO À VIDA, POR TER ME DADO ESSE PRESENTE, QUE FOI O MESTRADO NA UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA. OS ORIENTADORES ARTUR E KINAS, OS AMIGOS, O APRENDIZADO E O DESENVOLVIMENTO PESSOAL, O PARQUE QUE É O CAMPUS, COM TODO O VERDE, O LAGO E O GRAMADO, A SATISFAÇÃO PESSOAL POR TER APRENDIDO TANTO, TUDO ISSO CONTRIBUIU PARA QUE ESSE FOSSE COM CERTEZA UM GRANDE MOMENTO.

AGRADEÇO ESPECIALMENTE AO MEU ORIENTADOR, ARTUR ANDRIOLO, POR TER ME APOIADO DURANTE TODA ESSA JORNADA, DADO TANTOS EXEMPLOS, COM A SUA POSTURA, DE QUE DEVEMOS CONSTRUIR, DE QUE PODEMOS NOS APERFEIÇOAR. OBRIGADA PELA AJUDA, PELAS SUGESTÕES, PELA DEDICAÇÃO QUE VOCÊ OFERECE AOS ALUNOS SEMPRE. AGRADECIMENTOS ESPECIAIS TAMBÉM AO MEU CO-ORIENTADOR, QUE TANTO COLABOROU COM ESTE TRABALHO, PAUL KINAS. AGRADEÇO O CARINHO, PACIÊNCIA, DISPONIBILIDADE E RESPEITO. TENHA A CERTEZA DE QUE A SUA AJUDA EM MUITO CONTRIBUIU PARA O MEU CRESCIMENTO. E EM ESPECIAL, OBRIGADA PELA AMIZADE DE VOCÊS DOIS. ELA FOI E CONTINUARÁ SENDO MUITO IMPORTANTE.

AGRADEÇO À MINHA FAMÍLIA, MÃE, PAI, DU E MAGÚ. AOS AMIGOS QUE ESTIVERAM COMIGO NESSA CAMINHADA. À GAIA, REQUIN, ACQUA E TRÓIA, PELO COMPANHEIRISMO E POR ME ENSINAREM A AMAR CADA VEZ MAIS OS ANIMAIS. AO VAL, ETERNO PADRINHO DOS CACHORROS, QUE CUIDA

DELES COM TANTA DEDICAÇÃO. OBRIGADA A VOCÊ E BEA PELA AMIZADE.

À MARCIA, SANDRA, FERNANDO, MILTON E TODOS OS AMIGOS DO IBJ, UM GRANDE ABRAÇO E OBRIGADA POR TUDO.

AOS MEUS NOVOS E GRANDES AMIGOS DO MESTRADO, MONICA, CLAUDIM, CAÍQUE, LILI, ZÉ CARLOS, E TODOS OS COMPANHEIROS NESSA CAMINHADA. OBRIGADA PELOS MOMENTOS DE ALEGRIA, PELA AJUDA, POR TUDO.

AGRADEÇO ESPECIALMENTE À TERCIA VARGAS PELA GRANDE AJUDA NA REVISÃO DOS TEXTOS, À MARINA GUIMARÃES E, CLARO, O GATO VESGO PILEK, MINHA NOVA FAMÍLIA EM JUIZ DE FORA.

SINCEROS AGRADECIMENTOS TAMBÉM AO DR. ROBERTO GAMA ALVES, DA UFJF, E AO DR. EDUARDO SECCHI, PELAS CONTRIBUIÇÕES DURANTE O TRABALHO E PELA DISPONIBILIDADE EM FAZER PARTE DA BANCA.

À UNIVERSIDADE ESTADUAL DE JUIZ DE FORA, FABIO ROLAND E JOSE CARLOS LOURES, DO MESTRADO EM ECOLOGIA APLICADA AO MANEJO DOS RECURSOS NATURAIS, AO INSTITUTO BALEIA JUBARTE, CETACEAN SOCIETY INTERNATIONAL, PETROBRAS E CAPES – COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO PESSOAL DE NÍVEL SUPERIOR, PELA CONCESSÃO DA BOLSA DE ESTUDOS.

SUMÁRIO

	<i>Página</i>
RESUMO.....	<i>vi</i>
ABSTRACT.....	<i>vii</i>
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. METODOLOGIA.....	28
3. RESULTADOS.....	45
4. DISCUSSÃO.....	64
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	77
ANEXO I.....	102
ANEXO II	103

RESUMO

A caça comercial desenvolvida no início do século XX dizimou populações de baleias jubarte (*Megaptera novaeangliae*) em muitas regiões do oceano Antártico, entre elas os arredores da ilha Geórgia do Sul. Recentemente, este local foi confirmado como destino migratório das jubartes que se concentram no banco dos Abrolhos, situado entre a Bahia e Espírito Santo, durante a estação de reprodução. Embora em fase de crescimento populacional, este estoque pode apresentar sobrecargas ecológicas tais como alterações na taxa de nascimentos em consequência da intensa exploração a que foram submetidos. Este estudo objetivou o levantamento de informações a respeito das taxas brutas de nascimento e de fertilidade de baleias jubarte entre os anos de 1992 e 2003. Como parte desse trabalho, informações sobre comportamento e composição social de animais foto-identificados entre 1989 e 2003, foram relacionadas à probabilidade de captura dos indivíduos. Seus efeitos nas análises de Marcação e Recaptura também foram considerados. O teste G revelou diferenças significativas entre as taxas brutas de nascimento ao longo dos anos, tanto para os registros de foto-identificação (Média = $0,054 \pm 0,012$; $p < 0,001$) quanto para as informações provenientes de observações a bordo de cruzeiros de pesquisa (Média = $0,192 \pm 0,05$; $p < 0,001$). Já as taxas de fertilidade se mostraram semelhantes ao longo de todo o período de estudo (Média = $0,87 \pm 0,12$; $p > 0,05$). Este trabalho identificou diferenças significativas na probabilidade de captura por fotografia dos indivíduos de acordo com o *status* reprodutivo ($H = 25,01$; $p = 0,003$). A capturabilidade também diferiu em relação ao número de componentes de um grupo, onde associações de até três indivíduos apresentaram probabilidade de captura significativamente maior em relação aos grupos compostos por mais de quatro indivíduos ($U = 16$; $p < 0,05$). Os resultados aqui identificados revelaram que a maior probabilidade de captura no banco dos Abrolhos se dá em grupos constituídos por três adultos, o que difere de outras áreas de reprodução como *Silver Bank*, no oceano Atlântico norte, onde os solitários apresentaram maior capturabilidade.

Palavras-chave: baleia jubarte, foto-identificação, ecologia reprodutiva, capturabilidade.

ABSTRACT

The commercial whaling developed during the XX century dizimated many humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) populations of Southern Hemisphere. One of them, found around South Georgia Island, is known to migrate to the Brazilian coast during the breeding season. The intense past exploration have resulted in ecological trends such as changes in reproductive rates. Photo-identification and ship surveys conducted at Abrolhos Bank from 1989 to 2003 were analyzed with the main goal to evaluate how these values are changing over the years. The crude birth rate differed significantly by year (Cruise surveys: Mean = $0,192 \pm 0,05$; *G Test*, $p < 0,001$ / Photo-identification: Mean = $0,054 \pm 0,012$; *G Test*, $p < 0,001$). Nevertheless, the calving rate showed no significant differences by year (Mean = $0,87 \pm 0,12$; *G Test*; $p > 0,05$). This study verified significant differences in catchability related to the reproductive status ($H = 25,01$; $p = 0,003$) and number of individuals composing a group. Associations with three or less individuals showed higher catchability compared to groups composed by four and more animals ($U = 16$; $p < 0,05$). The highest probability of a whale from Abrolhos Bank be photo-identified was in a group composed by three adults.

Keywords: humpback whale, photographic identification, reproductive ecology, *Megaptera novaeangliae*, Abrolhos Bank.

1. INTRODUÇÃO

Populações de plantas e animais foram influenciadas pelas atividades humanas em um grau sem precedentes a partir do século XX. A crise mundial decorrente dessas interferências acarretou na classificação dos efeitos antropogênicos como a sexta extinção em massa (CONSTANZA *et al.*, 1997). Muitos recursos financeiros e tecnológicos estão sendo aplicados atualmente na tentativa de monitorar os impactos sobre os ecossistemas e sua capacidade de recuperação. Seus efeitos, entretanto, são difíceis de avaliar em um curto espaço de tempo.

Dentre os animais que sofreram intensas pressões exploratórias, baleias de barbatana tornaram-se alvo do interesse comercial de diversos países ao longo da história. Estes grandes mamíferos tiveram seus estoques dizimados pela caça comercial que se desenvolveu na Antártica a partir de 1904 (CHITTLEBOROUGH, 1965). Calcula-se que cerca de 2 milhões de baleias tenham sido caçadas na região, resultando em declínio a frações quase insignificantes do imenso estoque original do oceano Austral, incluindo as protegidas e já depletadas baleias franca (*Eubalaena australis*), jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e azul (*Balaenoptera musculus*) (CLAPHAM *et al.*, 1999 a).

Sabe-se que populações em fase de recuperação após uma severa redução no número de indivíduos podem adquirir sobrecargas ecológicas que contribuam para uma maior vulnerabilidade (O'BRIEN & EVERMANN, 1988), acarretando em mudanças estocásticas como alterações na proporção sexual e na taxa de nascimentos (GILPIN & SOULÉ, 1986). Desta maneira, processos demográficos como flutuações nas taxas de sobrevivência, reprodução e dispersão, constituem as causas mais conhecidas de variações no tamanho populacional. A proporção de indivíduos que reproduzem torna-se, então, um importante determinante da taxa de crescimento populacional (NICHOLS, 1992). Uma das principais fontes de informação provém de registros de animais identificados individualmente (SHEFFERSON *et al.*, 2001) que, além de fornecerem informações básicas para a caracterização de um sistema, como estimações de tamanho populacional, viabilizam também o conhecimento das taxas, processos e mecanismos que influenciam as variações no tamanho de um dado estoque.

Na maioria dos mamíferos, as fêmeas são responsáveis pelo cuidado com a cria. Portanto, seguindo-se estas fêmeas, pode-se determinar se elas atingiram a

maturidade sexual, a frequência com que reproduzem e o número de filhotes gerados. Sendo assim, a inferência do número de fêmeas reprodutivas em uma população consiste de informação básica para um melhor conhecimento de sua dinâmica ao longo do tempo (BROWN *et al.*, 1995). Neste contexto, não é surpreendente que estudos dos parâmetros demográficos tenham se desenvolvido consideravelmente nestes últimos quarenta anos (CASWELL, 2001), fornecendo informações relevantes sobre a capacidade de recuperação de uma população após depleção (BROOKS *et al.*, 2006).

Entre as técnicas adotadas em estudos de ecologia de populações e comunidades, a Marcação e Recaptura é geralmente indicada na estimação do tamanho populacional de organismos altamente móveis como é o caso das baleias jubarte e outros mamíferos marinhos. Alguns autores descreveram o método detalhadamente e sua aplicação em diferentes situações (*e.g.* OTIS *et al.*, 1978, POLLOCK *et al.*, 1990). Dada a dificuldade de levantamento de informações sobre esses animais aquáticos e de vida livre, uma das efetivas ferramentas adotadas consiste na foto-identificação, ou seja, a marcação individual por fotografia (KATONA & WHITEHEAD, 1981).

Desde o desenvolvimento desta técnica em meados dos anos 70, um esforço considerável vem se desenvolvendo com a finalidade de incrementar o conhecimento sobre os estoques de baleias-jubarte ao redor do mundo. Estudos de longo prazo têm acumulado um grande volume de dados, principalmente nos oceanos Pacífico e Atlântico norte (HAMMOND *et al.*, 1990). Seus resultados têm embasado discussões sobre política de conservação da espécie em suas várias áreas de ocorrência (DARLING & JURASZ, 1983; BAKER *et al.*, 1987; CLAPHAM & MAYO, 1987; CLAPHAM E MAYO, 1990; HAMMOND *et al.*, 1990; ALLEN *et al.*, 1994; BAKER, 1995; CALAMBOKIDIS *et al.*, 2001; GABRIELE *et al.*, 2001; JENNER *et al.*, 2001; STEVICK *et al.*, 2003).

Enquanto as maiores concentrações reprodutivas no Atlântico norte se encontram em águas da República Dominicana, em especial *Silver Bank*, *Navidad Bank* e *Samana Bay* (WHITEHEAD & MOORE, 1982; MATILLA & CLAPHAM, 1989; MATILLA *et al.*, 1994; SMITH *et al.*, 1999), o banco dos Abrolhos, localizado entre os estados da Bahia e Espírito Santo, é considerado seu equivalente no hemisfério sul, constituindo uma das principais áreas de reprodução da espécie no oceano Atlântico sul ocidental

(ENGEL, 1996; SICILIANO, 1997; FREITAS *et al.*, 1998; MARTINS *et al.*, 2001; ANDRIOLO *et al.*, 2006).

Nos últimos anos, os padrões de deslocamento e rotas migratórias dessa população começaram a ser esclarecidos. Zerbini *et al.* (2006) descreveram, através de telemetria satelital, o deslocamento de indivíduos entre o banco dos Abrolhos e a região das ilhas Geórgia do Sul e Sandwich do Sul. O resultado deste trabalho veio a ser o primeiro registro do deslocamento de baleias entre as duas áreas, comprovando o destino migratório, até então não esclarecido, desta população. Posteriormente, Stevick *et al.* (2006) registraram o pareamento fotográfico de uma baleia observada em 2004 nos arredores de Shag Rocks, proximidades da ilha Geórgia do Sul, que havia sido fotografada em Abrolhos em 2000. Esta área está sendo monitorada desde 1988 pelo Instituto Baleia Jubarte, uma Organização da Sociedade Civil, cujo objetivo principal é a conservação de cetáceos na costa brasileira. Embora as baleias jubarte tenham sido sistematicamente estudadas desde o início dos trabalhos, e estimativas de abundância tenham sido conduzidas como parte desses estudos (KINAS & BETHLEM, 1998; ANDRIOLO *et al.*, 2002, 2003, 2006,

2007; FREITAS *et al.*, 2004), as taxas reprodutivas não foram avaliadas.

Apesar de a Marcação e Recaptura por fotografia ser considerada menos intrusiva, já que não requer a manipulação para marcação e posterior soltura dos indivíduos no ambiente, sabe-se que pode ocorrer heterogeneidade na amostragem devido a respostas individuais. Esse fato viola um dos pressupostos necessários para a aplicação do método em algumas de suas versões básicas. Essas versões consideram que todos os indivíduos da população devem apresentar igual probabilidade de serem capturados. Desta forma, animais marcados em qualquer ocasião amostral devem possuir as mesmas chances de captura daqueles não marcados.

Entretanto, no estudo de populações naturais os pressupostos costumam ser violados, pois fatores como: 1. comportamento individual; 2. experiência prévia de captura, que pode induzir a atração ou evitação; 3. oportunidade desigual de captura devido a uma amostragem não randômica; podem acarretar diferenças nesta probabilidade (POLLOCK 1990). Embora variações individuais formem a base para algumas das mais interessantes questões em

ecologia e biologia evolutiva, essas diferenças podem resultar em problemas metodológicos.

Uma das origens de diferenças individuais que resultam em importantes conseqüências para o estudo da dinâmica populacional é o esforço reprodutivo. Se, em um determinado tempo t , alguns animais reproduzem e outros não, seria recomendado estimar a proporção de indivíduos nessas duas categorias dentro de uma população. Deve-se, então, considerar que diferentes comportamentos e padrões de atividade podem conduzir a diferentes probabilidades de captura de acordo com a condição reprodutiva dos indivíduos (NICHOLS *et al.*, 1994). Estes autores sugerem que os modelos padrão de marcação e recaptura (*e.g.* POLLOCK *et al.*, 1990; LEBRETON *et al.*, 1992; NICHOLS 1992) considerem a estratificação dos animais de acordo com seu *status* reprodutivo, conduzindo as análises separadamente para esses dois conjuntos.

Sendo assim, este estudo teve como objetivo obter informações a respeito das taxas reprodutivas das baleias jubarte que reproduzem no banco dos Abrolhos, bem como avaliar a probabilidade de captura por fotografia dos indivíduos desta população.

CARACTERIZAÇÃO DA ESPÉCIE

Assim como outros mysticetos ou rorquais, baleias jubarte (*Megaptera novaeangliae*) apresentam centenas de barbatanas constituídas de queratina, com a função de filtração. O corpo é quase totalmente negro com manchas brancas na região ventral, e a cabeça é achatada na parte superior e marcada por pequenos tubérculos arredondados (nódulos) com a presença de vibrissas de função sensorial (CLAPHAM *et al.*, 1999).

O padrão de pigmentação da superfície ventral da nadadeira caudal difere entre os indivíduos, o que permite identificar individualmente cada membro de uma população (KATONA & WHITEHEAD, 1981). Com isso, pode-se obter o registro de avistagens dos animais ao longo do tempo, fornecendo informações sobre migração, comportamento, organização social, uso de *habitat* e estimativas de parâmetros demográficos.

Os animais adultos podem atingir 16 metros de comprimento e pesar até 40 toneladas, embora o tamanho médio dos indivíduos adultos desta espécie seja 13 metros

(CLAPHAM 1996). Acredita-se atualmente que os grandes exemplares desta espécie tenham sido totalmente removidos durante a exploração comercial (CLAPHAM *et al.*, 1999). Como em todos os mysticetos, as fêmeas são cerca de um metro maiores que os machos (CLAPHAM 1996).

A gestação dura entre 11 e 12 meses, sendo que os filhotes iniciam o processo de desmame aos 6 meses de idade, tornando-se inteiramente independentes entre o final do primeiro e o segundo ano de vida (CLAPHAM E MAYO, 1990). Filhotes em ambos os hemisférios nascem com cerca de 4 metros de comprimento e uma tonelada de peso, atingindo entre 8 e 10 metros ao final do primeiro ano de vida (CLAPHAM *et al.*, 1999). Por este fato, o estudo das associações compostas por fêmeas e filhotes em áreas de reprodução permite uma afirmação segura desta categoria de grupo, já que a diferença entre um filhote nascido naquela temporada e um adulto é facilmente reconhecível (Figuras 01 e 02).



Figura 01. Fêmea de baleia-jubarte acompanhada de filhote neonato. O tamanho do filhote em seus primeiros meses de vida é visivelmente menor que o de um adulto, o que facilita a identificação da categoria de grupo “fêmea com filhote” (www.natgeo.com).



Figura 02. Fêmea de baleia jubarte observada no Banco dos Abrolhos e acompanhada de filhote neonato. A associação entre a mãe e o filhote dura até a temporada seguinte, quando o filhote se torna independente (Foto: Instituto Baleia Jubarte).

Em certas ocasiões, grupos de fêmeas com filhote são observados acompanhados de outros adultos. Esses acompanhantes são prováveis machos à espera de uma chance de cópula, já que a fêmea pode entrar em estro após o nascimento do filhote (CLAPHAM, 1996).

Dada a oposição sazonal dos hemisférios, os nascimentos ocorrem entre os meses de dezembro e abril no hemisfério norte (WHITEHEAD, 1981; MIKHALEV, 1997) e entre junho e outubro, apresentando um pico de ocorrências em agosto, no hemisfério sul (CHITTLEBOROUGH, 1965; CLAPHAM *et al.*, 1999). Segundo Martins *et al.* (2001) o pico de avistagens de indivíduos nos cruzeiros de pesquisa ao redor do Arquipélago dos Abrolhos se dá entre o fim de agosto e início de setembro.

Essa espécie apresenta ciclo reprodutivo sazonal bem marcado, sendo que a cópula e cria de filhotes ocorrem em águas de baixas latitudes durante o inverno (CHITTLEBOROUGH, 1965; DAWBIN, 1966; WHITEHEAD, 1981; CLAPHAM *et al.*, 1999). Embora existam divergências com relação à idade de maturidade sexual (CHITTLEBOROUGH, 1965; LOCKYEAR, 1984), estudos baseados em foto-identificação corroboram a hipótese de que esta é atingida com cerca de 5 anos (CLAPHAM E

MAYO, 1990). Também utilizando foto-identificação, Glockner-Ferrari e Ferrari (1985) descreveram a avistagem de um indivíduo do sexo masculino de aproximadamente 7 anos de idade engajado na competição por uma fêmea.

Os primeiros trabalhos (e.g. MATTHEWS, 1937) sugerem que o ciclo reprodutivo típico para jubartes seja de dois anos, embora certa percentagem de fêmeas venha conceber depois de uma ovulação pós-parto, gerando filhotes anualmente. Straley *et al.* (1994) registraram a sobrevivência de filhotes nascidos de uma mesma fêmea em anos consecutivos corroborando os primeiros estudos. Este estudo demonstrou que filhotes nascidos em ciclos anuais podem sobreviver até a chegada às áreas de alimentação e que ovulação pós-parto e concepção ocorrem na ausência de mortalidade neonatal.

Trabalhos posteriores confirmaram as primeiras suposições de Matthews (1937), registrando ciclos reprodutivos de dois a três anos como sendo o mais comum (CLAPHAM E MAYO, 1990), embora possa existir uma considerável variação individual, com intervalos se distribuindo entre um e cinco anos (DARLING E JURASZ, 1983; GLOKNER-FERRARI E FERRARI, 1984, 1985, 1990;

BAKER *et al.*, 1987; CLAPHAM E MAYO, 1987, 1990; PERRY *et al.*, 1990).

Quando em áreas de reprodução, os machos da espécie produzem complexas vocalizações, que por apresentarem rima e ritmo são definidas como canções (PAYNE & MCVAY, 1971). Essas canções evoluem a cada temporada e, ao fim de um período de cinco anos, estão totalmente modificadas. Como o 'canto' difere entre as populações, sendo especificamente desenvolvido pelos indivíduos de cada grupo reprodutivo em separado, torna-se possível o estudo do grau de intercâmbio entre os diferentes estoques. Durante a temporada reprodutiva os machos podem vocalizar como uma forma de atrair as fêmeas, além de enviar informações sobre seu volume pulmonar e, conseqüentemente tamanho, aos outros machos presentes na área (CLAPHAM 1996).

A organização social é caracterizada por grupos instáveis e pequenos (2 a 3 animais). Entretanto grandes grupos podem se formar temporariamente durante o comportamento alimentar ou de competição entre machos nas áreas de reprodução (CLAPHAM 1996) (Figura 03).



Figura 03. Grupo competitivo avistado em Abrolhos. Estas agregações são observadas durante a temporada reprodutiva, quando vários machos competem por uma fêmea em estro (Foto: Instituto Baleia Jubarte).

Como a maioria dos rorquais, baleias jubarte são migratórias e cosmopolitas (DAWBIN, 1966). O deslocamento anual entre as áreas de alimentação e reprodução é reconhecido como um dos maiores já registrados, sendo percorridas distâncias de até 8 mil km (STONE *et al.*, 1990).

Atualmente, considera-se a existência de 7 sub-populações de jubartes no hemisfério sul, uma das quais migra anualmente para o banco dos Abrolhos. Esta população é definida pela IWC (*International Whaling Commission* – Comissão Internacional Baleeira) como ‘estoque reprodutivo A’ (IWC, 1998). Os limites de

ocorrência dos diferentes estoques são importantes para estimar as alterações populacionais, identificar habitats críticos e determinar estratégias de conservação ao redor do mundo (BAKER *et al.*, 1994).

Os registros de avistamentos e encalhes na costa brasileira relatam observações desde o arquipélago de Fernando de Noronha (3° S) até o Rio de Janeiro (23 ° S) (LODI, 1994; SICILIANO, 1997; PIZZORNO *et al.*, 1998). Recentemente, Andriolo *et al.* (2006), identificaram o limite sul da área de concentração reprodutiva, que corresponde à região de Arraial do Cabo (23° S), no estado do Rio de Janeiro.

Embora o Gabão e águas adjacentes também sejam utilizados por esses animais durante os meses de inverno, estudos que envolveram comparações fotográficas (PACHECO DE GODOY *et al.*, 2004) e genéticas (POMILLA & ROSEMBAUN, 2005) entre os indivíduos que reproduzem no Brasil e na África não detectaram intercâmbio significativo entre as duas populações. Entretanto, movimentos de larga escala e o intercâmbio entre diferentes áreas de reprodução já foram descritos (CHITTLEBOROUGH, 1965; DARLING & JURASZ, 1983; DARLING & MCSWEENEY, 1985; BAKER *et al.*, 1986; PERRY *et al.*, 1990; DARLING & CERCHIO, 1993;

CALAMBOKIDIS, 1997; SALDEN *et al.* 1999). Darling & Sousa-Lima (2005) sugeriram a ocorrência de algum grau de contato entre indivíduos do Brasil e Gabão baseados em similaridades acústicas, porém não foi possível determinar se a transmissão dos componentes vocais ocorre nos locais de reprodução, alimentação ou durante a migração.

Esta migração é segregada por grupos: as fêmeas amamentando filhotes nascidos na estação reprodutiva anterior são as primeiras a deixar as áreas de alimentação, seguidas de animais imaturos, machos adultos, outras fêmeas (não prenhes e não lactantes) e, por último, as fêmeas prenhes (CLAPHAM, 1996). No retorno às águas frias, a ordem é inversa, sendo as fêmeas prenhes as primeiras a partirem e as acompanhadas de filhotes as últimas (CLAPHAM, 1996).

CONSERVAÇÃO

Assim como outros mamíferos marinhos, as baleias jubarte tiveram suas populações drasticamente reduzidas pela intensiva caça comercial no século XX. Somente nas estações de processamento da Ilha Geórgia do Sul, considerada a mais importante base baleeira do oceano Atlântico, cerca de 175 mil baleias, entre elas, jubartes, foram mortas entre os anos de 1904 e 1965 (MATHEWS, 1937). Por essa razão, acredita-se que a atividade tenha resultado em alterações na reprodução da espécie durante e após o período de exploração, já que houve remoção de indivíduos de todas as classes sexuais e de maturação (CLAPHAM & MAYO, 1987) (Figura 04).



Figura 04. Feto de baleia jubarte com aproximadamente três meses de vida em exposição no “*South Georgia Whaling Museum*”, Ilha Georgia do Sul (Foto: Marcos Rossi/ Instituto Baleia Jubarte).

Segundo Mackintosh (1965), a caça de baleias na Antártica se estabeleceu em 1904, quando as primeiras estações baleeiras foram implementadas na ilha Geórgia do Sul (Figuras 05 a 09). Entretanto, baleias do oceano Antártico foram também processadas em estações situadas na costa africana, Austrália, Nova Zelândia e Chile. Dentre as espécies exploradas comercialmente, as jubartes foram o primeiro alvo, sendo que já em 1912/1913 suas populações não podiam mais sustentar a caça em larga escala. Os novos alvos passaram então a ser baleias fin e azul (MIZROCH, 1983).



Figura 05. Baleia de barbatana sendo processada em uma das estações baleeiras da ilha Geórgia do Sul (Foto: *South Geórgia Whaling Museum*).



Figura 06. Processamento de um cachalote (*Physeter macrocephalus*) na ilha Georgia do Sul (Foto: *South Georgia Whaling Museum*).



Figura 07. Estações baleeiras na Baía de Grytvyken, centro de processamento de baleias caçadas no entorno da ilha Georgia do Sul (www.coolantartica.com).



Figura 08. Processamento de baleias em plena atividade em uma das várias estações da Ilha Geórgia do Sul (www.coolantartica.com).



Figura 09. Reservatórios para o armazenamento de óleo de baleia, Ilha Geórgia do Sul (foto: Instituto Baleia Jubarte).

Com a introdução de navios-fábrica (Figuras 10 a 12) durante a temporada de caça de 1925/1926, a exploração não se restringia mais às águas abrigadas das baías e enseadas, avançando em águas abertas. Os animais eram ali mesmo processados, não havendo mais a necessidade de retornar à terra firme. O total de capturas na Antártica variou de 10.000 indivíduos por ano em 1927/1928, subindo para 20.341 animais em 1928/1929, até chegar a 40.200 em 1930/1931, quando 41 navios-fábrica estavam trabalhando na região em colaboração com 232 barcos associados (IWS, 1958 *apud* MIZROCH, 1983).

Desde então, nações baleeiras como a Noruega e Reino Unido, manifestaram preocupação sobre os efeitos econômicos provenientes de um aumento na oferta de óleo como consequência da expansão da atividade. Este fato resultou na criação, em 1926, do *Comitê Internacional para a Proteção de Baleias*, na tentativa de regulamentar a caça comercial na Antártica. A partir desta data, as várias reuniões internacionais resultaram na criação da *Convenção Internacional para a Regulamentação Baleeira* em 1946, consistindo num primeiro passo para a criação da *Comissão Internacional Baleeira (International Whaling Commission – IWC)*.

Mesmo sob proteção da IWC desde 1966, continua havendo incerteza em relação ao *status* populacional atual de alguns dos estoques de jubartes explorados anteriormente. Em 1982 a IWC concordou em estabelecer uma moratória para a caça comercial de qualquer espécie de baleia, que se iniciaria após a temporada de 1985. Este acordo surgiu, em parte, devido a uma mudança na composição da Comissão. No início de sua criação, as nações participantes possuíam interesse na caça comercial. Nos últimos anos, uma grande parte dos países membros possui interesses divergentes daqueles de 1946.

Embora exista discordância em relação à exploração comercial, a cada ano aumenta o número de países que apóiam os baleeiros. Por outro lado, as nações a favor da conservação encontram-se engajadas na luta pela preservação absoluta de várias espécies de cetáceos (HOFMAN & BONNER, 1985). As divergências políticas na IWC parecem intermináveis, restando aos países a favor da conservação apoiar as pesquisas em suas regiões a fim de embasar as discussões internacionais.

Muitos mamíferos marinhos são migratórios e, portanto, de interesse e prioridade na política de conservação de diversos países em conjunto. Como espécie migratória, a baleia-jubarte está inserida na Convenção das Nações Unidas Sobre o Direito do Mar (*United Nations Convention on the Law of the Sea – UNCLOS*, 1982), que sugere a cooperação entre países para a conservação de cetáceos em suas Zonas Econômicas Exclusivas (ZEE) e em alto mar (Artigos 64 e 65). Outros documentos como a Convenção sobre Espécies Migratórias (CMS, 2004), categorizam-na como em perigo de extinção em toda, ou em significativa proporção, de sua distribuição.

No Brasil, essas baleias estão classificadas como vulneráveis segundo a Lista Oficial de Espécies da Fauna

Brasileira Ameaçadas de Extinção (IBAMA, 2003) e o Plano de Ação para os Mamíferos Aquáticos do Brasil, versão II (IBAMA, 2001).

Estimativas populacionais recentes resultaram em indicações de que um total de 6.251 indivíduos (CV = 0,16) compunham a população que reproduz em águas brasileiras em 2005 (ANDRIOLO *et al.*, 2006). Uma grande parte destes animais estava concentrada na área que compreende desde o norte da Bahia até o sul do Espírito Santo e que inclui o banco dos Abrolhos (ANDRIOLO *et al.*, 2006). Por sua vez, este número decresce em regiões mais ao norte, confirmando a importância do trecho Espírito Santo – Bahia como área de concentração durante a temporada reprodutiva. Para a região nordeste do país, Zerbini *et al.* (2004) estimaram 628 indivíduos (CV = 0.311).

Alves (2006), em seu trabalho pioneiro de avaliação da reação comportamental de jubartes em relação à fixação de transmissores satelitais implantáveis, ressaltou a preocupação crescente sobre bem-estar animal e sua importância nos estudos relacionados a mamíferos marinhos. Este autor destacou a necessidade de levantamento de informações a respeito dos impactos causados por experimentos, dado o pequeno número de publicações que

trataram do assunto até recentemente e à dificuldade de mensuração desses impactos em animais de vida livre. Entretanto, deve-se considerar que as decisões sobre as interações entre seres humanos e mamíferos marinhos são conduzidas em nível político (GALES *et al.*, 2003). A seu favor, está o fato de que estes animais são, em grande parte, considerados carismáticos, atraindo a atenção da opinião pública (ANDRIOLO, 1997).

O uso da ciência em políticas ambientais tem se mostrado uma das ferramentas fundamentais em questões de escala mundial, nacional ou local (FRANCIS *et al.*, 2005). Heazle (2004), entretanto, destaca a interferência de interesses políticos no uso da ciência, de acordo com as prioridades dos governos envolvidos.

Bearzi (2007) sugere que o público em geral apóie a ciência e os planos de ação existentes, na tentativa de promover a conservação marinha. Como o próprio autor discute, políticos e governos estão seriamente preocupados com os sinais demonstrados pelo eleitorado. Dessa forma, uma opinião pública representativa e preocupada, que possa cobrar sérias medidas mitigatórias por parte do governo, consiste em uma efetiva ferramenta na tentativa de conservação do ecossistema marinho. Assim sendo, somente

através do conhecimento dos valores éticos de uma sociedade, as estratégias de conservação poderão ser aplicadas com sucesso (ANDRIOLO, 2006).

Juntamente com o trabalho de divulgação para o público em geral, o incentivo a novas frentes de pesquisas e o monitoramento de longo prazo das espécies ameaçadas devem ser tratados como questão relevante, que contribua efetivamente nas decisões sobre políticas públicas, principalmente em países detentores de alta biodiversidade como é o caso do Brasil.

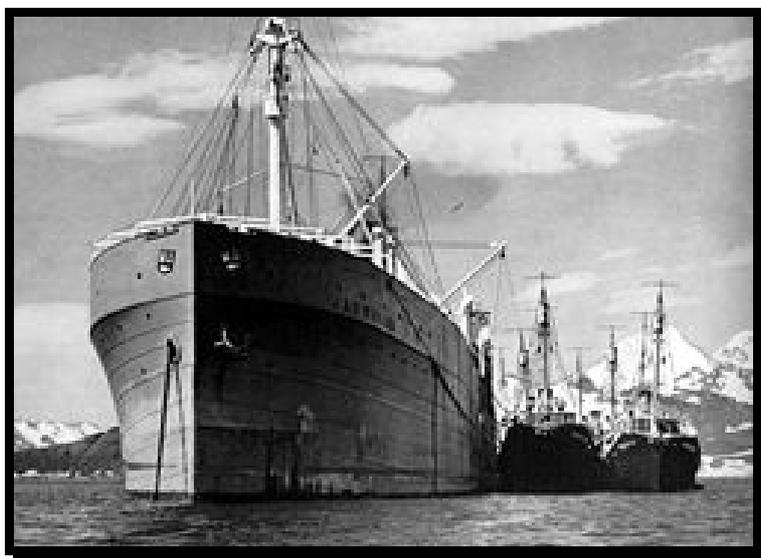


Figura 10. Navio-fábrica utilizado na caça de baleias na Antártica (www.coolantartica.com).

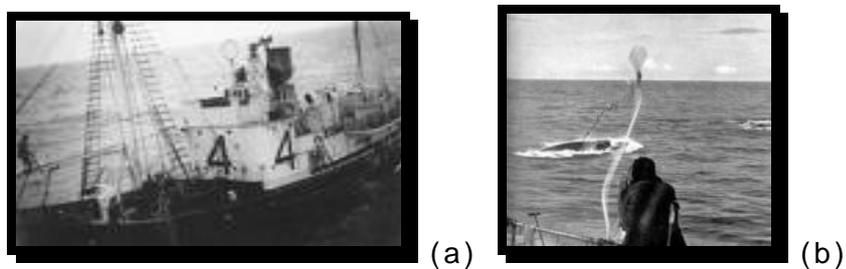


Figura 11. (a) e (b). Caça de baleias na Antártica
(www.coolantartica.com)



Figura 12. Equipamento para a marcação individual utilizado durante a “*Expedição Discovery*”, que investigou os padrões migratórios das grandes baleias no oceano Antártico (em exposição no *South Georgia Whaling Museum*, Ilha Georgia do Sul). Esta peça consistia de um tubo numerado de 23 x 1,5 cm, lançado por uma arma de ar comprimido, e que permanecia no animal até este ser abatido e processado nas bases baleeiras (Foto: Instituto Baleia Jubarte).

2. *METODOLOGIA*

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Banco dos Abrolhos é um alargamento da plataforma continental brasileira que tem seu limite sul na foz do Rio Doce (Lat.19°30´S), no Espírito Santo, e seu limite norte no município de Alcobaça (Lat. 16°40´S), na Bahia. Longitudinalmente este banco chega a medir na sua extensão máxima 190 km, entre as latitudes 13°40´ e 19°30´ W (CASTRO & MIRANDA, 1998). Pode-se dividir o Banco dos Abrolhos em duas regiões distintas geográfica e fisicamente: a parte Sul e a parte Norte. As duas porções têm como divisor o paralelo 18°10´ S, que passa ao sul da cidade de Mucuri, no extremo sul da Bahia.

A região abriga um dos mais importantes ecossistemas coralíneos do oceano Atlântico sul ocidental, incluindo as formações únicas conhecidas como chapeirões (LEÃO, 1982).

Esta área é freqüentada por baleias-jubarte durante a temporada reprodutiva, bem com outras espécies de cetáceos. Além de sua importância reconhecida devido às

características únicas dos chapeirões, a região é atualmente considerada a principal área de reprodução de jubartes no Oceano Atlântico sul ocidental. Esforços para a conservação da área estão sendo conduzidos por diversos grupos de pesquisa, entre eles, órgãos governamentais, universidades e organizações da sociedade civil.

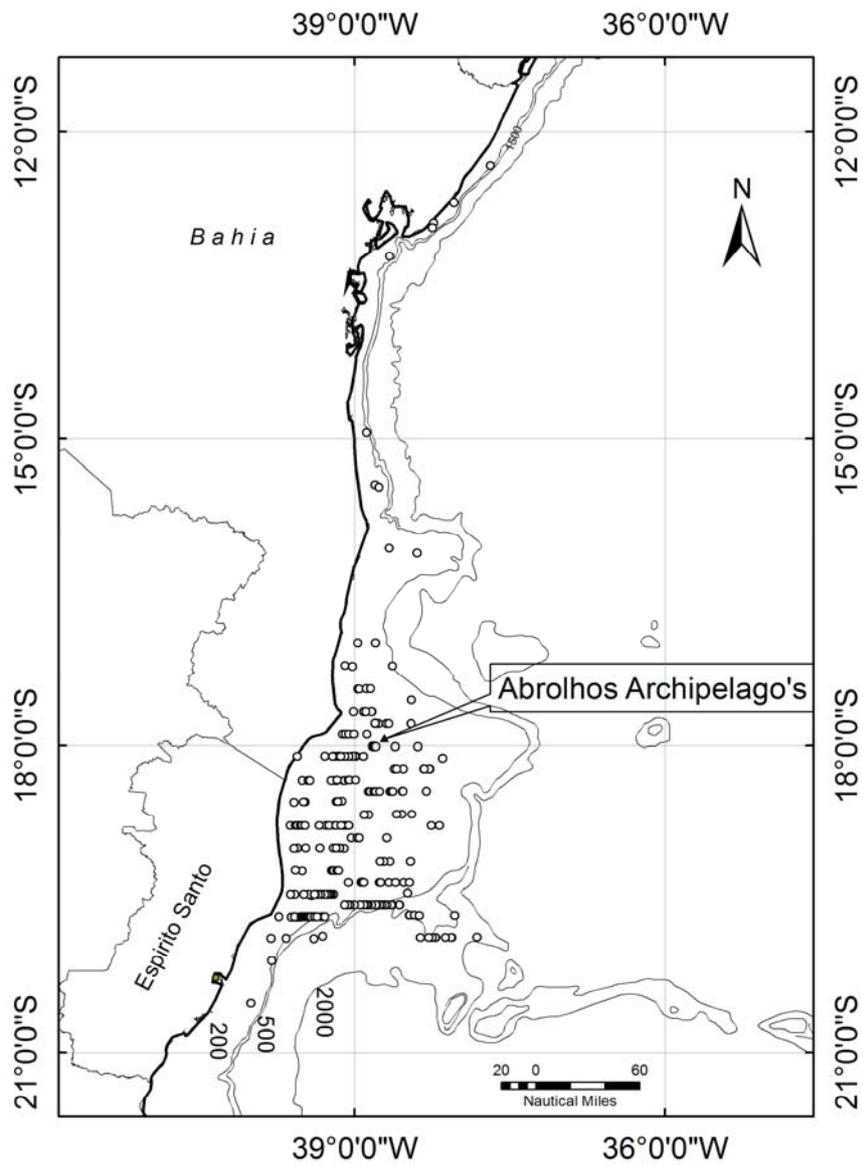


Figura 13. Mapa da distribuição de baleias jubarte nos estados da Bahia e Espírito Santo durante a temporada reprodutiva de 2001. Cada círculo representa um grupo de baleias observado durante o trabalho de estimação aérea. A área com maior número de ocorrências corresponde ao Banco dos Abrolhos (Extraído de ANDRIOLO *et al.*, 2007).

ANÁLISE DO ESFORÇO

Os registros utilizados para este estudo foram coletados pelo Projeto Baleia Jubarte de 1989 a 2003, com especial referência ao banco dos Abrolhos, Bahia, Brasil, considerado uma das mais importantes áreas de concentração para a reprodução da espécie no oceano Atlântico sul ocidental. As pesquisas foram conduzidas durante o período reprodutivo, que acontece anualmente durante o inverno e primavera, e que no hemisfério sul compreende os meses de julho a novembro.

De acordo com cada análise, um conjunto de dados baseado em registros anuais foi selecionado. Para os estudos com o uso de foto-identificação foram analisadas fotografias de nadadeiras caudais de jubartes obtidas no Banco dos Abrolhos entre 1994 e 2003. Neste caso, períodos anteriores não apresentavam recapturas suficientes para sua inserção nas análises. Já para as informações provenientes de observações a bordo de cruzeiros de pesquisa, o intervalo entre 1992 e 2003 foi adotado, enquanto que o

período de 1989 a 2003 forneceu o registro de indivíduos foto-identificados em mais de três ocasiões, possibilitando os estudos de capturabilidade.

Através do exame das anotações de campo e de fotografias, 62 fêmeas tiveram seu sexo determinado pela repetida associação próxima de um filhote, o que possibilitou o cálculo da taxa bruta de nascimento através de foto-identificação. Esta técnica, entretanto, requer que a fêmea seja sexualmente madura, ativa reprodutivamente e seja avistada no ano em que gerou um filhote. (BROWN *et al.*, 1995).

O trabalho de foto-identificação foi conduzido a bordo de embarcações destinadas especificamente para este fim. Juntamente com a fotografia da nadadeira caudal, foram coletadas informações sobre comportamento e amostras de pele e gordura para estudos genéticos e de poluentes, além de gravações de vocalização quando possível (Figuras 14 e 15). Entre 1988 e 1998 o trabalho era realizado a bordo de embarcações fretadas ou cedidas pelo IBAMA. Após este período, o barco Tomara, um *trawler* de 15 metros de comprimento foi doado pela Petrobras, patrocinadora oficial do Instituto, para a realização dos trabalhos. Três observadores eram designados para realizar a varredura da

área navegada: (1) o avistador de proa, que cobria os ângulos entre 45 graus a bombordo até os 45 graus a boreste, (2) o observador de bombordo, que realizava a varredura entre os ângulos entre 275 e 315 graus e, (3) o avistador de boreste, responsável por buscar os grupos localizados entre os ângulos 45 e 90 graus. Grupos encontrados em ângulos superiores a 90 graus foram ignorados para evitar a recontagem dos mesmos, já que deveriam ter sido detectados na posição anterior à proa da embarcação.

A partir do momento em que um grupo era avistado, independentemente de sua distância em relação à embarcação, iniciava-se a coleta de dados comportamentais. No momento da aproximação ao grupo, registrava-se a posição geográfica (latitude e longitude), data e hora da observação, número de indivíduos e composição do grupo, comportamento durante a aproximação, profundidade do local, além de características distintivas dos animais, como os diferentes padrões de distribuição de cores da nadadeira caudal (Anexo I). A definição de grupo foi adotada considerando-se um ou mais indivíduos separados por uma distância inferior ao correspondente a cinco vezes o tamanho de um adulto.

Na tentativa de minimizar o impacto de uma perseguição às baleias, determinou-se um período máximo de aproximação de 30 minutos para a foto-identificação, seguido de mais 15 minutos para a coleta de amostras de pele e gordura para estudos genéticos. Parâmetros meteorológicos como cobertura de nuvens (céu dividido em 8 partes e registro da percentagem total de nuvens que cobriam o céu), velocidade e direção do vento (em nós), visibilidade e turbidez da água, eram coletados no início e fim do trabalho e no meio do dia, aproximadamente às 13 horas.

A escolha das rotas era definida de acordo com as condições de navegação. Em geral, os cruzeiros tiveram a duração média de 4 dias, com expedições mais longas de 10 dias durante os trabalhos no sul do banco dos Abrolhos. Os trabalhos eram interrompidos quando condições de navegação e visibilidade (ventos superiores a 18 nós) dificultavam o trabalho. Nesses casos, devido ao risco de se perderem muitos grupos que poderiam estar no entorno da embarcação sem serem detectados, optava-se pela suspensão dos trabalhos. Em anos de grande ocorrência de frentes frias, realizava-se cruzeiros de pesquisa de menor

duração, como saídas diárias, a fim de otimizar a oportunidade de coleta de dados.

Geralmente o trabalho se iniciava em torno das 8 horas da manhã e era encerrado ao final da tarde, quando a pouca luz do ambiente impossibilitava o trabalho de fotografar os animais. A partir de 2003 foi implementada a fotografia digital utilizando-se equipamentos da marca Nikon modelo D70 com objetivas 300 mm.



Figura 14. Baleia jubarte em exposição caudal parada. Os padrões de coloração e marcas naturais observados na porção

ventral da nadadeira caudal permitem a identificação individual dos animais (Foto: Instituto Baleia Jubarte).



Figura 15. Aproximação do barco Tomara para a coleta de amostras para biópsia (Foto: Instituto Baleia Jubarte).

De acordo com Steiger & Calambokidis (2000) a seguinte terminologia foi adotada neste estudo:

Filhote: baleia de tamanho pequeno (5 metros aproximadamente), em seu primeiro ano de vida, que está próxima e em consistente associação com um indivíduo adulto (presumivelmente sua mãe) (CLAPHAM, 1992; STRALEY *et al.*, 1994; STEIGER & CALAMBOKIDIS, 2000).

Fêmea (mãe): baleia adulta em associação próxima a um filhote daquele ano.

Fêmea madura: fêmea avistada com filhote (baleia de tamanho aproximado de 5 metros de comprimento) em qualquer ano durante o estudo. Considerando-se o período de gestação entre 11 e 12 meses, as fêmeas foram categorizadas como maduras desde a temporada anterior ao primeiro ano em que estavam acompanhadas de filhotes. Para a análise de história de avistagens das fêmeas, foi assumido que posteriormente ao quarto ano após a primeira avistagem, essas baleias possuíam mais de cinco anos de idade, portanto seriam sexualmente maduras (CHITTLEBOROUGH, 1959; CLAPHAM & MAYO, 1987; CLAPHAM, 1992; STRALEY *et al.*, 1994; STEIGER & CALAMBOKIDIS, 2000).

TAXA BRUTA DE NASCIMENTO

Dois métodos foram adotados para a estimação das taxas reprodutivas. O primeiro foi baseado em avistamentos a bordo dos cruzeiros de pesquisa. A taxa bruta de nascimento foi calculada como a medida da proporção entre o número de filhotes avistados naquele ano dividido pelo total de baleias avistadas, incluindo os filhotes (CLAPHAM, 1992; STEIGER & CALAMBOKIDIS, 2000). Sendo:

$$\text{Taxa bruta de nascimento} = T_c / T_i ;$$

Onde: T_c = número de total de filhotes observados em uma temporada e,

T_i = número total de indivíduos observados naquela temporada, incluindo filhotes.

O segundo método, baseado na foto-identificação, foi estabelecido como a razão entre o número de fêmeas fotografadas acompanhadas de filhote e o número total de baleias foto-identificadas num ano (incluindo fêmeas com filhotes). Este número foi primeiramente calculado a cada ano e depois comparado entre os anos para a verificação de semelhanças entre eles (STEIGER & CALAMBOKIDIS, 2000).

$$\text{Taxa bruta de nascimento} = T_{mc} / T_{ids}$$

onde:

T_{mc} = número de total de fêmeas foto-identificadas acompanhadas de filhote naquele ano e,

T_{ids} = número total de indivíduos foto-identificados naquela temporada, incluindo fêmeas com filhote.

TAXA DE FERTILIDADE

Obtida através dos registros de indivíduos foto-identificados. O número de fêmeas fotografadas acompanhadas de filhote foi dividido pelo total de fêmeas maduras foto-identificadas em um mesmo ano. Sendo:

$$\text{Taxa de fertilidade} = T_{mc} / T_{mf}$$

onde:

T_{mc} = número de total de fêmeas foto-identificadas acompanhadas de filhote naquele ano e,

T_{mf} = número total de fêmeas sexualmente maduras.

Uma fêmea foi considerada madura a partir do ano de sua primeira prenhez conhecida (ano anterior à primeira avistagem desta fêmea acompanhada de filhote).

Este método é descrito em Clapham & Mayo (1990) como *Maximum Calving Rate*. No caso de animais que foram avistados com filhote tardiamente no registro de indivíduos foto-identificados, considerou-se que uma fêmea atingiu a maturidade sexual a partir do quinto ano de sua primeira inserção no catálogo (CHITTLEBOROUGH, 1959; CLAPHAM & MAYO, 1987; CLAPHAM, 1992; STRALEY *et al.*, 1994; STEIGER & CALAMBOKIDIS, 2000).

INFERÊNCIA ESTATÍSTICA

Aplicou-se o *Teste G* (SOKAL & ROHLF, 1994) a fim de verificar se os resultados das taxas reprodutivas diferiram significativamente entre os anos. Toda vez que um ano era removido da análise, o teste era recalculado. Isto se deve ao fato de o *Teste G* se basear em taxas globais para o cálculo da frequência esperada.

Considerando que nem a foto-identificação nem a aproximação durante os cruzeiros de pesquisa possibilitam o levantamento de informações sobre o sexo ou *status* reprodutivo dos indivíduos, optamos por conduzir análises sobre as taxas brutas de nascimento extraíndo a categoria de grupo *solitários* (avistados entre julho e setembro). Estes testes se justificam pela incerteza gerada pela ausência de informações sobre o *status* reprodutivo desta categoria de grupo.

A fim de minimizar os riscos de se obter um resultado pouco confiável causado pela identificação equivocada do *status* reprodutivo de solitários, optamos por

verificar se a extração dessa categoria de grupo resultaria em diferenças significativas.

Foram então calculadas taxas anuais para dois conjuntos de dados, sendo um deles composto por todas as composições de grupo observadas e outro conjunto sem a categoria *solitários*. Estes testes foram realizados tanto com os registros provenientes das observações em cruzeiros de pesquisa quanto com os registros de foto-identificações.

Um total de 405 indivíduos solitários observados nos cruzeiros de pesquisa entre julho e setembro (de 1992 a 2003) foram excluídos do conjunto amostral para a comparação entre as taxas brutas de nascimento. Cálculo semelhante foi conduzido para a taxa bruta de nascimento através de foto-identificação, quando 67 indivíduos solitários capturados entre julho e setembro foram extraídos do conjunto total de indivíduos foto-identificados. A comparação entre as duas categorias (conjunto total *versus* conjunto sem os solitários) se deu com o auxílio do teste de *Wilcoxon Signed Rank* (WILCOXON, 1945).

Para as análises de capturabilidade, o registro de 42 indivíduos foto-identificados em mais de três ocasiões (entre 1989 e 2003) foram associados ao número de animais ou à categoria de grupo a qual pertenciam, a fim de verificar

se a probabilidade de captura varia de acordo com o número de indivíduos ou composição social.

Calculou-se uma taxa relativa das diferentes composições de grupo em que o indivíduo foto-identificado foi observado ao longo de seu histórico de avistagens, em relação ao seu total de registros. Por exemplo, se o animal # 1369 foi observado em quatro ocasiões e, em duas delas estava acompanhado de mais um adulto, considerou-se que este indivíduo foi observado na composição de grupo “dupla” em 50% das ocasiões de captura. Análise semelhante foi conduzida adotando-se como referência o número de indivíduos presentes em um dado grupo. A comparação entre as categorias foi realizada com o auxílio do Teste de *Friedman* (FRIEDMAN, 1937).

Os cálculos do *Teste G* foram realizados com o auxílio do programa *Microsoft® Office Excel 2003*. As demais análises estatísticas foram conduzidas no programa *XLSTAT versão 7.1*.

3. RESULTADOS

TAXAS BRUTAS DE NASCIMENTO BASEADAS EM AVISTAGENS

Entre 1992 e 2003 as taxas reprodutivas baseadas em avistagem variaram de 0,140 a 0,303 (Média = $0,192 \pm 0,05$) (Tabela 01). Estas taxas diferiram significativamente entre os anos (*Teste G*, $p < 0,001$). Por esse motivo, foram criados dois subconjuntos para os anos que apresentavam semelhanças entre si (*conjunto 1*: 1993, 1995, 1996 e 1997 e *conjunto 2*: 1994, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002 e 2003).

Pelo fato de 1994 ter diferido significativamente dos anos do primeiro conjunto e se mostrado semelhante aos anos do segundo conjunto, foi agrupado a este último (Anexo II).

Mesmo extraíndo-se o ano de 1992, que apresentou a taxa bruta de nascimento mais alta (Tabela 01), os resultados de comparação entre todos os anos apontaram que as diferenças foram significativas (*Teste G*, $p < 0,001$).

Tabela 01. Taxas brutas de nascimento (foto-identificação e avistagens) e taxa de fertilidade de baleias jubarte que reproduzem no Banco dos Abrolhos (de 1992 a 2003).

Ano	Taxa bruta de nascimento (Avistagem)			Taxa bruta de nascimento (Foto-id)			Taxa de fertilidade	
	Total de filhotes	Total de avistagens	Taxa	Mães photo-ids	Total foto-ids	Taxa	Fêmeas maduras foto-ids	Taxa
1992	40	132	0,303	X	x	X	x	X
1993	55	266	0,207	X	x	X	x	X
1994	73	377	0,194	2	50	0.040	2	0.667
1995	103	491	0,210	3	89	0.022	4	0.500
1996	174	709	0,245	10	105	0.095	10	0.909
1997	152	732	0,208	10	143	0.070	12	0.769
1998	115	686	0,168	6	231	0.022	9	0.625
1999	115	701	0,164	4	166	0.024	5	1.000
2000	144	945	0,152	3	229	0.004	3	1.000
2001	133	880	0,151	11	214	0.056	12	0.923
2002	112	670	0,167	10	181	0.061	10	1.000
2003	113	809	0,140	3	197	0.015	3	0.750
Total	1329	7398	0,180*	62	1605	0,042**	70	0,842***
Média	110,8	616,5	0,192	6,2	160,5	0,054	7,00	0,814
SD	39,3	249,0	0,05	3,7	62,4	0,012	3,97	0,18

* Taxa global (avistagem) = N° total de filhotes / N° Total de indivíduos;

** Taxa global (foto-id) = N° mães ids / N° total de identificações;

*** Taxa global (fertilidade) = N° total de mães ids / N° total de fêmeas maduras.

A taxa bruta de nascimento apresentou maiores valores (Média = $0,217 \pm 0,02$) para o primeiro conjunto (1993, 1995, 1996 e 1997) quando comparada ao segundo conjunto de anos (1994, 1998 a 2003) (Média = $0,157 \pm 0,01$).

Um total de 405 indivíduos desacompanhados e observados entre julho e setembro (de 1992 a 2003), foram excluídos do conjunto amostral (Tabela 02). Comparou-se, então, a taxa bruta de nascimento obtida para o conjunto constituído por todas as categorias de grupo, com o conjunto em que os animais solitários foram extraídos. A exclusão deste grupo não apresentou diferenças significativas quando comparada aos resultados do conjunto total (incluindo solitários) (Teste de *Wilcoxon*, $Z = -1,883$; $p > 0,05$) (Anexo II).

Tabela 02. Taxas brutas de nascimento através de avistagem (de 1992 a 2003). As análises aqui representadas correspondem aos conjuntos compostos por todas as categorias de grupo e sem os solitários..

Ano	Taxa bruta de nascimento (todas as composições de grupo)	Taxa bruta de nascimento (sem solitários)
1992	0,303	0.3226
1993	0,207	0.2183
1994	0,194	0.1441
1995	0,210	0.2092
1996	0,245	0.2426
1997	0,208	0.2087
1998	0,168	0.1811
1999	0,164	0.1797
2000	0,152	0.1609
2001	0,151	0.1612
2002	0,167	0.1750
2003	0,140	0.1493
Taxa global	0,180	0.181
Média	0,192	0.196
SD	0,05	0.05

O teste de *Friedman* apontou diferenças significativas entre a taxa bruta de nascimento obtida para a temporada como um todo (aqui definida como *taxa anual*) e as taxas referentes aos meses de setembro, outubro e novembro (*Friedman*, $p < 0,0001$). Desta maneira, comparou-se separadamente cada taxa mensal com a taxa anual para verificar se algum dos meses se assemelharia à taxa anual (Teste de *Wilcoxon*). Setembro ($Z = 2,666$; $p < 0,05$), outubro ($Z = 2,666$; $p < 0,05$) e novembro ($Z = 2,666$; $p < 0,05$) diferiram da taxa anual (Tabela 03, Figuras 16 e 17). Entretanto o intervalo entre 15 de agosto a 15 de setembro (de 1995 a 2003) não apresentou diferenças significativas quando comparado à taxa bruta de nascimento anual ($Z = 0,420$; $p > 0,05$) (Tabela 04).

Tabela 03. Taxa bruta de nascimento ao longo dos meses para o banco dos Abrolhos (de 1992 a 2003).

Ano	Taxa Anual	Setembro	Outubro	Novembro
1992	0,303	0.3810	0.5714	0.3333
1993	0,207	0.2273	0.2500	0.3023
1994	0,194	0.3284	0.3333	0.3077
1995	0,210	0.2590	0.2527	0.4333
1996	0,245	0.3190	0.3000	0.3864
1997	0,208	0.3006	0.3187	0.3571
1998	0,168	0.2832	0.2870	0.3939
1999	0,164	0.2264	0.2045	0.3273
2000	0,152	0.1956	0.2542	0.3684
2001	0,151	0.2611	0.2128	0.3043
2002	0,167	0.1471	0.2547	0.3014
2003	0,140	0.1500	0.3115	0.2211
Taxa global	0,180	0.2456	0.2587	0.3344
Média	0,192	0.2566	0.2960	0.336
SD	0,05	0.0714	0.0960	0.0560

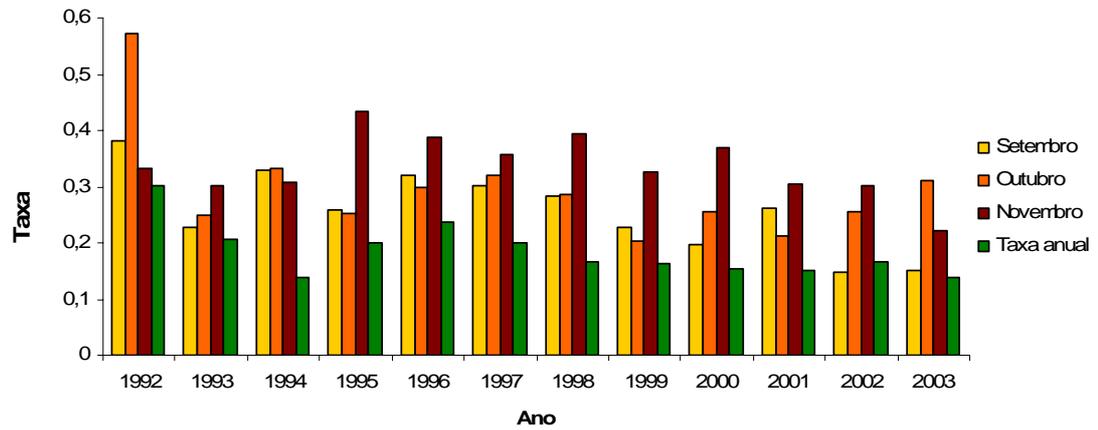


Figura 16. Taxas brutas de nascimento (obtidas através de avistagens) ao longo dos meses no Banco dos Abrolhos (de 1992 a 2003).

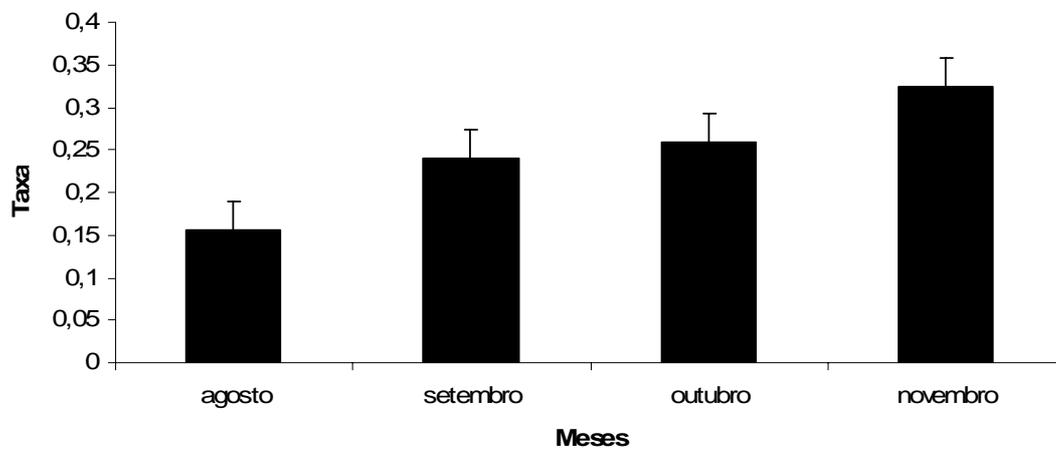


Figura 17. Taxa bruta média de nascimento através de avistagens ao longo dos meses (1995 a 2003).

Tabela 04. Comparação entre a taxa bruta do conjunto formado pela segunda quinzena de agosto e primeira quinzena de setembro e a taxa bruta anual no banco dos Abrolhos.

Ano	Taxa agosto / setembro	Taxa anual
1995	0,193	0,210
1996	0,219	0,245
1997	0,192	0,208
1998	0,199	0,168
1999	0,184	0,164
2000	0,139	0,152
2001	0,142	0,151
2002	0,194	0,167
2003	0,126	0,140
Média	0,176	0,178
SD	0,032	0,035

A tabela 05 representa a comparação entre os resultados obtidos neste estudo e as taxas brutas de nascimento encontradas em outras áreas de concentração da espécie.

Tabela 05. Taxas brutas de nascimento através de avistagens encontradas em áreas de ocorrência de baleias jubarte.

Área	Taxa bruta de nascimento (avistagens)	Fonte
Banco dos Abrolhos, Brasil	0,186	Presente estudo NISHIWAKI (1959) <i>apud</i> CLAPHAM & MAYO (1987)
Ilhas Ryukyu (Japão)	0,40	
Oceano Pacífico (NW)	0,43	RICE (1963)
Austrália (SW)	0,37	CHITTLEBOROUGH (1965)
Oceano Atlântico (NW)	0,57	MITCHELL (1974)
Stellwagen Bank (Atlântico Norte)	0,075	CLAPHAM & MAYO (1987)
Stellwagen Bank (Atlântico Norte)	0,079	CLAPHAM & MAYO (1990) STEIGER & CALAMBOKIDIS (2000)
California	0,036	
Australia (costa leste)	0,417	KAUFMAN <i>ET AL.</i> (2006)

TAXAS BRUTAS DE NASCIMENTO BASEADAS EM FOTO-IDENTIFICAÇÃO

Os registros de 1.605 indivíduos foto-identificados entre 1994 e 2003 foram analisados para os cálculos de taxa bruta de nascimento através de foto-identificação. Deste total, 62 deles constituíam de avistamentos confirmados de fêmeas acompanhadas de filhote em pelo menos uma das observações.

Calculou-se primeiramente as taxas brutas de nascimento a cada ano (de 1994 a 2003), que variaram entre 0,04 e 0,095 (Média = $0,054 \pm 0,012$) (Tabela 01). Foram identificadas diferenças significativas na comparação entre as taxas anuais (*Teste G*, $p < 0,001$).

Como 1996 apresentou uma taxa bruta de nascimento muito elevada em comparação aos outros anos (Tabela 01), o que elevou o valor de *G*, optamos por excluí-lo das análises (Anexo II) a fim de verificar se o resultado do teste *G* estaria sendo influenciado por esta taxa.

Foram criados então, subconjuntos de anos que apresentavam taxas semelhantes (1994+1995, 1997, 2001, 2002) (Média = $0,06 \pm 0,006$) (*Teste G*, $p > 0,05$) e (1998, 1999, 2000 e 2003) (Média = $0,02 \pm 0,008$) (*Teste G*, $p > 0,05$) (Anexo II). A frequência esperada nos anos de 1994 e 1995 apresentou valores inferiores a cinco, o que não é indicado para os cálculos do *Teste G*, portanto foram agrupados (Anexo II).

A comparação entre as taxas brutas do conjunto composto por todos os indivíduos identificados incluindo os solitários e do conjunto em que os solitários foram excluídos, apresentou diferenças significativas ($Z = -2,611$; $p < 0,05$) (Tabela 06).

Tabela 06. Comparação entre as taxas brutas de nascimento através de foto-identificação em dois conjuntos de dados (de 1994 a 2003). A coluna do meio representa o conjunto composto por todas as composições de grupo e a coluna da direita corresponde às taxas calculadas extraíndo-se os indivíduos solitários (foto-identificados entre julho e setembro) das análises.

Ano	Taxa bruta de nascimento	
	(todas as composições de grupo)	Taxa bruta de nascimento (sem solitários)
1994	0.0400	0.0417
1995	0.0337	0.0353
1997	0.0699	0.0741
1998	0.0260	0.0283
1999	0.0241	0.0242
2000	0.0131	0.0131
2001	0.0514	0.0542
2002	0.0552	0.0571
2003	0.0152	0.0166
Taxa Global	0.0347	0.0363
Média	0.0365	0.0383
SD	0.0193	0.0203

Embora as taxas brutas de nascimento através de foto-identificação e avistagem apresentem correlação (*Pearson* $p = 0,0025$; $r = 0,79$; C.I. = $0,39 - 0,94$) (Figura 18), seus resultados diferiram significativamente.

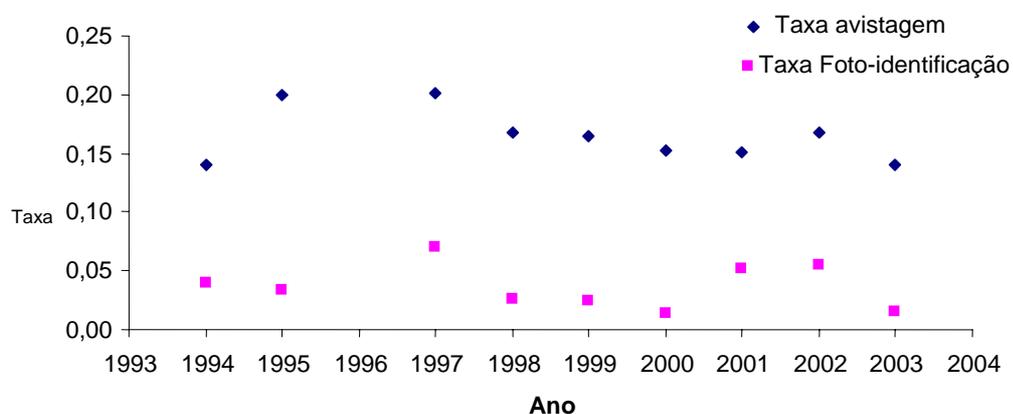


Figura 18. Taxa bruta de nascimento entre 1994 e 2003 através de foto-identificação e avistagens a bordo da embarcação de pesquisa. (*Pearson*, $p = 0.0025$, $r = 0.79$, C.I. = $0.39 - 0.94$). O ano de 1996 foi excluído da comparação por não ter sido incluído nas análises de taxas brutas de nascimento baseadas em avistagem.

TAXAS DE FERTILIDADE

Um total de 73 fêmeas maduras foram observadas neste estudo, sendo que 62 delas foram avistadas acompanhadas de filhotes pelo menos em uma ocasião. O período entre 1994 e 2003 foi selecionado para os cálculos da taxa de fertilidade, pelo fato de os anos anteriores apresentarem poucas recapturas.

Os anos de 1994, 1995, 1999, 2000, 2002 e 2003 apresentaram frequência esperada menor que cinco, situação não recomendada nas prerrogativas para a aplicação do *Teste G*, portanto foram agrupados (1994+1995), (1999+2000) e (2002+2003) (Anexo II).

As taxas de fertilidade não diferiram significativamente entre os anos (*Teste G*, $p > 0,05$). Por essa razão, forneceram uma média geral para este parâmetro (Média = 0,87; SD = 0,115) (Tabela 01).

A tabela 07 apresenta a comparação entre os resultados obtidos no presente estudo e os obtidos em outras áreas de ocorrência da espécie.

Tabela 07. Taxas de fertilidade encontradas no presente estudo e em outras áreas de ocorrência de baleias jubarte.

Área	Taxa de fertilidade	Fonte
Banco dos Abrolhos	0,87	Presente estudo
Grupo Antártico IV	0,116	CHITTLEBOROUGH (1965)
Hawaii	0,091- 0,096	HERMAN & ANTINOJA (1977)
Silver Bank, República Dominicana	0,039 - 0,118	WHITEHEAD (1982)
Porto Rico	0,04 - 0,12	MATILLA (1985) <i>APUD</i> CLAPHAM & MAYO (1987)
Hawaii	0,58	BAKER <i>ET AL.</i> (1987)
Alaska	0,37	BAKER <i>ET AL.</i> (1987)
Stellwagen Bank (Atlântico Norte)	0,43 *	CLAPHAM & MAYO (1987)
Stellwagen Bank (Atlântico Norte)	0,41 *	CLAPHAM & MAYO (1990)
California	0,44	STEIGER & CALAMBOKIDIS (2000)

* Este valor corresponde ao cálculo da taxa bruta de nascimento corrigido (ignorando as avistagens ocorridas antes da observação do primeiro filhote). Uma taxa alternativa que incluía todas as avistagens, mesmo que as fêmeas não tenham sido observadas com filhotes foi também calculada (Média = 0,30) (Clapham & Mayo, 1987, 1990).

CAPTURABILIDADE

A capturabilidade dos indivíduos para o conjunto de composições sociais diferiu significativamente entre os indivíduos foto-identificados entre 1989 e 2003 ($H = 25,01$; $p = 0,003$). Avaliou-se então o número de indivíduos compondo as diferentes categorias e verificou-se que, agrupamentos de até três indivíduos eram homogêneos entre si ($H = 10,74$; $p = 0,056$) e agrupamentos de quatro até nove indivíduos também eram homogêneos entre si ($H=0,18$; $p=0,980$). Na primeira forma de agrupamento a capturabilidade foi significativamente maior (Média = $0,10 \pm 0,06$) que no segundo grupo (Média = $0,02 \pm 0,06$) ($U = 16$; $p < 0,05$) (Figura 19).

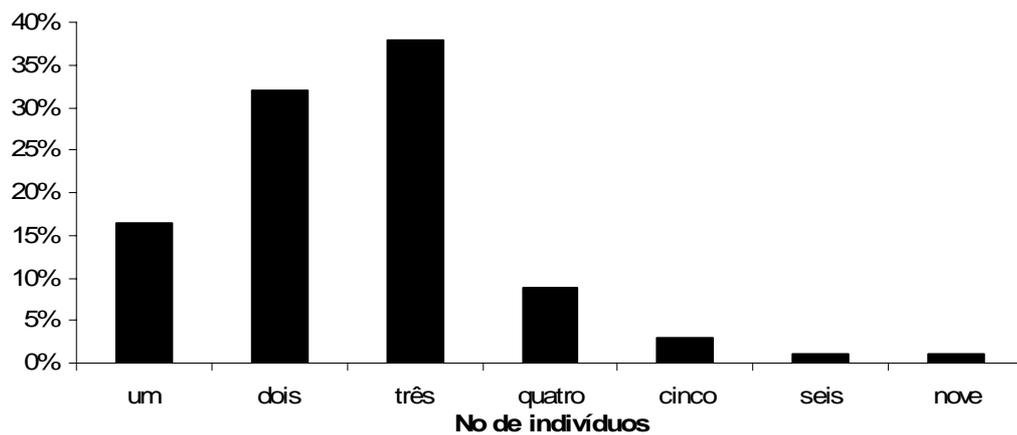


Figura 19. Captura por fotografia (foto-identificação) de um membro da população (observado entre 1989 e 2003) em relação ao número de indivíduos presentes no grupo.

A frequência observada para o comportamento de exposição caudal também variou de acordo com a composição de grupo. Fêmeas com filhote constituem a categoria em que esse comportamento foi menos freqüente (figura 20).

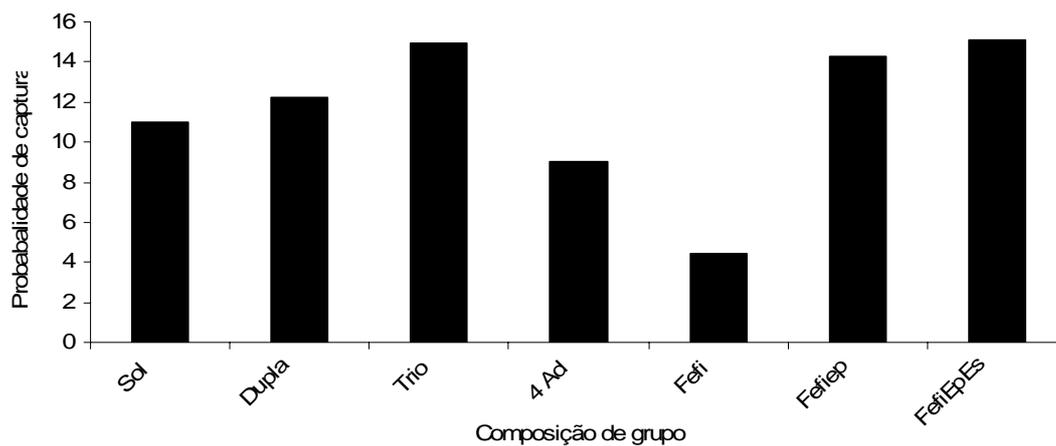


Figura 20. Probabilidade de captura de indivíduos em relação ao comportamento de exposição caudal nas diferentes categorias de grupo de baleias jubarte do banco dos Abrolhos. (Sol = solitário, 4 Ad = quatro adultos, Fefi= fêmea com filhote, Fefiep = fêmea com filhote e escorte, Fefiepes = fêmea com filhote e dois escortes).

4. *DISCUSSÃO*

TAXAS REPRODUTIVAS

Os diferentes resultados obtidos para as taxas reprodutivas anuais através de foto-identificação e observações nos cruzeiros de pesquisa podem estar relacionados a diversos fatores atuando em conjunto. A heterogeneidade do esforço amostral nos primeiros anos de coleta de dados pode ter influenciado os valores obtidos, dados os efeitos de nascimentos nos diferentes meses da temporada reprodutiva e a confirmação de que certos indivíduos podem iniciar a jornada migratória em outubro (ZERBINI *et al.* 2006). Variações naturais no ciclo reprodutivo da espécie e efeitos antropogênicos ainda não detectados não devem ser descartados como fatores que também acarretem em alterações anuais das taxas reprodutivas.

Já que o banco dos Abrolhos constitui uma área de reprodução, os primeiros meses de temporada são caracterizados pelo elevado número de observações de grupos sem filhotes, compostos por animais solitários, dois, três indivíduos, ou grandes grupos engajados na disputa por

fêmeas em estro. Conforme a temporada avança, observa-se o aumento no número de grupos acompanhados de filhote (MARTINS *et al.*, 2001; MORETE *et al.* 2003), o que corresponde ao nascimento da cria gerada no ano anterior. Essa variação pode acarretar em viés nos resultados de taxas reprodutivas se o esforço amostral se concentrar em um período específico, já que este valor é resultado da proporção entre filhotes e outros indivíduos observados. O aumento no número de observações de filhotes no final da temporada reflete também as características de organização social e *timing* migratório da espécie. Estudos realizados em outras áreas de ocorrência descreveram que fêmeas com filhote são as últimas a deixar as áreas de reprodução rumo às altas latitudes. As fêmeas prenhes, entretanto, costumam constituir o primeiro grupo a migrar de volta às áreas de alimentação (CHITLEBOROUGH, 1965; DAWBIN, 1966, CLAPHAM 1996, CRAIG *et al.*, 2004).

A divisão por meses (setembro, outubro e novembro), quando analisados separadamente, não refletem a taxa anual e, por essa razão, não devem ser adotados como referência. Entretanto, o período entre *15 de agosto e 15 de setembro* mostrou-se adequado a representar a situação anual. Recomenda-se, portanto, aos trabalhos

futuros que visem contemplar comparações com outras áreas de reprodução, e que necessitem de amostragens de menor duração, que se baseiem neste intervalo.

Os registros provenientes de foto-identificação e de observações nos cruzeiros de pesquisa não fornecem informações sobre o sexo ou *status* reprodutivo dos indivíduos. Na tentativa de minimizar os efeitos de considerações errôneas sobre a condição reprodutiva dos animais, optou-se pela verificação das possíveis variações resultantes da extração da categoria *solitários* em relação ao conjunto total de composições de grupo observadas em Abrolhos. Embora o teste de *Wilcoxon* tenha apontado diferenças entre esses dois conjuntos de dados, a taxa reprodutiva resultante da extração do grupo “solitários” foi da ordem de centésimos em relação ao conjunto composto por todas as categorias de grupo. Desta maneira, mesmo que fêmeas prenhes sejam equivocadamente consideradas como *solitários*, ou seja, animais que não produziram filhotes naquele ano, este número está diluído em meio às outras categorias reprodutivas, como imaturos, machos e fêmeas maduras não prenhes.

A taxa bruta de nascimento através de foto-identificação apresentou valores semelhantes à taxa obtida

pelo mesmo método para uma área de concentração na costa californiana ($0,041 \pm 0,018$; STEIGER & CALAMBOKIDIS, 2000). Entretanto, a Califórnia constitui uma área de alimentação, portanto considera-se que grande parte da mortalidade neonatal tenha ocorrido, pois os grupos já realizaram sua primeira jornada migratória entre as regiões de reprodução e alimentação. Por sua vez, as taxas brutas de nascimento obtidas para o Banco dos Abrolhos sofrem menor efeito da mortalidade neonatal, já que a primeira migração do filhote ainda está por vir. Um outro fator a ser considerado é a dificuldade de confirmação da associação entre uma fêmea e seu filhote em áreas de alimentação. O comportamento de filhotes nessas áreas se caracteriza por um início de independência e, desta maneira, a associação próxima à mãe pode tornar-se de difícil detecção, resultando em taxas brutas de nascimento subestimadas.

As diferenças entre as chances de recaptura de uma fêmea sem filhote, mas que tenha sua maturidade sexual confirmada e a inclusão de fêmeas observadas com filhote pela primeira vez, podem ter acarretado em viés nas análises de taxas de fertilidade. Já que esses cálculos são resultantes da proporção de filhotes produzidos por fêmeas maduras por ano, fêmeas com filhote, mesmo que capturadas

pela primeira vez, são consideradas maduras e incluídas nas análises. Por outro lado, o conjunto de fêmeas maduras desacompanhadas de filhote deve, necessariamente, ser composto por animais observados acompanhados de cria em uma ocasião anterior e recapturadas sem filhote posteriormente. Dada a extensão da área amostral e o tamanho desta população, as taxas de recapturas apresentam valores reduzidos. Portanto a probabilidade de recaptura de uma fêmea sem filhote que tenha sido observada anteriormente acompanhada de cria é pequena.

As taxas de fertilidade resultantes deste trabalho mostraram-se maiores quando comparadas a estudos conduzidos em outras áreas de reprodução. Enquanto Herman & Antinoya (1977) propuseram valores entre 0,091 e 0,096 para o Havaí, Baker *et al.* (1987) encontraram uma taxa média de fertilidade de 0,58 para esta mesma área dez anos depois. Para *Silver Bank*, na República Dominicana, Whitehead (1982) descreveu uma variação entre 0,039 e 0,118. Já Kaufman *et al.* (2006) registraram uma taxa média de fertilidade de 0,55 para a costa leste da Austrália. Enquanto Baker *et al.* (1987) sustentam que as taxas de fertilidade divergentes encontradas no Hawaii e no Alaska podem ter sido causadas pela mortalidade dos filhotes,

Clapham e Mayo (1987) sugerem que as diferenças anuais, embora consideradas não significativas para aquele estudo, podem estar relacionadas às variações na disponibilidade de alimento. Os diferentes valores encontrados nas várias áreas de ocorrência da espécie podem refletir as diversas situações de recuperação populacional em que cada uma delas se encontra, além de diferenças na metodologia adotada. As taxas reprodutivas resultantes do presente estudo podem estar relacionadas às estratégias reprodutivas desta população, como redução do intervalo reprodutivo e elevação das taxas de prenhez, já que esta se encontra em recuperação após intensa redução no número de indivíduos.

O comportamento característico das fêmeas acompanhadas de neonatos pode ter afetado os resultados das taxas brutas de nascimento através de foto-identificação. A necessidade de permanecer próxima ao filhote, acompanhando-o na superfície, resulta em diferenças comportamentais relacionadas à probabilidade de captura por fotografia daquele animal. A foto-identificação se dá no momento em que o indivíduo inicia um mergulho a profundidades maiores e, portanto, eleva a nadadeira caudal acima da superfície, possibilitando sua identificação. Como

o filhote não é capaz de acompanhar a mãe em mergulhos mais longos e profundos, fêmeas acompanhadas de neonatos apresentam menor probabilidade de serem capturadas. Pode-se, portanto, supor que a capturabilidade no banco dos Abrolhos é afetada pela condição reprodutiva e sexo dos indivíduos.

Diferenças comportamentais que levam à heterogeneidade de captura foram registradas em áreas de reprodução de baleias jubarte anteriormente (SMITH *et al.* 1999). Estes autores sugeriram que, dentre o conjunto total de indivíduos observados, a percentagem de animais fotografados pode variar de acordo com as diferentes classes comportamentais. Esse fato ocorre em parte devido a uma menor probabilidade de obtenção de fotografias de qualidade razoável para grupos compostos por fêmeas com filhote, já que a captura é afetada pela freqüência de exposições caudais (SMITH *et al.*, 1999).

O intervalo reprodutivo de dois ou três anos é estimado como o mais comum para esta espécie (CLAPHAM & MAYO 1990), embora outros estudos tenham identificado uma considerável variação individual. Não foi possível a determinação do intervalo reprodutivo através deste estudo. Todavia, considerando que uma fêmea apresente, em média,

um intervalo reprodutivo em torno de dois a três anos; que a estratégia reprodutiva desta espécie seja caracterizada por reproduções subseqüentes ao longo de sua vida; e que fêmeas sejam recrutadas antes dos machos na população reprodutiva, característica dos sistemas que apresentam poliginia, espera-se que a chance de se foto-identificar uma fêmea madura em áreas de reprodução seja menor que a de um macho ao longo de sua vida. Assim sendo, o número de anos em que uma fêmea está potencialmente “disponível” para foto-identificação é inferior ao de um macho da mesma idade.

O aumento de observações do comportamento de exposição caudal em grupos com a presença de baleias escortes associadas às fêmeas com filhote, pode indicar que a baleia acompanhante, um provável macho, apresente comportamento diferente da fêmea enquanto estes estejam em associação, realizando mergulhos mais profundos e, por essa razão, exibindo a nadadeira caudal com maior frequência. Recomenda-se, portanto, o aprofundamento no estudo das diferenças comportamentais apresentadas por fêmeas e baleias acompanhantes enquanto em associação, visando um melhor entendimento dessa questão.

As informações resultantes do presente estudo vêm corroborar a hipótese de que diferenças comportamentais estão exercendo influência na capturabilidade dos indivíduos. Os resultados aqui encontrados apontam que a capturabilidade pode também ser afetada pelo número de indivíduos que compõem um grupo. Agregações de mais de três animais apresentaram menor capturabilidade, provavelmente pela menor chance do fotógrafo conseguir captar o momento que um dos indivíduos expõe a nadadeira caudal. Este fato leva a considerar que animais nucleares e escortes principais provavelmente apresentem maior chance de serem fotografados. Seria de se esperar que a atenção do fotógrafo esteja dirigida ao centro do grupo, acarretando em perda dos momentos em que os animais periféricos expõem a caudal. Por sua vez, se os animais periféricos nos grupos competitivos costumam se comportar como escortes acompanhantes de fêmeas e filhotes, este efeito pode ser minimizado. Como o tempo máximo dedicado à foto-identificação foi pré-estabelecido em 30 minutos, grupos maiores possuem chance menor de serem amostrados em sua totalidade.

Contrariamente ao descrito por Smith *et al.* (1999) para o Atlântico norte, que registraram a maior

probabilidade de captura em grupos compostos por apenas um indivíduo (47,7%), para o banco dos Abrolhos os grupos de três indivíduos, independente da presença ou não de filhotes, apresentaram maior capturabilidade (66,9%). Variações comportamentais relacionadas ao uso do ambiente nas diferentes profundidades, organização social e estratégia reprodutiva, além de outros fatores como diferenças amostrais, podem estar relacionados às diferenças na probabilidade de captura verificadas entre as duas áreas.

CONSERVAÇÃO

Em todos os animais a questão de quando e quanto reproduzir é central a todos os aspectos da ecologia de indivíduos e populações (SMITH 1976). Entretanto, variadas razões de insucesso em um aumento populacional significativo já foram descritas, entre elas a mortalidade por colisões com embarcações e emalramento em redes de pesca (KRAUS 1990). A degradação e perda de habitats preferenciais devido à poluição química e sonora (REEVES *et al.* 1978), possível competição por alimento (MITCHELL *et al.* 1986), parasitas (PAYNE *et al.* 1990 a), redução até o limite crítico populacional (BROWN *et al.* 1995) e alterações na proporção sexual (GILPIN & SOULÉ 1986) também foram relatados como fatores relacionados ao aumento populacional abaixo do esperado.

Embora muitos estoques estejam em fase de recuperação, cada um deles pode apresentar respostas e estratégias reprodutivas particulares, dependendo da intensidade e duração da pressão a qual estiveram sujeitos.

Desta maneira, as estratégias reprodutivas atuais da população que se concentra no banco dos Abrolhos podem estar se comportando de maneira diferente da apresentada quando os níveis populacionais estavam mais elevados.

Uma vez que informações provenientes de telemetria satelital confirmaram a região das ilhas Geórgia e Sandwich do Sul como destino migratório desta população, pode-se supor que esse estoque tenha sofrido intensa pressão durante a caça comercial (ZERBINI *et al.* 2006). Zerbini *et al.* (*submetido*) sugeriram que a população que reproduz em Abrolhos foi reduzida a menos de 4% de seu tamanho original, sendo composto atualmente por cerca de 20% a 30% do tamanho populacional anterior à exploração (ZERBINI *et al.* 2006).

Devido aos efeitos diretos e indiretos, os dados provenientes da caça não devem ser considerados indicadores de parâmetros reprodutivos de populações 'saudáveis', uma vez que estavam sob pressão extrema (CLAPHAM & MAYO 1987). Em adição aos efeitos diretos da remoção de indivíduos de todas as classes sexuais e etárias, os autores acima citados sugerem que a caça pode resultar em alterações denso-dependentes na reprodução, não somente durante a exploração como também posteriormente.

Quando a caça prorrompeu o balanço demográfico natural, as fêmeas provavelmente não puderam reproduzir suficientemente rápido para sustentar a população, mesmo que o alimento fosse abundante (GREENE & PERSHING, 2004).

O banco dos Abrolhos apresenta riscos, ainda não totalmente avaliados, de mortalidade de filhotes durante a estação reprodutiva. Entre as possíveis ameaças, estão o atropelamento por embarcações, emalhe em redes de pesca e o risco de desenvolvimento desordenado do crescente turismo de observação de baleias. Outros efeitos antropogênicos como poluição da zona costeira e poluição acústica podem também acarretar em alterações na reprodução. Por esse fato, o monitoramento de longo prazo e os estudos de dinâmica populacional tornam-se de grande importância para a conservação desta população.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, J.; ROSEMBAUN, H.C.; KATONA, S.K.; CLAPHAM, P.J. & MATTILA, D.K. 1994. Regional and sexual differences in fluke pigmentation of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) from the North Atlantic Ocean. *Can. J. Zool.* 72:274-279.

ALVES, L.C.P.S. 2006. “Respostas comportamentais de baleias jubarte (*Megaptera novaeangliae*) submetidas à marcação por telemetria satelital”. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. 105 pp.

ANDRIOLO, A. 1997. Conservação de Mamíferos Marinhos. *Anais de Etologia* 15: 241-248.

ANDRIOLO, A. 2006. Desafios para a Conservação da Fauna. *In: Cubas, Z.S.; Silva, J.C.R. e Catão-Dias, J.L.. Tratado de Animais Selvagens*. 1ª.ed., São Paulo, Editora Roca, p. 19-25.

ANDRIOLO, A.; MARTINS, C.C.A.; ENGEL, M.H. ; PIZZORNO, J.L.; MÁ-S-ROSA, S.; FREITAS, A., MORETI, M.E., PETTA, C.B. & KINAS, P.G. 2002. Aerial survey of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) to estimate abundance in the breeding ground, Brazil: preliminary results. Working paper IWC/SC54/H5.

ANDRIOLO, A.; MARTINS, C.C.A., ENGEL, M.H., PIZZORNO, J.L., MÁ-S-ROSA, S., MORETE, M.E., KINAS, P.G. 2003. Second year of aerial survey of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the Brazilian breeding ground, 2002. Preliminary analysis. *Rep Int. Whal. Commn* SC55/H1.

ANDRIOLO, A., KINAS, P.G., ENGEL, M.H. E MARTINS, C.C.A. 2006. Monitoring Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*) Population in the Brazilian Breeding Ground, 2002 To 2005. *Rep Int. Whal. Commn.* SC/58/SH 15.

ANDRIOLO, A., MARTINS, C.C.A., ENGEL, M.H.; PIZZORNO, J.L., MÁS-ROSA, S. FREITAS, A.C., MORETE, M.E. & KINAS, P.G. 2007. "The first aerial survey to estimate abundance of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the breeding ground off Brazil (Breeding Stock A) ". *J. Cetacean Res. Manage.* 8(3) (aceito) 2007.

BAKER, C. S.; HERMAN, L. M.; PERRY, A. ; LAWTON, W.S.; STRALEY, J.M.; WOLMAN, A.A.; KAUFMAN, G.D.; WINN, H.E.; HALL, J.D.; REINKE, J.M. & OSTMAN, J. 1986. Migratory movement and population structure of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central and eastern North Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Series* 31: 105-119.

BAKER, C. S.; PERRY, A. & HERMAN, L. M. 1987. Reproductive histories of female humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the North Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Series* 41: 103-114.

BAKER, C.S., SLADE, R.W., BANNISTER, J.L., ABERNETHY, R.B., WEINRICH, M.T., LIEN, J., URBAN, R.J., CORKERON, P., CALAMBOKIDIS, J., VASQUEZ, O. & S.R. PALUMBI. 1994. Hierarchical structure of mitochondrial DNA gene flow among humpback whales *Megaptera novaeangliae*, worldwide. *Molec. Ecol.* 4 (3): 313-327.

BAKER, C.S. 1995. Photo-identification Studies of Humpback Whales in the Southern Hemisphere: a Survey of Experiences. *Rep Int. Whal. Commn.* SC/47/SH21.

BEARZI G. 2007. Marine conservation on paper. *Cons. Biol.* 21(1):1-3.

BETHLEM, C.B.P. 1998. Estimativas de abundância da baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) em sua concentração reprodutiva no Banco dos Abrolhas, Bahia, Brasil. Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande, Rio Grande do Sul. 94 pp

BROOKS, S.P., E.A. CATCHPOLE, T. COULSON, J. D. LEBRETON & B.J.T. MORGAN. 2006. Recent progress in using marked individuals to understand animal population biology.

<http://www.statslab.cam.ac.uk/~steve/mypapers/brocclm04.p>

BROWN, M. & CORKERON, P. 1995. Pod characteristics of migrating humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off the east Australian coast. *Behav.* 132, 163-179.

BROWN, M.; 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*). *Proc. Royal Soc. London, B*, 259, 229-234.

CASTRO, B.M. & MIRANDA, L.B. 1998. Physical oceanography of the Western Atlantic Continental Shelf located between 4° N and 34° S coastal segment (4,W). *The Sea* 11(8):209-251.

CALAMBOKIDIS, J., STEIGER, G. H., STRALEY, J.M., HERMAN, L.M., CERCHIO, S., SALDEN, D.R., URBÁN, J.R., JACOBSEN, J.K., VON ZIEGESAR, O., BALCOMB, K.C. & GABRIELE C.M. 2001. *Mar. Mammal Sci.*, 17(4): 769-794.

CASWELL, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

CHITLEBOROUGH, R. G. 1965. Dynamics of two populations of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski). *Australian J. Mar. Fresh. Res.*, 9, 1-18.

CLAPHAM, P. J. 1992. The attainment of sexual maturity in humpback whales. *Can. J. Zool.* 70: 1470-1472.

CLAPHAM, P. J. 1996. The social and reproductive biology of Humpback Whales: an ecological perspective. *Mammal Rev.* 26 (1) : 27-49.

CLAPHAM, P.J. & MAYO, C.A. 1987. Reproduction and recruitment in individually identified humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) observed in Massachusetts Bay: 1979-1985. *Can. J. Zool.* 65: 2853-2863.

CLAPHAM, P.J. & MAYO, C.A. 1990. Reproduction of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) observed In Gulf of Maine. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12): 171-175.

CLAPHAM, P.J., YOUNG, S.B. & BROWNELL, R.L. 1999. Baleen Whales: Conservation Issues and the status of the most endangered populations. *Mammal Rev.* 29 (1): 35-60.

CLAPHAM, P.J., WETMORE, S.E., SMITH, T.D. & MEAD, J.G. 1999. Length at Birth and Independence in Humpback Whales. *J. Cet. Res. Manage.* 1 (2): 141-146.

CONVENTION ON MIGRATORY SPECIES (CMS). 2004.
www.cms.int

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOTE, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON, P. & VAN DER BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.

CRAIG, A. S., HERMAN, L. M., GABRIELE, C. M. AND PACK, A.

A. 2003. Migratory timing of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central North Pacific varies with age, sex and reproductive status. *Behav.*, **140**: 981-1001.

DARLING, J.D. & C.M. JURASZ. 1983. Migratory destinations of North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *In* Communication and behavior of whales. *Edited by* R.S. Payne. Westview Press, Boulder, Colo. pp. 359-368.

DARLING, J.D. & D.J. MCSWEENEY. 1985. Observations on the migrations of North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Can. J. Zool.* **63**: 308-314.

DARLING, J.D. & S.CERCHIO. 1993. Movement of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) between Japan and Hawaii. *Mar. Mammal Sci.* **9**: 84-89.

DARLING, J.D. & SOUSA-LIMA, R.S. 2005. Songs indicate interaction between humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) population in the Western and Eastern South Atlantic Ocean. *Mar. Mammal. Sci.*, **21** (3): 557-566.

DAWBIN, W.H. 1966. The seasonal migratory cycle of humpback whales. In: Whales, Dolphins and Porpoises (ed. By K.S. Norris), pp. 145-170. University of California Press, Berkeley, CA.

ENGEL, M. 1996. Comportamento reprodutivo da Baleia Jubarte (*Megaptera novaeangliae*) em Abrolhos. *Anais de Etologia*, 14: 275-284.

FRANCIS, T., K. WHITTAKER, V. SHANDAS, A. V. MILLS, & J. K. GRAYBILL. 2005. Incorporating science into the environmental policy process: a case study from Washington State. *Ecology and Society* 10(1):35. [online]URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art3>

FREITAS, A.C., ENGEL, M.H. & BRAGA, F.L. 1998. Reavistagem de uma baleia identificada em Abrolhos, no litoral da cidade de Salvador. *Resumo apresentado na 8º Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul e 2º Congresso da Sociedade Latino Americana de Mamíferos Aquáticos - SOLAMAC*. p. 86.

FREITAS, A. C.; KINAS, P.G.; MARTINS, C.C.A. E ENGEL, M.H.
2004. Population estimate for humpback whales from
Abrolhos Bank, Brazil wintering ground in the southwestern
Atlantic Ocean. *J. Cet. Res. Manag.* (6): 225-230..

FRIEDMAN. 1937. "The use of ranks to avoid the assumption of
normality implicit in the analysis of variance". *J. Am. Stat.*
Ass., 32 (200): 675–701.

GALES, N.J., BRENNAN, A. & BAKER, R. 2003. Ethics and
marine mammal research, p. 321-329. *In*: Gales, N.J.,
Hindell, M.A. & Kirkwood, R. *Marine Mammals Fisheries,
Tourism and Management Issues*. CSIRO Publishing,
Collingwood, 446 pp.

GABRIELE, C. M., J. M. STRALEY, S. A. MIZROCH, C. S.
BAKER, A. S. CRAIG, L. H. HERMAN, D. GLOCKNER-
FERRARI, M.J. FERRARI, S. CERCHIO, O. VON ZIEGESAR,
J. DARLING, D. MCSWEENEY, T. J. QUINN II & JACOBSEN,
J. K. 2001. Estimating the mortality rate of humpback whale
calves in the central North Pacific Ocean. *Can. J. Zool.* 79:
589-600.

GILPIN, M.E. & SOULÉ, M.E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Págs 19-34 *in* M.E.Soulé, ed. Conservation Biology: the science e scarcity of diversity. Sinauer Associates Inc., Sunderle, Massachusetts

GLOCKNER-FERRARI, D. A. & FERRARI, M. J. 1984. Reproduction in humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in Hawaiian waters. *Rep Int. Whal. Commn.* (Special Issue 6): 237–242.

GLOKNER-FERRARI, D. A. & FERRARI, M.J. 1985. Individual identification, behavior, reproduction and distribution of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, In Hawaii. National Technical Information Service Report No. MMC-83/06, Springfield, VA.

GLOKNER-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. *Rep Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12): 161-169.

GREENE, C. H. & PERSHING, A.J. 2004. Climate and the conservation biology of North Atlantic right whales: the right whale at the wrong time? *Front. Ecol. Environ.*, 2(1): 29–34

HAMMOND, P.S.; MIZROCH, S.A. & DONOVAN, G.P. 1990. Individual recognition of cetaceans: use of photoidentification and other technics to estimate population parameters. *Rep Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12) Cambridge, 440 pp.

HEAZLE, M. 2004. Scientific uncertainty and the International Whaling Commission: an alternative perspective on the use of science in policy making. *Mar. Pol.* 28:361-374.

HERMAN L. M. & ANTINOJA, R. C. 1977 Humpback whales in the Hawaiian breeding ground water: population and pod characteristics. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* (Tokyo), 29, 59-85.

HOFMAN, R.J. & BONNER, W.N. 1985. Conservation and Protection of Marine Mammals: Past, Present and Future. *Mar. Mammal Sci.*, 1(2): 109-127

IBAMA, 2001. Mamíferos Aquáticos do Brasil. Plano de Ação, Versão II. Edições IBAMA, pp. 96

IBAMA, 2003. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção. <<http://www.mma.gov.br>

INTERNATIONAL WHALING COMMISSION (IWC) . 1998. Report of the Scientific Committee. *Rep. Int. Whal Commn.* 48: 55-302.

INTERNATIONAL WHALING STATISTICS. 1958. Volume XXXX. Ed. Committee for Whaling Statistics, Oslo, 56 pp.

JENNER, K.C.S.; JENNER, M-N.M. & MCCABE, K.A. 2001. Geographical and temporal movements of humpback whales in western australin waters. International Whaling Commission. SC/53/Forinfo 17.

KATONA, S. & WHITEHEAD, H.P. 1981. Identifying humpback whales using their natural markings. *Polar Rec.* 20: 439-444.

KAUFMAN, G.D., FORESTELL, P.H., MALLO, A. & LEHMAN, S. 2006. Calving Rates and Intervals For East Australia Female Humpback Whales, Based On Individual Photo-Identifications: 1984 – 2005. IWC Workshop on Comprehensive Assessment of Southern 2006 SC/A06/HW23 Hemisphere Humpback Whales, Hobart, Tasmania: 3-7 April 2006

KINAS, P.G. & BETHLEM, C. P. 1998. Empirical Bayes abundance estimation of a closed population using mark recapture data, with application to humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in Abrolhos, Brazil. *Rep. Int. Whal. Commn.* 48: 447-450.

- KRAUS, S.D. 1990. Rates and potential causes of mortality in North Atlantic right whales (*Eubalaeana glacialis*). *Mar. Mammal Sci.* 6: 278-291.
- LEÃO, Z.M.A.N. 1982. Morphology, geology, and developmental history of the Southernmost coral reefs of Western Atlantic, Abrolhos Bank, Brazil. Tese de Doutorado. University of Coral Gables, Florida. 216 pp.
- LEBRETON, J.D., BURHAM, K.P., CLOBERT, J. & ANDERSON, D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62: 67-118.
- LOCKYER, C. 1984. Review of baleen whale (Mysticeti) reproduction and implications for management. In: Perrin, W. P., Donovan, G.P., DeMasters, D.P. (ed.) Reproduction in whales, dolphins, and porpoises. *Rep. Int. Whal. Commn*, special issue 6: 19-46.

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(1,2): 116-23.

MACKINTOSH, N.A. 1965. The stocks of whales. Fishing News (books) Ltd, London.

MARTINS, C.C.A ., MORETE, M.E., ENGEL, M. H. FREITAS, A .C., SECCHI, E.R. & KINAS, P.G. 2001. Aspects of habitat use patterns of humpback whales in the Abrolhos Bank, Brazil, breeding ground. *Memoirs of the Queensl Museum* 47(2): 563-570.

MATHEWS, L.H. 1937. The humpback whale, *Megaptera nodosa*. "Discovery" Rep.17: 7-92.

MATILLA, D.K., STONE, G.S., KATONA, S.K., CLAPHAM, P.H. & MAYO, C. A. 1985. Humpback whales on Silver Bank, 1984: Population composition and habitat use. *In* Abstracts of the Sixth Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Vancouver, B.C. Society for Marine Mammalogy (Abstr.)

MATTILA, D.K.. & CLAPHAM, P.J. 1989. Humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, and other cetaceans on virgin bank and in the northern leeward islands, 1985 and 1986. *Can. J. Zool.* 67:2201-2211.

MATTILA, 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. *Can. J. Zool.* 72: 1898-1907.

MIKHALEV, Y.A. 1997. Humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the Arabian Sea. *Mar. Ecol. Prog. Series* 149: 13-21.

MITCHELL, E. 1974. Present status of northwest Atlantic fin and other whale stocks. In: Schevill, W. E. (ed.) *The whale problem: A status report*. Harvard University Press, Cambridge, pp. 10E-169

MITCHELL, E., KOZICKI, V.M. & REEVES, R.R. 1986. Sightings of right whales, *Eubalaena glacialis*, on the Scotian Shelf, 1966-1972. *Rep Int. Whal. Commn* (Special Issue 10): 83-108.

MIZROCH, S.A. 1983. Reproductive Rates In Southern Hemisphere Baleen Whales. *MSc Thesis*, University of Washington, Washington,,115 pp.

MORETE, M.E., FREITAS, A.C., ENGEL, M.H., PACE, R. & CLAPHAM, P.J. 2003. A Novel Behavior Observed In Humpback Whales On Wintering Grounds At Abrolhos Bank (Brazil). *Mar. Mam. Sci.* 19 (4): 694 – 707.

NICHOLS, J.D. 1992. Capture-Recapture models: using marked animals to study population dynamics. *Bioscience* 42: 94-102.

NICHOLS, J.D.; J.E. HINES, K.H. POLLOCK, R.L. HINZ & W.A. LINK. 1994. Estimating breeding proportions and testing hypotheses about costs of reproduction with capture-recapture data. *Ecology*, 75:2052-2065.

NISHIWAKI, M. 1959. Humpback whales in Ryukyu waters. *Sci. Rep. Whales Res. Inst. Tokio* 14: 49-86.

O'BRIEN, S.J & EVERMANN, J.F. 1988. Interactive influence of infectious disease e genetic diversity in natural populations. *Trends in Evol. and Ecol.* 10: 254-259.

OTIS, D.L., BURNHAM, K.P, WHITE, G.C. & ANDERSON, D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.

PACHECO DE GODOY, M.L.M., COLLINS, T. ERSTS, P., ENGEL, M. H. & ROSEMBAUN, H.C. 2004. Preliminary Photographic Comparisons of Humpback Whale (*Megaptera Novaeangliae*) from Two South Atlantic Wintering Grounds. *Rep Int. Whal. Commn* SC/56/SH8.

PAYNE, R. & MCVAY. 1971. Songs of the humpback whales. *Science* 173: 587-597.

PAYNE, P.M., WILEY, D.N., YOUNG, S.B., PITTMAN, S., CLAPHAM, P.J. & JOSSI, J.W. 1990a. Recent fluctuations in the abundance of baleen whales in the southern Gulf of Maine in relation to changes in selected prey. *Fish. Bul.* 88: 687-696.

- PERRY, A., BAKER, C.S. & HERMAN, L.M. 1990. Population Characteristics of Individually Identified Humpback Whales in the Central and Eastern North Pacific: A Summary and Critique. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12), 307-317
- PIZZORNO, J.L.A.; LAÍLSON-BRITO, J.L.; DORNELES, P.R.; AZEVEDO, A.F. & GURGEL, I.M.G. DO N. 1998. Review of strandings and additional information on humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in Rio de Janeiro, Southeastern Brazilian coast (1981-1997). *Rep. int. Whal. Commn.* 48: 443-446.
- POLLOCK, K.H., NICHOLS, J.D., BROWNIE, C. & HINES, J.E. 1990. Statistical inference for Capture-Recapture Experiments. *Wildlife Monographs* 107, 97pp.
- POMILLA, C. & ROSEMBAUN, H.C. 2005. Against the current: an inter-oceanic whale migration event. *Biol. Lett.*: 1, 476-479.
- REEVES, R.R., MEAD, J.G. & KATONA, S. 1978. The right whale *Eubalaena glacialis*, in the western North Atlantic. *Report Rep Int. Whal. Commn* 28: 303-332.

RICE, DALE W. 1963: Progress report on biological studies of the larger Cetacea in the waters off California. *Norsk Hvalfangsttid* 52: 181-7.

SHEFFERSON, R. P., B. K. SANDERCOCK, J. PROPER, & S. R. BEISSINGER. 2001. Estimating dormancy and survival of a rare herbaceous perennial using mark-recapture models. *Ecology* 82:145-156

SALDEN, D. R., HERMAN, L. M., YAMAGUCHI, M. & SATO, F. 1999. Multiple visits of individual humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) between the Hawaiian and Japanese wintering grounds. *Can. J. Zool.* 77, 504–508.

SICILIANO, S. 1997. Características da população de baleias jubarte (*Megaptera novaeangliae*) da costa brasileira, com especial referência aos Bancos de Abrolhos. *MSc Thesis*, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 113pp.

SMITH, M. J. 1976 Group selection. *Quarterly Rev. Biol.* 51, 277-283.

SMITH, T.D., ALLEN, J., CLAPHAM, P.J., HAMMOND, P.S., KATONA, S., LARSEN, F., LIEN, J., MATTILA, D., PALSBOELL, P.J., SIGURJÓNSSON, J., STEVICK, P.T. & ØIEN, N. 1999. An ocean-basin-wide mark-recapture study of the North Atlantic humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). *Mar. Mammal Sci.* 15(1):1-32.

SOKAL, R. R., & ROHLF, F. J. 1994. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.*, 3rd edition. New York: Freeman.

STEIGER, G.H & CALAMBOKIDIS, J. 2000. Reproductive Rates of Humpback Whales off California. *Mar. Mammal Sci.* 16 (1): 220-239.

STEVICK, P.T, ALLEN, J., CLAPHAM, P.J., FRIDAY, N., KATONA, S.K., LARSEN, F., LIEN, J., MATTILA, D.K., PALSBOEL, P.J., SIGURJÓNSSON, J., SMITH, T.D., OIEN, N. & HAMMOND, P.S. 2003. North Atlantic humpback whale abundance and rate of increase four decades after protection from whaling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 258: 263-273.

STEVICK, P.T., GODOY, L.P., MC'OSKER, M., ENGEL, M.H. & ALLEN, J. 2006. A note on the movement of a humpback whale from Abrolhos Bank, Brazil to South Georgia. *J. Cetacean Res. and Manage.* 8: 297-300.

STONE, G. S., & FLOREZ-GONZALEZ, L. 1990. Report of Individual Humpback Whale, *Megaptera novaeangliae*, Migration from Antarctic Peninsula to Colombian Coast, *Nature*.346:705.

STRALEY, J.M, GABRIELE, C.M. & BAKER C.S. 1994. Annual reproduction by individually identified humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Alaskan waters. *Mar. Mammal Sci.* 10 (1): 87-92.

UNITED NATIONS CONVENTION ON THE LAW OF THE SEA (UNCLOS). 1982. www.unclos.com

WHITEHEAD, H. 1981. Populations of humpback whales in the Northwest Atlantic. *Rep. Int. Whal. Commn.* 32: 345-353.

WHITEHEAD, H. 1982. Populations of humpback whales in the Northwest Atlantic. *Rep. Int. Whal. Commn.* 32: 345-353.

WHITEHEAD, H. & MOORE, M. J. 1982. Distribution and movement of West Indian humpback whales in winter. *Canadian Journal of Zoology* 60: 2203-2211.

WILCOXON, F. 1945. Individual comparisons by ranking methods. *Biometrics*, 1, 80-83.

ZERBINI, A.N., ANDRIOLO, A., DA ROCHA, SIMÕES-LOPES, P.C., SICILIANO, S., PIZZORNO, J.L., WAITE, J.M., DE MÁSTER, D.P., Y.G. & VANBLARICON, G.R. 2004. Winter distribution and Abundance of Humpback Whales off Northeastern Brazil. Inreviewing. *J. Cet. Res. and Manag.* 6 (1): 101-107.

ZERBINI, A.N., ANDRIOLO, A., JORGENSEN, M.P.H., PIZZORNO, J.L., MAIA, Y.G., VANBLARICON,, G.R., DE MASTER, D.P., SIMÕES-LOPES, P.C., MOREIRA, S. & BETHLEM, C. 2006. Satellite-monitored movements of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Southwest Atlantic Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 313: 295-304.

ZERBINI, A.N., WARD,E., KINAS,P.G., ENGEL, M.H. &
ANDRIOLO, A. (*submetido*). A Bayesian Assessment of the
Conservation Status of Humpback Whales (*Megaptera
novaeangliae*) in the Western South Atlantic Ocean. *J. Cet.
Res. Manage.*

ANEXO I

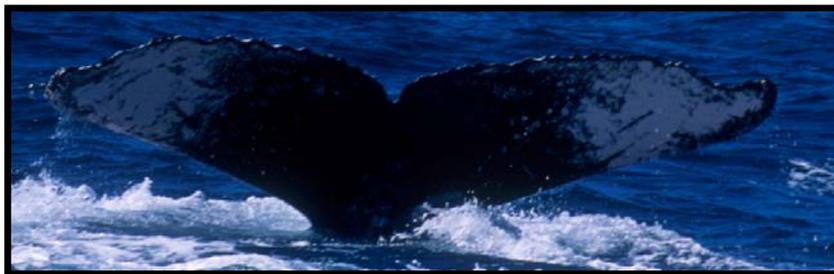


Figura 21. Padrões de distribuição de cores e marcas naturais observados na porção ventral da nadadeira caudal de baleias jubarte (Foto: Instituto Baleia Jubarte)

ANEXO II

Tabela 01. Resultados do *Teste G* para a comparação entre as taxas brutas de nascimento anuais de 1992 a 2003 (através de avistagens em cruzeiros de pesquisa).

Ano	No indivíduos	Filhotes	Taxa bruta de avistagem	Média global	f ^	G	p	q	g ajustado	p ajustado
1992	132	40	0,303	0,180	23,7128954	20,91441781	1,64904E-11	1,00163	49,5756595	1,71705E-11
1993	266	55	0,207	0,180	47,785077	7,734088457				
1994	377	73	0,194	0,180	67,7254663	5,474793219				
1995	491	103	0,210	0,180	88,2047851	15,97198073				
1996	709	174	0,245	0,180	127,366991	54,28498743				
1997	732	152	0,208	0,180	131,498783	22,02220393				
1998	686	115	0,168	0,180	123,235199	-7,953697354				
1999	701	115	0,164	0,180	125,929846	-10,44117717				
2000	945	144	0,152	0,180	169,762774	-23,70077485				
2001	880	133	0,151	0,180	158,085969	-22,98105212				
2002	670	112	0,167	0,180	120,360908	-8,06354387				
2003	809	113	0,140	0,180	145,331306	-28,43398487				
Total	7398	1329	0,180			24,82824133				
Média	616,5	110,75	0,192		G	49,65648267				
SD	248,97	39,25	0,05							

Tabela 02. Resultados do *Teste G* para a comparação entre as taxas brutas de nascimento anuais entre 1994 e 2001 (através de foto-identificação).

Ano	No de Filhotes	No de indivíduos	Taxa bruta de nascimento	f [^]	Média global	G	p	q	G ajustado	p para G ajustado
1994	2	50	0.04000000	1.7418	0.036288	0.276456	0.000423	1.032051	15.05459	0.000538
1995	3	89	0.033707865	3.084438	0.036288	-0.08327				
1997	10	143	0.069930070	4.898814	0.036288	7.13592				
1998	6	231	0.025974026	7.692952	0.036288	-1.49127				
1999	4	166	0.024096386	5.987439	0.036288	-1.61348				
2000	3	229	0.013100437	8.309839	0.036288	-3.05648				
2001	11	214	0.051401869	7.366364	0.036288	4.410681				
2002	10	181	0.055248619	6.350314	0.036288	4.540808				
2003	3	197	0.01522843	6.568039	0.036288	-2.35081				
total	52	1500	0.03466667	52	G	7.768552				
						15.5371				

Tabela 03. Resultados do Testes G para a comparação entre as taxas de fertilidade anuais (entre 1993 e 2003).

Ano	Fêmeas maduras	Mães	Taxa de fertilidade	f [^]	Média global	G	p	q	G ajustado	p para G ajustado
1993	3	3	1	2.671233	0.890411	0.348217	0.562177	1.030769	1.117494252	0.571925
1994	2	2	1	1.780822	0.890411	0.232144				
1995	4	3	0.75	3.561644	0.890411	-0.51483				
1996	10	10	1	8.90411	0.890411	1.160722				
1997	12	10	0.833333	10.68493	0.890411	-0.66249				
1998	9	6	0.666667	8.013699	0.890411	-1.73636				
1999	5	4	0.8	4.452055	0.890411	-0.42829				
2000	3	3	1	2.671233	0.890411	0.348217				
2001	12	11	0.916667	10.68493	0.890411	0.319669				
2002	10	10	1	8.90411	0.890411	1.160722				
2003	3	3	1	2.671233	0.890411	0.348217				
Total	73	65	0.890411	65		0.575939				
					G =	1.151879				

Tabela 04 (continuação) Histórico de avistamento dos 41 indivíduos foto-identificados em mais de três ocasiões no Banco dos Abrolhos em relação às composições de grupo em que se encontravam no momento da observação.

No do Indivíduo	Sol	Dupla	Trio	4 AD	5 AD	9 AD	Fefi	FefiEp	FefiEpEs	Fefi + 3 AD	Fefi + 4 AD	Total de avistagens	Sexo
186	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	Ind
206	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	Ind
216	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	Ind
234	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Ind
236	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	Ind
242	0	0	0	0	1	0	3	1	0	0	0	5	Fêmea
260	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	4	Ind
265	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	3	Fêmea
285	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	Ind
296	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3	Fêmea
306	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	Ind
309	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2	Fêmea
314	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	Ind
339	2	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	7	Ind
340	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	Fêmea
573	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	Ind
590	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Ind
632	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	Ind

Sol = Solitário, 4 AD = quatro adultos, 5 AD = cinco adultos, 9 AD = nove adultos, Fefi = fêmea

e filhote, FefiEp = fêmea, filhote e uma baleia acompanhante, FefiEpEs = fêmea, filhote e duas

baleias acompanhantes, Fefi + 3 AD = fêmea, filhote e 3 baleias acompanhantes, Fefi + 4 AD = fêmea, filhote e 4 baleias acompanhantes,

Tabela 05. Frequência de composições de grupo encontradas nos indivíduos identificados em Abrolhos entre 1989 e 2003.

No do indivíduo	sol	%	dupla	%	trio	%	Quatro ad	%	cinco ad	%	nove ad	%	fe fi	%	fe fi ep	%	fe fi pes	%	fe fi trio	%	fe fi quatro ad	total de avistagens	
339	2	0.12	1	0.07	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4	0.13	0	0.00	0	0.00	0	0.00	7
56	1	0.06	1	0.07	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4	0.13	0	0.00	0	0.00	0	0.00	6
8	0	0.00	1	0.07	1	0.11	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	0.10	0	0.00	0	0.00	0	0.00	5
242	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	1.00	0	0.00	3	0.17	1	0.03	0	0.00	0	0.00	0	0.00	5
20	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.07	2	0.40	0	0.00	0	0.00	4
24	2	0.12	0	0.00	2	0.22	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4
29	2	0.12	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.06	1	0.03	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4
58	1	0.06	2	0.13	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.06	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4
150	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4	0.22	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4
260	1	0.06	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	0.10	0	0.00	0	0.00	0	0.00	4
78	0	0.00	1	0.07	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.06	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	1.00	3
86	1	0.06	1	0.03	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.03	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3
101	2	0.12	0	0.00	1	0.11	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3
140	0	0.00	1	0.04	1	0.11	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.03	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3
265	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.06	0	0.00	1	0.20	1	0.50	0	0.00	3
296	0	0.00	1	0.04	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.11	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3
26	1	0.06	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.06	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2
43	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	1.00	0	0.00	1	0.03	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2
185	2	0.12	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2
186	1	0.06	0	0.00	1	0.11	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2
206	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.03	1	0.20	0	0.00	0	0.00	2
216	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.50	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2
236	0	0.00	1	0.04	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.03	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2
285	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.07	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2
306	0	0.00	1	0.07	0	0.00	1	0.25	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2
309	0	0.00	0	0.00	1	0.11	0	0.00	0	0.00	0	0.00	1	0.06	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2

