



PROJECTO CETACEOSMADEIRA II

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS MARINHAS CRÍTICAS PARA O GOLFINHO-ROAZ E VIGILÂNCIA
DOS ESTATUTOS DE CONSERVAÇÃO DOS CETÁCEOS NO ARQUIPÉLAGO DA MADEIRA

Projecto Nº LIFE07 NAT/P/000646

Deliverable A.7 – IIA

**Estudo técnico-científico de suporte à criação de áreas de
operação para a actividade de *whalewatching* e respectiva
capacidade de carga**

VERSION 2.0

Outubro de 2014

Produzido por:
Museu da Baleia da Madeira

Entidade Executora:



Entidades Financiadoras



NOTA DOS AUTORES

O presente documento é um produto do Projecto CETACEOSMADEIRA II, e os resultados apresentados neste documento resultam do trabalho das seguintes pessoas:

Luís Freitas
Filipe Alves
Cláudia Ribeiro
Ana Dinis
Cátia Nicolau
Adalberto Carvalho

Documento preparado por:

Luís Freitas
Filipe Alves

O documento deve ser citado da seguinte forma:

Freitas L, Alves F, Ribeiro C, Dinis A, Nicolau C, Carvalho A (2014). *Estudo técnico-científico de suporte à proposta de criação de áreas de operação para a actividade de whalewatching e respectiva capacidade de carga*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Museu da Baleia da Madeira, 87p.

Preâmbulo

O presente projecto contou com o apoio institucional do Governo Regional da Madeira – Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais, através da Direcção Regional do Ambiente.

Agradecimentos

Agradece-se a colaboração dos vários voluntários que participaram nalgumas das acções desenvolvidas, nomeadamente: Ana Higuera, Alexandra Pisareva, Carlos Silva, Cláudia Gomes, Daniel Martins, Filipe Henriques, Inês Cunha, Jonatan Svensson, José Tosta, José Roberto, Luís Dias, Maria Ovando Rodriguez, Nuno Marques, Mafalda Ferro, Marianne Bohm-Beck, Pedro Neves, Raquel Marques, Rita Ferreira, Rodrigo Freitas, Jose Antonio Bonales (Toño) e Virginie Wyss.

Agradece-se às empresas marítimo-turísticas e tripulação, nomeadamente das embarcações: Bonita da Madeira, Gavião, H2O, Ventura do Mar, Ribeira Brava, Rota dos Cetáceos, Sea the Best, Sea Born I e II e Sea Pleasure.

Agradece-se aos consultores do Projecto, Ana Cañadas e Phillip Hammond, por todo o seu apoio, disponibilidade, competência e sentido crítico, contribuindo para qualidade técnica dos resultados do objectivo 2 do projecto.

Por último agradece-se aos participantes e oradores convidados do *workshop* “Report on the Technical and LIFE+ networking workshop”, organizado no âmbito do projecto, pela partilha de experiências de outros projectos com objectivos idênticos, pelo seu contributo e recomendações técnico-científicas, e pelas discussões entusiasmadas e críticas construtivas que, no seu conjunto, contribuíram para melhorar os resultados apresentados neste documento. Essas pessoas são: John M Baxter, João Correia, Peter Evans, Pedro Mendes Gomes, Simon Ingram, David Lusseau, Paulo Oliveira, Rui Prieto, Renaud de Stephanis, Mike Tetley e José Vingada.

HISTÓRICO DO DOCUMENTO

Versão	Data	Capítulos atualizados	Comentários
1.0	10-01-2014		Versão preliminar
2.0	20-10-2014	Metodologias; Resultados; Discussão; Anexos	Versão final

ÍNDICE

NOTA DOS AUTORES	2
HISTÓRICO DO DOCUMENTO	3
ÍNDICE	4
RESUMO	5
ABSTRACT	7
1. INTRODUÇÃO	9
1.1. Legislação	9
1.2. Atividade de <i>whalewatching</i> e seus impactos	9
1.3. Cetáceos alvo da atividade	10
1.3.1. Golfinho-roaz (<i>Tursiops truncatus</i>)	10
1.3.2. Baleia-piloto-tropical (<i>Globicephala macrorhynchus</i>)	10
1.3.3. Golfinho-pintado (<i>Stenella frontalis</i>)	11
1.3.4. Golfinho-comum (<i>Delphinus delphis</i>)	11
1.3.5. Baleia-de-Bryde (<i>Balaenoptera edeni</i>)	12
1.3.6. Baleias-de-bico (Ziphiidae)	12
1.3.7. Vulnerabilidades das espécies face à actividade	13
2. OBJECTIVOS	14
3. METODOLOGIA	15
3.1. Recolha de dados	15
3.1.1. Embarques oportunistas em embarcações de <i>whalewatching</i>	15
3.1.2. Avaliação da disponibilidade de animais na área de operação	15
3.1.3. Censos náuticos	16
3.2. Análise de dados	18
3.2.1. <i>Distance sampling</i>	18
3.2.2. Modelação espacial	20
3.2.3. Foto-identificação	26
4. RESULTADOS	27
4.1. Caracterização da actividade de <i>whalewatching</i>	27
4.2. Espécies observadas e frequência de ocorrência	29
4.3. Abundância e distribuição	30
4.4. Distribuição de actividades	34
4.5. Padrões diurnos de utilização do habitat	38
4.6. Experiência de disponibilidade de cetáceos <i>versus</i> pressão do <i>whalewatching</i>	42
4.7. Fidelidade dos animais à área de operação	44
5. DISCUSSÃO	46
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55
ANEXOS	59
ANEXO I	60
ANEXO II	68
ANEXO III	74
ANEXO IV	80

RESUMO

No arquipélago da Madeira, a actividade de observação de cetáceos (*whalewatching*) é praticada há quase duas décadas, com um crescimento considerável nos últimos anos, numa área relativamente pequena concentrada na costa Sul da ilha da Madeira. O Museu da Baleia da Madeira (MBM) estudou entre 2002 e 2008 os impactos que a actividade pode ter a curto prazo sobre os cetáceos, tendo detectado algumas alterações de comportamentos nos animais alvo da actividade, com consequências indeterminadas a nível populacional (a longo-prazo). Para compatibilizar a conservação dos cetáceos no arquipélago da Madeira com a actividade *whalewatching* (WW) foi incluído no projecto CETACEOSMADEIRA II (CMII) o objectivo 2, o qual pretendeu responder à seguinte questão: deverão ser definidas áreas de operação para a actividade de WW bem como limites na operação? Se sim, quais deverão ser as áreas de operação e a respectiva capacidade de carga?

Para responder a estas questões é necessário compreender a dinâmica da actividade de observação de cetáceos, a ecologia e dinâmicas das espécies-alvo e as interacções entre ambos. Por conseguinte, no presente documento são abordados e estudados diversos aspectos relevantes, designadamente: caracterização da actividade de WW, dimensão actual e padrões temporais e espaciais de operação; a frequência relativa de ocorrência das espécies observadas e quais destas são as principais espécies-alvo da actividade; a abundância e distribuição das principais espécies-alvo da actividade, como utilizam as águas da Madeira para realizar as suas actividades críticas (alimentação, descanso, criação, socialização) e quais são as suas vulnerabilidades; como interagem os cetáceos e as embarcações de WW, e de que forma estas embarcações exercem pressão sobre os animais.

Este objectivo do projecto vai de encontro ao DLR 15/2013/M, de 14 de Maio, que contempla a definição de áreas de operação, e respectiva capacidade de carga, como um instrumento de gestão espacial da actividade, para compatibilizar o interesse turístico e socioeconómico da actividade com a conservação das espécies de cetáceos no arquipélago da Madeira, bem como o bem-estar dos animais observados.

De modo a responder às questões supracitadas foram utilizadas diferentes metodologias. Para caracterizar a actividade de WW, estudar as interacções entre as embarcações e os cetáceos e compreender melhor as “pressões” exercidas sobre os grupos de cetáceos alvos da actividade foram efectuados embarques oportunistas nas embarcações de WW e efectuadas observações a partir de vigias em terra. Os parâmetros biológicos e ecológicos foram estudados recorrendo a dados recolhidos em censos náuticos sistemáticos (*Distance sampling*), censos náuticos aleatórios (foto-identificação), dados fornecidos pelos operadores de WW e dados obtidos nos embarques oportunistas. Foi também efectuada uma experiência para avaliar a disponibilidade de cetáceos versus a “pressão” das embarcações na principal área de operação de WW, o Funchal. Da análise estatística efectuada salienta-se a MCDS (*Multivariate Distance Sampling*), e modelação espacial (*Spatial distance sampling models*- ME) aplicando GAMs (*Generalised Additive Models*), esta última também utilizada para estudar a utilização do habitat. Os indivíduos de algumas espécies de cetáceos foram fotografados (espécies com potencial para foto-identificação), com o intuito de compreender os seus padrões de residência e utilização da área de operação de WW. As áreas e períodos de estudo variaram de acordo com as metodologias e questões analisadas, cobrindo desde a costa Sul da Madeira até às águas ao redor do arquipélago da Madeira, entre 2010 e 2012 no período mais curto de dados analisados e 2001 e 2012 no período mais longo.

Até 2013, existiam a operar na ilha da Madeira 15 embarcações com saídas bi-diárias para passeios dedicados ao WW durante todo o ano. Quatro destas embarcações efectuam observação sub-aquática de golfinhos. Para o período de estudo (2010-2012), estima-se que por ano sejam realizadas na costa Sul da ilha da Madeira cerca de 4 500 viagens para a observação de cetáceos. A maioria das embarcações opera a partir do Funchal, seguido da Calheta e Caniçal. Sabe-se que em menor intensidade, algumas embarcações operam a partir de Santa Cruz e do Porto Santo. No geral, as embarcações marítimo-turísticas operam ao longo de todo o dia, entre as 9 h e as 20 h.

Durante o período de estudo (2010 – 2012), foram observadas 14 espécies no conjunto das campanhas de mar efectuadas. As quatro mais observadas foram o golfinho-comum, o golfinho-pintado, o golfinho-roaz e a baleia-piloto tropical, independentemente do tipo de campanha de amostragem. De realçar que 86% dos encontros efectuados pelas embarcações marítimo-turísticas correspondem a 5 espécies, as 4 supracitadas e a baleia-de-Bryde.

Os resultados das estimativas de abundância indicam que o golfinho-pintado é a espécie mais abundante, seguido do golfinho-comum, o golfinho-roaz e a baleia-piloto-tropical. Quanto à distribuição, o golfinho-roaz apresenta uma distribuição diferenciada na área de estudo com uma maior presença, quer em termos de densidade de animais quer de grupos, no sudeste da Madeira, canal entre a Madeira e ilhas Desertas, nordeste e norte da Madeira e sudoeste do Porto Santo. A baleia-piloto-tropical, tal como o golfinho-roaz, tem uma distribuição nas águas costeiras do arquipélago da Madeira diferenciada, concentrada particularmente no sudeste da Madeira. O golfinho-pintado e o golfinho-comum têm uma distribuição que engloba todo o mar costeiro do arquipélago da Madeira, apesar do golfinho-pintado ter

uma maior presença ao longo de toda a costa sul e norte da Madeira e o golfinho-comum ter uma distribuição com maior densidade nos extremos da ilha e a Este das Desertas e Porto Santo.

Apesar das estimativas de abundância tenham revelado como mais abundantes o golfinho-pintado e o golfinho-comum, a espécie mais observada pelas embarcações de WW foi o golfinho-roaz, o que se deve ao facto do golfinho-roaz ter uma presença anual nas águas costeiras do arquipélago da Madeira, enquanto que as outras duas espécies têm uma presença sazonal, com o golfinho-comum presente sobretudo nos meses de Inverno e Primavera e o golfinho-pintado presente nos meses de Verão e Outono. O mesmo se passa com a baleia-piloto-tropical que tendo uma abundância muito inferior ao golfinho-comum é mais frequentemente observado pelas embarcações marítimo-turísticas, devido à sua presença anual nestas águas.

A utilização diferenciada do habitat pelo golfinho-roaz, pela baleia-piloto-tropical e, em menor extensão, pelo golfinho-pintado tem implicações importantes para a gestão e conservação destas espécies nas águas costeiras da Madeira. Tal significa que existem áreas específicas onde a disrupção de actividades cruciais podem ter impactos maiores sobre estas espécies, dada a maior incidência dessas actividades nessas áreas. Em contrapartida, a existência de áreas específicas para as actividades críticas pode facilitar o processo de gestão espacial da actividade de WW, inclusive através da criação de zonas de exclusão para minimizar o impacto/disrupção de actividades cruciais nos ciclos de vida dos animais destas espécies.

Através de foto-identificação sabe-se que indivíduos de várias espécies de cetáceos usam repetidamente a área de operação das embarcações de WW (Sul da Madeira), quer a curto-prazo (num mesmo dia ou ao longo de vários dias), quer a longo-prazo (ao longo de vários anos). Se esta exposição repetida de animais às embarcações de WW poderá não ser preocupante no caso de espécies com uma presença ocasional na Madeira, o mesmo não sucede com espécies como o golfinho-roaz e a baleia-piloto-tropical, com indivíduos que utilizam a costa sul com regularidade, com grupos residentes ou associados às ilhas relativamente pequenos e que têm as águas da Madeira como habitat preferencial. A mesma preocupação também se estende à baleia-de-Bryde, que nos últimos anos tem voltado à Madeira no período de maior actividade das embarcações de WW (final da Primavera até ao Outono) e cujos animais utilizam com frequência a costa sul da ilha. Para espécies abundantes como o golfinho-pintado ou o golfinho-comum, é de esperar que a pressão/impacto da actividade de WW se disperse pelos numerosos grupos de animais.

Da experiência realizada na principal área de operação de WW, em Junho de 2012, detectou-se que a percentagem de grupos de cetáceos disponíveis (i.e. que foram detectados e portanto poderiam ser seleccionados para observação) nessa área tendem a ser abordados na sua totalidade (100%) pelas embarcações marítimo-turísticas, quando o número de embarcações na área é maior que o número de grupos de cetáceos disponíveis. Deste modo, para efeitos de conservação e gestão sustentável da actividade, um aumento da frota de WW a operar nesta área deverá receber muita atenção e deverá futuramente ser alvo de estudos que permitam compreender melhor os efeitos, a longo prazo, desta pressão sobre as principais espécies de cetáceos observadas, quer em termos do impacto na distribuição espacial e abundância na área de estudo, quer em termos do impacto nos parâmetros populacionais (e.g. alterações nas taxa de sobrevivência das crias no primeiro ano).

Embora não se espere impactos importantes da actividade de *whalewatching* ao nível das populações genéticas (os animais que utilizam as águas da Madeira fazem parte de populações abertas maiores, que têm uma área de distribuição Atlântica mais vasta), estes impactos poderão fazer-se sentir-se ao nível de eventuais sub-populações, *stocks* ecológicos ou de grupos de animais que dependem das águas da Madeira para sobreviver. Aliás, os maiores impactos podem fazer-se sentir na própria actividade de WW com a diminuição dos animais disponíveis para observação, em caso de degradação do habitat ou da existência de demasiadas pressões que afectem a parâmetros demográficos locais destas espécies, afastando os animais das áreas de operação e/ou alterando o seu comportamento de forma a diminuir a exposição às embarcações.

A exposição de uma espécie à actividade de WW não é necessariamente sinónimo de vulnerabilidade, apesar de constituir uma condição fundamental para que a espécie possa vir a ser considerada vulnerável. No contexto deste estudo foram seleccionados vários parâmetros para a definição de espécie vulnerável à actividade de WW, tendo sido, de acordo com a aplicação desses parâmetros, consideradas vulneráveis as seguintes espécies, apresentadas por ordem decrescente de vulnerabilidade: baleia-piloto-tropical; golfinho-roaz; baleia-de-Bryde; golfinho-pintado; baleias-de-bico; golfinho-comum.

ABSTRACT

In the Madeira archipelago, the whale watching activity has been carried out for nearly two decades. It has gone through a considerable growth in recent years and it is carried out in a relatively small area, concentrated on the South coast of Madeira Island. Between 2002 and 2008, the Madeira Whale Museum (MWM) studied the short term impacts of the activity on cetaceans and has detected some changes in the animals behaviour, with unknown consequences at a population level (the long-term). In order to harmonize cetacean conservation and the whale watching (WW) activity, the project CETACEOSMADEIRA II (CMII) defined the objective 2, which intended to answer the following questions: should areas and limits of operation be established for the WW activity? If yes, which should be the areas and with which carrying capacity?

To answer these questions it is necessary to understand the dynamics of the whale watching (WW) activity, the ecology and dynamics of the target species as the interactions between them. Therefore, this report presents results on: WW activity main characteristics, present size, temporal and spatial patterns of the operation; relative frequency of occurrence and main cetacean species targeted by the activity, abundance and distribution, habitat for the critical activities (feeding, resting, breeding, socialization), vulnerabilities; how do they interact with WW boats, and how these boats pressure the animals.

This objective of the CMII project is in line with DLR 15/2013 /M, of 14 May, which includes the definition of areas of operation, and its carrying capacity as a tool for spatial management of the activity, in order to harmonize its touristic and socio-economic interest with cetaceans' conservation objectives and animal welfare concerns of the observed animals in Madeira archipelago.

To answer the above questions different methodologies were used. Opportunistic boardings on WW boats and observations from lookouts posts in land were carried out in order to gather data to characterize the WW activity, study the interactions between boats and cetaceans and better understand the "pressure" exerted by the WW activity on the targeted groups. Biological and environmental parameters were studied, using the data collected in systematic (Distance sampling) and random (photo-identification) nautical surveys, data provided by the WW operators as well as data gathered in the opportunistic boardings on WW boats. An experiment to assess the availability of cetaceans versus the "pressure" exerted by WW boats in the activity main area (Funchal) was also carried out. The data statistical analysis included MCDs (Multicovariate Distance Sampling) and spatial modelling (Spatial distance sampling models-ME) applying GAMs (Generalized Additive Models). The latter was also used to study habitat use. Some cetacean species Individuals were photographed (species with potential for photo-identification), in order to understand their residence patterns and how do they use the WW operation area. The study areas and periods differed according to the methodologies and features studied, covering from the south coast of Madeira to the waters around the Madeira archipelago, between 2010 and 2012 and 2001 and 2012 for the longer period of data analyzed.

By 2013, there were 15 WW boats operating on the island of Madeira year round, with bi-daily tours devoted to whales and dolphins observation. Four of these boats offer dolphins underwater observation programs. It was estimated that a total of 4500 WW trips/year were done in the south coast of Madeira during the study period (2010-2012). Most boats operate from Funchal, followed by Calheta and Caniçal. It is known, although with less frequency, that some boats operate out of Santa Cruz and Porto Santo. In general, the WW boats work throughout the day between 9 am and 8 pm.

During the study period (2010 - 2012), 14 species were observed in all the nautical surveys. The four most frequently observed species, regardless the type of survey, were the common dolphin, the spotted dolphin, the bottlenose dolphin and the short-finned pilot whale. It is noteworthy that 86% of the sightings registered by WW boats correspond to 5 species, the four mentioned before and the Bryde's whale.

According to abundance estimates results, the spotted dolphin is the most abundant species, followed by the common dolphin, the bottlenose dolphin and the short-finned pilot whale. In the study area, the bottlenose dolphin showed a differentiated distribution with a greater presence, both in terms of density of animals and groups, in the southeast Madeira, channel between Madeira and Desertas islands, north and northeast of Madeira and southwest of Porto Santo. Likewise, the short-finned pilot whale occurs in the coastal waters of the Madeira archipelago, particularly in the southeast of Madeira Island. The spotted dolphin and the common dolphin showed a wider distribution encompassing the entire coastal sea of Madeira, with the spotted dolphin showing a greater presence throughout the south and north coast of Madeira, while the common dolphin had higher density at the edges of the island and east of the Desertas and Porto Santo islands.

Although the spotted and common dolphins are the species with higher abundance estimates, the most frequently observed species by the WW boats was the bottlenose dolphin. This is probably due to the fact that the bottlenose dolphin is present in the coastal waters of Madeira all year-round, while the other two species have a seasonal

presence; the common dolphin found mainly in winter and spring months and the spotted is present mostly during the summer and autumn. Likewise, the short-finned pilot whale with much lower abundance than the common dolphin is sighted more by the WW boats due to its annual presence in these waters.

The differentiated way that the bottlenose dolphin, the short-finned pilot whale and, to a lesser extent, the spotted dolphin use the habitat has important implications for the management and conservation of these species in the coastal waters of Madeira. This means that there are specific areas where the disruption of critical activities can have major impacts on these species, given the higher incidence of these activities in those areas. In contrast, the existence of specific areas for critical activities can make the process of spatial management of the WW activity easier, including the creation of exclusion zones to minimize the impact / disruption of crucial activities in these species life cycles.

The photo-identification results showed that individuals of different cetaceans' species use regularly the WW operation area (Southern Madeira) either in the short (on the same day or over several days) or long term (over several years). The repeated exposure to WW boats may not be a concern for species with an occasional presence in Madeira, but the same is not true for species such as the bottlenose dolphin and short-finned pilot whale, with animals using the south coast regularly, with residents or island associated small groups, to whom Madeira inshore waters are a preferential habitat. The same happens to the Bryde's whale, which has returned in the last years to Madeira in the period of greatest WW boats activity (late spring to autumn), with animals using frequently the Southern coast of the island. For abundant species like the spotted dolphin and the common dolphin, it is expected that pressure/impact of the WW activity will be spread out by the many animals groups present.

The experiment carried out in the main WW operation area, in June 2012, showed that the percentage of available groups of cetaceans (i.e. that were detected and therefore could be selected for observation by WW boats) in the study area tend to be 100% targeted by the WW boats if the number of vessels was greater than the number of available cetaceans' groups. Therefore, with the conservation objectives and the sustainable management of the WW activity in mind, the increase of the WW fleet operating in this area must be thought carefully and should be subject to future studies to better understand the long-term effects of such pressure on the main cetaceans species observed, both in terms of the impact on the spatial distribution and abundance in the study area as well as in terms of impact on population parameters (e.g. changes in the survival rate of offspring in the first year).

Although it is not expected significant impact from the WW activity at the genetic populations level (animals using the Madeira waters belong to larger open populations with wide Atlantic distribution areas), impacts may happen on possible sub-populations, ecological stocks or on animals groups depending of Madeira waters to survive. Indeed, the greatest impact may be felt in the WW activity itself, with a possible decrease of available animals for observation in case of habitat degradation or of too many pressures that may affect these species local demographic parameters, may force animals to displace from the operation areas and/or force a change in the their behaviour in order to reduce exposure to boats.

The exposure of a species to the WW activity is not necessarily synonymous of vulnerability, although it is a fundamental condition for a species being considered vulnerable. In the context of this study several parameters were selected to define a species as vulnerable to the WW activity. Accordingly to those, the following species were considered vulnerable and are presented in descending order of vulnerability: short-finned pilot whale; bottlenose dolphin; Bryde's whale; spotted dolphin; beaked whales; common dolphin.

1. INTRODUÇÃO

A actividade comercial de observação de baleias e golfinhos – *whalewatching* (WW) - teve início na costa Sul da Madeira na década de 1990. Na sua maioria, era realizada dum modo não dedicado a partir de embarcações que ofereciam passeios turísticos pela costa sul da ilha da Madeira. Ao longo dos anos, esta actividade tem vindo a aumentar no número de empresas e plataformas a operar e igualmente no número de turistas que procuram a actividade. Não existem valores precisos, mas estima-se que cerca de 40 mil turistas por ano em 2003/2004 estiveram envolvidos nesta actividade e que em 2007 esse número aumentou para 58 mil turistas por ano, movimentando cerca de 1,5 milhões de euros na Região (Ferreira, 2007). Em 2007 surgiu a primeira empresa exclusivamente dedicada à observação comercial de baleias e golfinhos na Madeira.

Com o intuito de minimizar o *stress* provocado pelas embarcações de WW nos cetáceos que são alvo da actividade, o Museu da Baleia da Madeira (MBM) elaborou e propôs em 2003, no âmbito do Projecto para a Conservação dos cetáceos no Arquipélago da Madeira (Projecto Nº LIFE99 NAT/P/006432), um código de conduta de adesão voluntária que estipulava um conjunto de regras para a sua observação. Apesar de voluntário, o código de conduta foi adoptado pela maioria das empresas do sector e serviu de base a medidas legislativas regionais para a actividade de WW.

1.1. Legislação

À data do presente documento estão registadas para as águas do arquipélago da Madeira 29 espécies de cetáceos (Freitas et al., 2012), indicando uma elevada diversidade cetológica para a Região. Estas espécies estão legalmente protegidas por diversos acordos/Convenções internacionais, assim como também por legislação regional. Estas espécies estão incluídas, por exemplo, no Anexo III (casos do cachalote, da baleia-anã, da baleia-sardineira, e da baleia-de-bico-de-Gervais e baleia de-bico-de-Blainville) ou II (as restantes espécies) da Convenção da Conservação da Vida Selvagem e dos Habitats Naturais da Europa (Convenção de Berna), no Anexo II (apenas no caso do golfinho-roaz) ou IV (as restantes espécies) da Directiva Habitats, ou ainda no Apêndice I (casos do cachalote e de todas as espécies de baleias-de-barbas) ou II (as restantes espécies) da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção (CITES) (Cabral et al., 2005). A nível regional, o fim voluntário da caça à baleia na Região Autónoma da Madeira em 1981 foi seguido da aprovação do Decreto Legislativo Regional nº 6/1986/M, de 30 de Maio, que visa a protecção de todos os mamíferos marinhos no mar territorial e na subárea 2 da Zona Económica Exclusiva Portuguesa (ZEE Madeira). Nesse Decreto é proibida a pesca, a captura, o abate e a comercialização de qualquer mamífero marinho. Ainda a nível regional, e seguindo os exemplos da Região Autónoma dos Açores e das águas de Portugal continental, foi publicado recentemente o Decreto Legislativo Regional nº 15/2013/M, de 14 de Maio, que aprova o regulamento da actividade de observação de vertebrados marinhos na Região Autónoma da Madeira. Neste último, estão estabelecidas as regras de observação de cetáceos à superfície e debaixo de água, define o licenciamento para o exercício da actividade e ainda as entidades competentes pela sua gestão. Este documento constitui a versão final actualizada que serve de suporte técnico-científico à proposta de criação de áreas de operação e o estabelecimento das respectivas capacidades de carga para a actividade de WW. A sua definição deverá ser estabelecida por portaria do Secretário Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais, tendo por base a informação técnico-científica deste documento e da respectiva proposta (Freitas, et al., 2014a).

O regulamento da actividade de observação de vertebrados marinhos na Região Autónoma da Madeira disciplina, entre outras, as actividades de observação dos cetáceos a partir de plataformas no mar, tendo por objectivo a compatibilização dos interesses da conservação e bem-estar destes animais e o desenvolvimento, entre outras, das actividades de animação turística ambiental.

1.2. Actividade de *whalewatching* e seus impactos

A experiência de campo adquirida pela equipa do MBM no decorrer do projecto CETACEOSMADEIRA II (CMII), e em projectos anteriores, permitiu identificar que nem todas as embarcações licenciadas na actividade operam com o mesmo esforço intra e inter-anualmente.

Em 2007 o MBM realizou um estudo (Ferreira, 2007) sobre o impacto da actividade de WW nos cetáceos, no âmbito do projecto EMECETUS (FEDER/INTERREG IIIB 05/MAC/4.2/M10), no qual o comportamento dos cetáceos foi avaliado e comparado antes, durante e após a perturbação antropogénica (assumindo que qualquer alteração comportamental verificada durante esse período deveu-se exclusivamente ao factor humano). No que diz respeito ao comportamento que os animais apresentavam antes e depois de um encontro com embarcações, e tendo em conta apenas as observações a partir de terra, esse estudo mostrou que em 89% dos casos os animais mantiveram o mesmo comportamento. Esta tendência foi consistente para todas as espécies observadas. A família *Delphinidae* (grupo dos golfinhos) foi o grupo de cetáceos que mais reagiu/interagiu com as embarcações. Contudo, um dos resultados finais deste estudo indica que existiram impactos a curto prazo na velocidade dos *Delphinidae* devido à presença de embarcações de observação de cetáceos, i.e. após a abordagem pelas embarcações os animais aumentaram as suas velocidades médias de deslocação.

1.3. Cetáceos alvo da atividade

1.3.1. Golfinho-roaz (*Tursiops truncatus*)

O golfinho-roaz, apesar da sua distribuição cosmopolita, ocorre preferencialmente em águas costeiras. Desta forma, o arquipélago da Madeira, com características oceânicas, i.e. com uma plataforma continental muito reduzida (Geldmacher et al., 2000), oferece aos indivíduos desta espécie uma área restrita de águas pouco profundas, situada muito próximo da costa. O reduzido habitat disponível para esta espécie, juntamente com o aumento das actividades humanas nestas águas ao longo dos últimos anos (e.g. infraestruturas portuárias, pescas, actividades marítimas de lazer, etc.), exige um cuidado acrescido que deve passar pelo estudo e monitorização da espécie nesta área e a eventual tomada de medidas de gestão das actividades humanas no sentido de manter o seu estado de conservação favorável. Apesar de, em 2005, o estatuto de conservação para esta espécie ter sido avaliado como ‘Pouco Preocupante’ para as águas do arquipélago da Madeira (Cabral et al., 2005), as condições particulares do habitat, descritas anteriormente, e o aumento de algumas das actividades humanas, torna o golfinho-roaz especialmente vulnerável.

Vários projectos desenvolvidos anteriormente pelo MBM (Projectos CETACEOSMADEIRA- LIFE 99NAT/P/6432; MACETUS - INTERREG IIIB MAC/4.2/M10; EMECETUS - INTERREG IIIB 05/MAC/4.2/M10) trouxeram novos conhecimentos sobre esta espécie, nomeadamente que as águas do arquipélago da Madeira podem constituir um habitat importante para o golfinho-roaz, com uma presença ao longo de todo o ano, e com a possível existência de animais associados às Ilhas evidenciado por alguns múltiplos avistamentos (Freitas et al., 2002; Dinis et al., 2013). Um estudo genético sugere que os indivíduos desta espécie que ocorrem nos arquipélagos dos Açores e da Madeira pertencem à mesma população (Quéroil et al., 2007). Daí que, a localização geográfica da Madeira, entre os arquipélagos dos Açores e das Canárias e o Continente europeu, é importante na perspectiva mais abrangente da população Atlântica pelágica de golfinho-roazes partilhada por estes arquipélagos (Quéroil et al., 2007).

O facto de o golfinho-roaz estar listado no anexo II da Directiva Europeia Habitats, atribuí responsabilidade aos Estados Membros na identificação e proposta Sítios de Importância Comunitária (SIC) para esta espécie a integrar a Rede Natura 2000.

1.3.2. Baleia-piloto-tropical (*Globicephala macrorhynchus*)

A baleia-piloto tropical, ou boca-de-panela, como é conhecida na Madeira, é uma espécie gregária que ocorre em todas as águas tropicais e temperadas quentes do mundo (Olson, 2009). Segundo o IUCN, o seu estatuto de conservação a nível mundial é de ‘Informação Insuficiente’ (DD – *data deficient*) e as tendências populacionais são desconhecidas (IUCN, 2012). No Atlântico Norte existem apenas estimativas de abundância para a costa Este dos EUA e Golfo do México (Olson, 2009). Nas Ilhas Canárias foram realizados estudos sobre a estrutura social e sobre o comportamento do mergulho (incluindo de acústica) (Heimlich-Boran, 1993; Soto et al., 2008; Jensen et al., 2011). A comparação de fotografias da barbatana dorsal (foto-identificação) entre indivíduos fotografados na Madeira, Canárias e Açores em 2004 mostrou que um grupo ‘capturado’ na Madeira foi ‘recapturado’ 20 dias depois nas Canárias (a ≈600km de distância) (Servidio et al.,

2007), o que sugere que alguns dos indivíduos observados nestes arquipélagos pertencem a uma mesma meta-população.

No arquipélago da Madeira esta espécie tem sido alvo de estudo desde 2001, pelo que já existe informação considerável sobre a sua ecologia. Através de métodos de foto-identificação e de análises genéticas sabe-se que existe uma grande variabilidade na utilização da área, incluindo indivíduos residentes (utilizando estas águas pelo menos à 15 anos, utilizando dados oportunistas anteriores a 2001), visitantes regulares, e transeuntes, com trocas genéticas entre eles. Segundo Alves et al. (2013a) estas baleias pertencem a uma população única composta por vários clãs, possivelmente com três deles associados ao arquipélago (incluindo baleias residentes e visitantes regulares) e outros clãs transeuntes, e que cada clã contém dois a três grupos matrilineares. Sabe-se ainda que esses grupos matrilineares são constituídos por associações estáveis de indivíduos ao longo de muitos anos, e que em média são constituídos por 15 indivíduos. Através de métodos de captura-recaptura estimou-se que existem cerca de 150 indivíduos associados ao arquipélago, que os indivíduos adultos possuem uma elevada taxa de sobrevivência (96%), e que cerca de 300 indivíduos utilizam a área Sul da ilha da Madeira entre o meio do Verão e do Outono. Não foi detectada qualquer tendência na abundância entre 2005 e 2011 (Alves et al., 2014) e através da colocação de marcas em baleias-piloto-tropical observou-se que passa mais de $\frac{3}{4}$ do tempo à superfície e que os animais transeuntes também efectuem mergulhos profundos para alimentação aquando da sua passagem pelo arquipélago (Alves et al., 2013b).

1.3.3. Golfinho-pintado (*Stenella frontalis*)

O golfinho-malhado-do-Atlântico ou golfinho-pintado, é uma espécie que ocorre nas águas tropicais e temperadas do oceano Atlântico (Este, Central e Oeste) (Perrin, 2009). É um visitante sazonal no arquipélago da Madeira, utilizando estas águas para actividades importantes como a alimentação, socialização e reprodução, principalmente nos meses de Verão quando é bastante comum (Freitas et al., 2004a). Em 1987, Perrin et al. propôs um morfotipo caracterizado por indivíduos mais pequenos e com menos pintas que ocorre em águas pelágicas e em redor de ilhas oceânicas, no qual se enquadram os animais observados no arquipélago da Madeira e dos Açores. Mais recentemente, um estudo genético (Quéroil et al., 2010) sugere que os indivíduos desta espécie que ocorrem nos arquipélagos dos Açores e da Madeira pertencem à mesma população e, embora a espécie ocorra em ambos os arquipélagos no mesmo período do ano, não foi detectada estrutura populacional entre os animais de ambos os arquipélagos. A ausência de estrutura populacional é expectável, dado tratar-se dum visitante temporário que tende a preferir águas mais oceânicas e efectua grandes migrações dentro e fora destes dois arquipélagos (Quéroil et al., 2010). Apesar de existir fluxo genético entre os indivíduos destes dois arquipélagos, um outro estudo baseado em ácidos gordos e isótopos estáveis mostrou que os indivíduos de cada arquipélago pertencem a *stocks* ecológicos diferentes (Quéroil et al., 2013).

Sabe-se que as águas da Macaronésia portuguesa (Açores e Madeira), no limite Norte de distribuição do golfinho-pintado, constituem uma pequena fracção da sua área de distribuição. Deste modo, a população que utiliza temporariamente a Macaronésia portuguesa poderá ser afectada, na restante área de distribuição, por ameaças tais como a poluição, a captura accidental em artes de pesca de cerco de tunídeos na costa oeste de África (Maigret, 1994) e *bycatch* nas redes de emalhar e de deriva na América do Sul e Central (Delgado-Estrella, 1997; Zerbini & Kotas, 1998). Apesar destes factores poderem ter alguma influência no estado de conservação da espécie, o estatuto de conservação regional, de acordo com os critérios da IUCN, para os Açores e Madeira é de 'Pouco Preocupante' (Cabral et al., 2005).

1.3.4. Golfinho-comum (*Delphinus delphis*)

O golfinho-comum possui uma distribuição muito vasta, quer nas águas costeiras quer em mar aberto, desde os trópicos até latitudes temperadas frias. Ocorre também no mar Mediterrâneo e no mar Negro (Perrin 2002). No arquipélago da Madeira é uma das espécies de cetáceos mais abundantes, onde desenvolve um conjunto de actividades vitais tais como alimentação, socialização e reprodução. Os indivíduos desta espécie são visitantes sazonais, frequentemente observados no Inverno e na Primavera, mas podem também ser observados com menor frequência noutras alturas do ano no arquipélago (Freitas et al., 2004a).

Um estudo genético indica não existirem diferenças na estrutura genética dos golfinho-comuns que ocorrem nos Açores (onde são comuns durante todo o ano) e na Madeira, e sugere que os animais destes arquipélagos deveriam ser considerados uma unidade de conservação (Quéroil et al., 2010). À semelhança do mencionado para o golfinho-pintado as análises bioquímicas também sugerem que os golfinhos-comuns de cada arquipélago pertencem a *stocks* ecológicos diferentes, apesar de existir fluxo genético entre os indivíduos de ambos os arquipélagos (Quéroil et al., 2013).

Embora ainda não estejam totalmente esclarecidos os movimentos sazonais da espécie e a estrutura de *stock* nas águas pelágicas do Atlântico Norte, sabe-se que existe pelo menos uma população desta espécie em cada lado do Atlântico Norte (Natoli et al., 2006). O tamanho do corpo e do rostro difere entre as populações do Noroeste e Nordeste do Atlântico, e inclusive algumas populações do Nordeste do Atlântico parecem estar morfologicamente diferenciadas de outras (Murphy et al., 2006).

Sabe-se que as águas da Macaronésia portuguesa (Açores e Madeira) constituem apenas uma pequena fracção da sua área de distribuição. Deste modo, a população que utiliza temporariamente a Macaronésia portuguesa poderá ser afectada na restante área de distribuição por ameaças tais como a captura accidental em artes de pesca e a poluição, que poderão influenciar o estado de conservação da espécie na Madeira.

O presente documento apresenta estimativas do tamanho populacional e mapas de distribuição de grupos e de composição de grupos/actividades das espécies anteriormente mencionadas nas águas costeiras do arquipélago da Madeira. Não existem dados de abundância e distribuição anteriores com os quais possam ser feitas comparações para a se determinação de tendências populacionais.

1.3.5. Baleia-de-Bryde (*Balaenoptera edeni*)

A baleia-de-Bryde ou baleia-tropical, habita todos os mares tropicais e temperados-quentes. Alguns *stocks* são costeiros, onde podem residir o ano inteiro, e outros são migratórios. Os animais migratórios possuem cicatrizes ovais causadas por um tubarão-tropical, tais como os animais encontrados nas águas do arquipélago da Madeira. No Atlântico Sul estão descritas populações que podem surgir junto à costa durante um determinado ciclo de anos e depois migram. Não se conhecem estudos sobre a ecologia desta espécie no Atlântico Norte, e mesmo, a nível global, esta é considerada a espécie de baleia-de-barbas menos estudada (Kato, 2002).

Nas águas do arquipélago da Madeira, esta espécie foi identificada pela primeira vez em 2003 e, desde então, tem sido registada uma presença sazonal frequente, em especial nos meses mais quentes do ano - Junho a Outubro (Freitas et al., 2004; Freitas et al., 2012). Nestas águas é regularmente observada isolada ou em grupos de até cinco indivíduos, encontrando-se por vezes acompanhados por uma cria. Um estudo de foto-identificação efectuado em 2008 pelo MBM mostrou que alguns indivíduos foram identificados todos os Verões entre 2005 e 2008, demonstrando assim uma regularidade nas visitas à região (Alves et al., 2010). Por fim, a mesma equipa em 2006 determinou, através da colocação de marcas, que dois animais mergulharam em sincronia ao longo de 14 h, seguindo as migrações verticais do zooplâncton (Alves et al., 2010). Isto demonstra que estas águas, utilizadas frequentemente (pelo menos sazonalmente) e para criação, são também utilizadas para alimentação, constituindo deste modo uma área importante para esta espécie no Atlântico.

1.3.6. Baleias-de-bico (Ziphiidae)

O grupo das baleias-de-bico engloba todas as espécies pertencentes à família *Ziphiidae*. São animais de médio porte (≈5m) e são considerados o grupo de espécies de cetáceos menos estudado no mundo. Através de estudos acústicos e de colocação de marcas em diversas zonas do globo ao longo dos últimos anos, descobriu-se que estes animais podem mergulhar tão ou mais fundo e durante mais tempo que o cachalote para capturar de presas (Baird et al., 2008).

No arquipélago da Madeira estão confirmadas 4 espécies de baleias-de-bico, e uma quinta espécie (baleia-de-bico-de-garrafa – *Hyperoodon ampullatus*), apesar de observada foi considerada não confirmada dada a inexistência de provas físicas (fotográfica ou biológica) que permitam a corroboração da identificação por terceiros (Freitas et al., 2012). É ainda possível que uma sexta espécie – *Mesoplodon mirus* – utilize também

estas águas uma vez que ocorre nas águas da Península Ibérica e nos arquipélagos vizinhos dos Açores e Canárias (Taylor et al., 2008). Das 4 espécies confirmadas, a baleia-de-bico-de-Sowerby (*Mesoplodon bidens*) foi registada pela primeira vez em 1941 (Maul & Sergeant, 1977) e foi observada pela segunda e última vez apenas em 2012, enquanto a baleia-de-bico-de-Gervais (*M. europaeus*) foi apenas registada em 2007 (Freitas et al., 2012). Se as espécies referidas anteriormente são consideradas raras, existem outras duas que têm uma frequência mais comum. São elas a baleia-de-bico-de-Blainville (*M. densirostris*) e o zífio ou baleia-de-bico-de-Couvier (*Ziphius cavirostris*). Apesar do seu comportamento tímido em relação às embarcações na maioria dos encontros, estas duas espécies têm sido observadas ao longo de todo o ano em redor da Madeira, Desertas e Porto Santo (Freitas et al., 2004b). Através da colocação de uma marca numa baleia-de-bico-de-Blainville em 2009, a equipa do MBM registou o mergulho de um animal até aos 1500 m de profundidade, o que sugere que estes animais utilizam estas águas para alimentação. Sabe-se ainda que um mesmo animal foi fotografado nestas águas com um intervalo de 3 anos. Dado o reduzido número de animais identificados no catálogo do MBM e tendo em consideração que o número de animais avistados é muito inferior ao número existente (estes animais estão disponíveis para detecção (*i.e.* à superfície) apenas em 8% do tempo (Dolman et al., 2009)), estas águas poderão albergar uma comunidade/população importante e eventualmente com grande associação ao arquipélago, tal como está descrito para populações de duas espécies de baleias-de-bico no Havai (McSweeney et al., 2007).

1.3.7. Vulnerabilidades das espécies face à actividade

As águas do arquipélago apresentam uma grande diversidade de espécies de cetáceos, as quais desenvolvem nestas águas actividades críticas para a sua sobrevivência, algumas delas são abundantes e com grupos residentes anuais ou grupos residentes sazonais.

A actividade de observação de cetáceos pode ter impactos a curto e longo-prazo sobre os animais alvo (Parsons 2012). Se as reacções imediatas são mais fáceis de detectar e estão já bem documentadas em diversos locais do mundo (Magalhães et al., 2002; Scheidat et al., 2004), o mesmo não se pode dizer das consequências a longo prazo. Como o próprio nome indica, estas só poderão ser visíveis passadas algumas décadas, com o factor adicional que é a dificuldade de diferenciá-las das variações naturais. No entanto, existem alguns estudos que já demonstraram efeitos negativos a longo prazo sobre populações de cetáceos quando a actividade foi exercida de forma contínua e persistente sobre os mesmos indivíduos, com consequências na natalidade e redução do número de efectivos (Orams et al., 2004; Bejder et al., 2006).

No arquipélago da Madeira, a actividade de observação de cetáceos tem quase duas décadas de existência, com um crescimento considerável nos últimos anos, numa área relativamente pequena concentrada sobretudo na costa sul da ilha da Madeira.

O MBM, entre 2002 e 2008, estudou os impactos a curto prazo da actividade de WW sobre os cetáceos, tendo identificado algumas alterações nos comportamentos dos animais, com consequências ao nível populacional (a longo-prazo) indeterminadas. Julga-se que a adesão da maioria dos operadores marítimo-turísticos ao regulamento voluntário de observação de cetáceos em 2003, terá contribuído para melhorar as condutas, reduzindo os impactos a curto-prazo e com eventuais consequências positivas a longo-prazo. Com a aprovação do Decreto Legislativo Regional 15/2013/M, de 14 de maio de 2013, as práticas na observação de cetáceos implementadas pelo regulamento voluntário de 2003 foram consagradas em lei, mas com algumas alterações e melhorias, nomeadamente a definição de áreas de operação, e respectiva capacidade de carga, de modo a compatibilizar o interesse turístico e socioeconómico da actividade com a conservação das espécies de cetáceos no arquipélago da Madeira e o bem-estar dos animais observados. Segundo esta legislação, capacidade de carga é definida como “...o número máximo autorizado de plataformas e de viagens diárias e/ou outros factores considerados relevantes na observação de vertebrados marinhos, dentro de uma zona delimitada, determinada através de portaria do Secretário Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais, em função da informação técnico-científica disponível e da aferição dos níveis de tolerância dos animais relativamente ao impacte causado pela presença humana...”. Para dar resposta a esta questão relevante o MBM, através do projecto CM II, estudou esta problemática que é seguidamente apresentada neste documento.

2. OBJECTIVOS

Este estudo enquadra-se no objectivo 2 do projecto CMII, e pretende obter conhecimento técnico-científico que permita responder à seguinte questão:

- Deverão ser definidas áreas de operação para a actividade de WW e limites nessa operação, com o intuito de contribuir para a sustentabilidade da actividade e para a conservação dos cetáceos? Se sim, quais devem ser as áreas de operação e a respectiva capacidade de carga?

Para poder responder a esta questão mais geral é necessário compreender a dinâmica da actividade de observação de cetáceos, a ecologia e dinâmicas das espécies-alvo e as interações entre ambos. Assim, são abordados e estudados neste documento aspectos específicos relevantes, designadamente:

- A caracterização da actividade de observação de cetáceos, dimensão actual e padrões temporais e espaciais de operação;
- Quais as espécies observadas, frequência relativa de ocorrência e quais destas são observadas pelas embarcações de WW (principais espécies-alvo);
- Qual é a abundância e distribuição das principais espécies alvo da actividade, como utilizam as águas da Madeira para realizarem as suas actividades críticas (alimentação, descanso, criação, socialização) e quais são as suas vulnerabilidades;
- Como interagem os cetáceos com as embarcações de WW, e de que forma estas embarcações exercem pressão sobre esses animais. Para abordar esta questão foram estudados os seguintes parâmetros: quantos grupos de cetáceos existem disponíveis para detecção numa área específica (área de estudo); quantos desses grupos são detectados pelas embarcações; quantas embarcações estão presentes por encontro com um grupo de cetáceos; qual a duração desses encontros; se os animais observados são repetidamente os mesmos e quais os seus padrões de residência; e se as áreas preferenciais dos animais coincidem com a área de operação das embarcações.

3. METODOLOGIA

Para responder às questões acima formuladas foram utilizadas diferentes metodologias. Para caracterizar a actividade de WW, estudar as interacções entre as embarcações e os cetáceos e compreender melhor as “pressões” exercidas sobre os grupos de cetáceos alvo da actividade foram efectuados embarques oportunistas a bordo de embarcações de WW (EOWW), e efectuadas observações a partir de vigias em terra. Por outro lado, os parâmetros biológicos e ecológicos foram estudados recorrendo a dados recolhido em censos náuticos sistemáticos (CNS), censos náuticos aleatórios (CNA), dados fornecidos pelos operadores de WW e também através dos embarques oportunistas anteriormente referidos.

3.1. Recolha de dados

3.1.1. Embarques oportunistas em embarcações de *whalewatching*

Estabeleceram-se protocolos de colaboração com 8 operadores marítimo-turísticos no sentido de ser possível o embarque de observadores do MBM nas embarcações de WW. Os membros da equipa do MBM e voluntários do projecto com formação específica ministrada pela equipa do MBM, realizaram embarques para cobrir todo o tipo de embarcações aderentes durante todo o ano, entre Agosto 2010 e Junho 2012. Cada observador registou informação referente aos avistamentos de cetáceos, quantas e quais as embarcações de WW presentes durante os avistamentos e qual o seu comportamento, os percursos efectuados (através de GPS) e, sempre que possível, fotografaram as barbatanas dorsais dos animais observados para foto-identificação. Esta colaboração com as empresas de WW permitiu ainda a entrega de um GPS ao skipper de algumas das embarcações, que mesmo sem a presença de um observador a bordo, registou os percursos das embarcações para estabelecer os padrões espaciais de operação da frota. As embarcações dos operadores marítimo-turísticos utilizadas na recolha de dados incluíram todos os tipos a operar na Madeira (veleiros mono-casco, barcos semi-rígidos, catamarãs).

Para mais informações consultar o Plano técnico do Objetivo 2 do CMII ‘Protocolo para o estabelecimento de áreas de operação e respectiva capacidade de carga para a actividade de observação de cetáceos’ (Dinis et al., 2011).

3.1.2. Avaliação da disponibilidade de animais na área de operação

Foi efectuada uma experiência para avaliar a disponibilidade de cetáceos *versus* a “pressão” das embarcações de WW na principal área de observação de cetáceos, no Funchal. Para isso, durante 12 dias, entre 11 e 22 de Junho de 2012, 4 observadores recolheram dados em 24 eventos de amostragem. Cada evento correspondeu a um período de meio-dia, com a duração aproximada de 3 horas, coincidindo com a duração típica das viagens nas embarcações marítimo-turísticas e foram efectuados de manhã e à tarde. Em simultâneo com os 2 observadores a bordo recolhendo informações sobre os cetáceos avistados nas embarcações marítimo-turísticas, estiveram activos dois postos de vigia (com 1 observador utilizando binóculos de longo alcance Steiner 25x80), um no Garajau e outro no Pico de São Martinho (Pico da Cruz), de modo a registar todos os grupos de cetáceos encontrados e verificar se eram ou não detectados pelas embarcações marítimo-turísticas. Todos os dados foram registados em fichas de papel preparadas para o efeito. Os dados recolhidos pelos observadores a bordo (informação sobre cada avistamento e coordenadas) foram posteriormente cruzados com os dados recolhidos pelos observadores nas vigias.

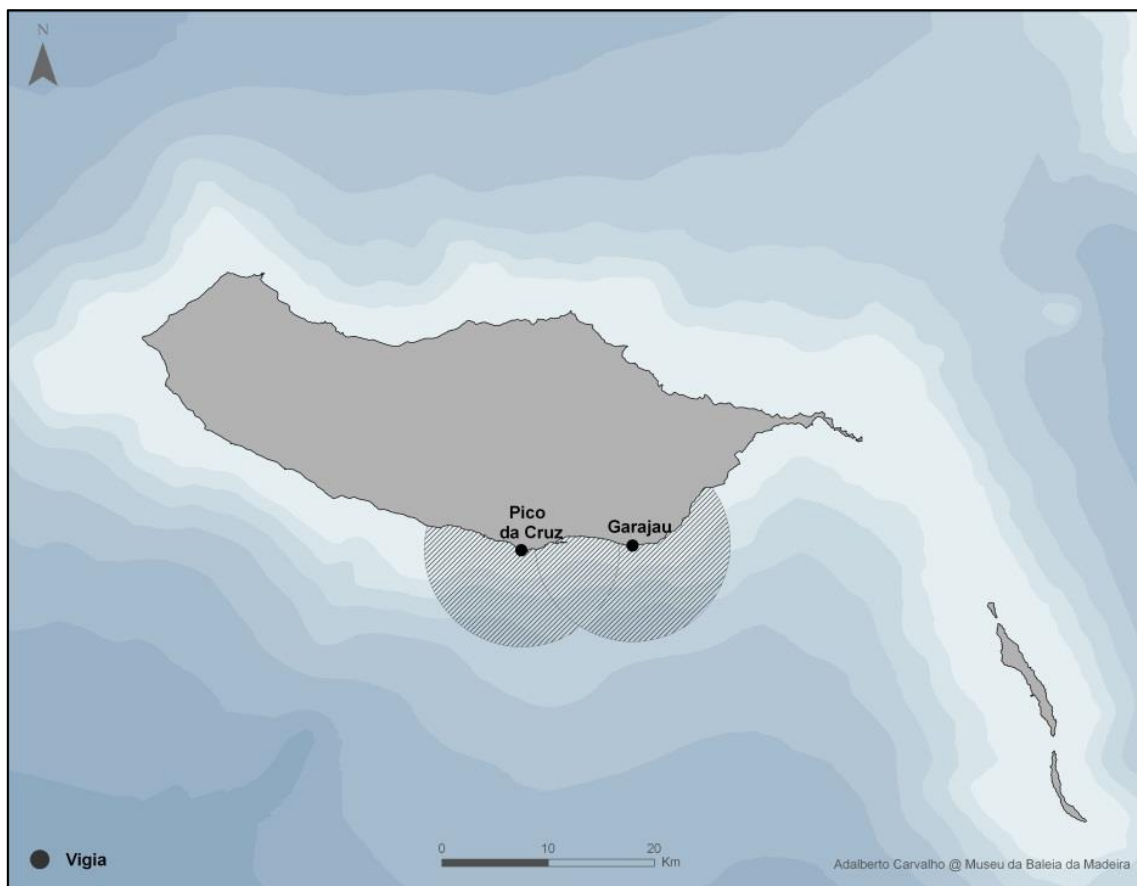


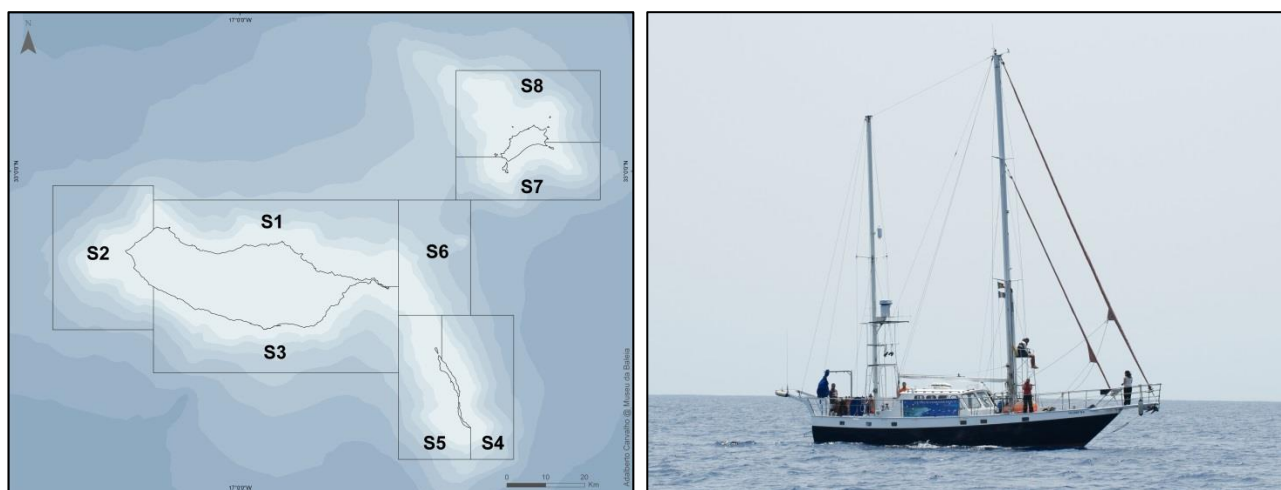
Figura 1- Mapa com a localização dos postos de vigia do Garajau e Ponta da Cruz e indicação da área aproximada coberta pelos observadores nas vigias.

3.1.3. Censos náuticos

Os CNS consistiram na observação e detecção visual de cetáceos no mar ao longo de percursos ou trajectos pré-definidos, gerados aleatoriamente, aplicando o método do CSDS (*conventional design-based distance sampling*).

A área de estudo, num total de 4 409 km², compreendeu a faixa de mar compreendida entre a costa e até um máximo de 14 milhas náuticas das ilhas da Madeira, Desertas e Porto Santo (profundidades até aproximadamente os -3 500 m) e foi dividida em 8 sectores (Figura 2). Para cada sector os transectos (linhas) foram distribuídos aleatoriamente e com uma configuração em zig-zag igualmente espaçado (*equal space zigzag*), de maneira a que todos os pontos dentro do sector tenham igual probabilidade de cobertura, maximização do tempo em esforço de amostragem (Thomas et al., 2002) (Strindberg & Buckland, 2004) e realizados (sempre que possível) duas vezes por trimestre ao longo de todo o ano com o estado de mar Beaufort ≤ 3 (boas condições de observação). Os transectos foram gerados, para cada um dos 8 sectores amostrados, através do *software* DISTANCE 5.0.

A plataforma de observação usada foi a embarcação do MBM, o veleiro de investigação "Ziphius" (Figura 2) a uma velocidade média de 6 nós, com uma equipa com treino específico constituída no mínimo por 5 elementos, os quais uma vez iniciado o trajecto em esforço de observação, circularam de hora a hora pelas 5 posições existentes a bordo num regime de rotatividade (3 posições de vigia em esforço de observação, 1 anotador e 1 timoneiro). Para manter consistência na recolha de dados, a equipa de mar, sempre que possível não sofreu alterações.



a)

b)

Figura 2 - a) Mapa com a demarcação dos sectores amostrados ao redor da Madeira, Desertas e Porto Santo no âmbito dos CN: S1 – Madeira Norte; S2 – Madeira Oeste; S3 – Madeira Sul; S4 – Desertas Este; S5 – Desertas Oeste; S6 – Travessa; S7 – Porto Santo Sul; S8 – Porto Santo Norte. b) Veleiro de investigação “Ziphius” utilizado na realização dos CNS.

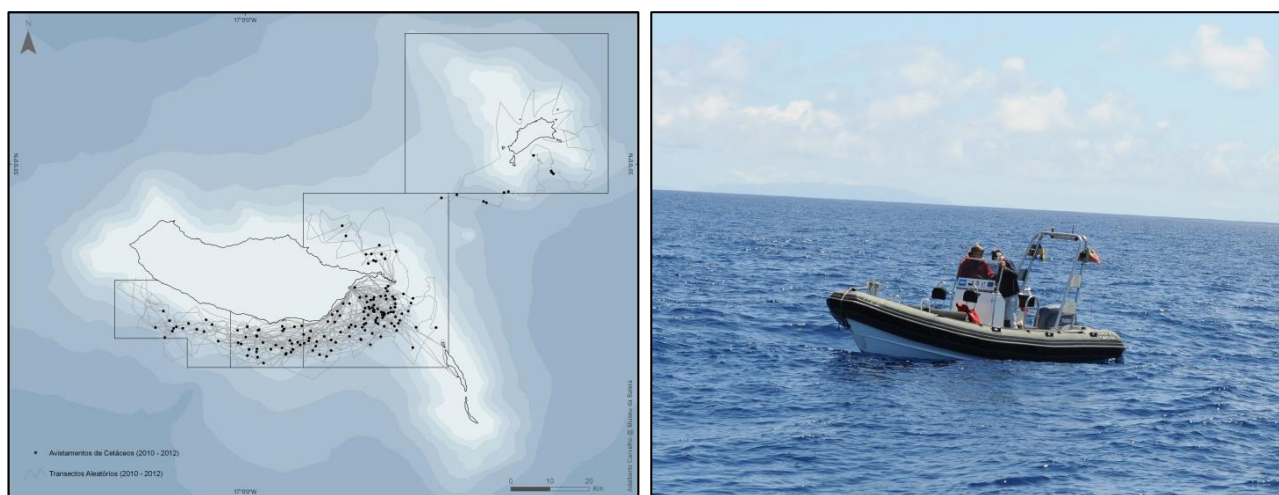
A detecção dos cetáceos foi efectuada a olho nu, intercalada com busca com binóculos reticulados Fujinon 7x50. Dois dos observadores, na vigia situada na popa da embarcação, cobriram o mar a bombordo e estibordo (até pelo menos 120º para cada lado do transecto) e o terceiro observador posicionado na vigia da proa varreu a área à frente incluindo a linha central do transecto. Quando ocorria um avistamento de cetáceos era de imediato registada a posição GPS da embarcação e hora do avistamento, medido (com um aparelho azimutal) até o grau mais próximo (sem arredondamento), o ângulo da proa ao grupo observado e medida (com as retículas dos binóculos) e estimada (a olho nu) a distância ao grupo observado, e sempre que possível determinada a espécie. Em seguida, a embarcação aproximava-se do grupo para identificação ou confirmação do avistamento até ao nível taxonómico mais baixo possível, quantificava-se e caracterizava-se o grupo observado e eram registados dados ambientais (e.g. velocidade e direcção do vento; estado do mar-escala na Beaufort; altura das vagas; cobertura de nuvens; visibilidade; intensidade e ângulo de reflexo do sol no mar). Para além do registo dos avistamentos de cetáceos a equipa também procedeu ao registo e caracterização do avistamento de tartarugas e lixos marinhos. De hora a hora eram também registados a quantidade e tipo de tráfego marítimo visível e os parâmetros ambientais. Também se procedeu ao registo dos parâmetros ambientais sempre que ocorreram mudanças importantes nos mesmos.

Os CNA foram realizados na embarcação “Ziphius” e no semi-rígido “Roaz”, sem percurso pré-definido, à procura de grupos de duas espécies em particular, o golfinho-roaz e a baleia-piloto-tropical, para serem foto-identificados.

No projecto CMII, o esforço de observação dos CNA foi realizado entre 2010 e 2012 e orientado para 4 áreas de estudo específicas (figura 3), definidas com base em resultados de projectos anteriores, para maximizar a probabilidade de encontrar grupos de golfinho-roaz (para responder a questões do objectivo 1 do projecto CMII) e de outras espécies alvo da actividade de WW. Estas áreas coincidem parcialmente com a área principal de operação das embarcações de observação de cetáceos.

Os CNA também foram realizados em projectos anteriores, entre 2004 e 2008, com objectivos específicos de detecção de espécies de cetáceos pré-determinadas para realizar trabalhos de foto-identificação, colocação de transmissores ou recolha de amostras de genética.

A partir da comparação fotográfica foi possível identificar os animais individualmente, e a comparação de imagens num mesmo evento fotográfico ou entre eventos fotográficos permitiu identificar padrões de residência/migração, estudar movimentos dos animais e, aplicando a metodologia de captura-recaptura, obter estimativas de abundância estatisticamente robustas.



a) Mapa com a demarcação das áreas amostradas no âmbito dos CNA e exemplos de transectos efectuados nessas áreas; **b)** embarcação semi-rígida utilizada nas campanhas de CNA.

Para a recolha fotografica foram utilizadas máquinas fotográficas DSLR (Nikon D2H e D700) e lentes AF Nikkor 70-300mm 1:4-5.6 D; AF Nikkor 80-200mm 1:2.8 D; AF-S Nikkor 300mm 1:2.8 D II; AF VR Nikkor 80-400mm 1:4-5.6 D e AF-S Nikkor 70-200mm 1:2.8 GII. Quando um grupo de cetáceos das espécies relevantes era avistado, registava-se sempre que possível:

- as coordenadas GPS do avistamento;
- o seu comportamento (este deve ser, sempre que possível, a actividade a que os animais se dedicavam antes da chegada da embarcação);
- a reacção dos animais à chegada da embarcação;
- o número de animais;
- a existência e número de crias;

Para além dos dados relacionados com os avistamentos eram também registados dados ambientais (e.g. velocidade e direcção do vento; estado do mar-escala na Beaufort; altura das vagas; cobertura de nuvens; visibilidade; intensidade e ângulo de reflexo do sol no mar).

Para mais informações sobre a metodologia de recolha de dados no mar consultar Dinis et al. (2010a) e Dinis et al. (2010b).

3.2. Análise de dados

3.2.1. Distance sampling

Uma vez que é normalmente impossível na natureza contar todos os indivíduos de uma população, a determinação da abundância das populações de cetáceos numa área de estudo é feita através de uma estimativa. O “método das distâncias” (*distance sampling*) é uma técnica *standard* para estimar abundâncias em populações animais selvagens (Buckland et al., 2001; Buckland et al., 2004). Neste método, os dados recolhidos são as distâncias perpendiculares aos objectos de estudo (neste caso cetáceos), ou distâncias radiais, e respectivos ângulos, aos objectos de estudo a partir de transectos de amostragem distribuídos aleatoriamente pela área de estudo. O método de *distance sampling* tem três pressupostos fundamentais (Buckland et al., 2001):

1. Os objectos sobre a linha do transecto são todos detectados, $g(0)=1$
2. Os objectos são detectados na sua localização inicial – sendo que na prática o importante é que o observador registre a localização do animal antes que este seja afectado pela presença do observador.
3. A medição da distância e ângulo ao avistamento é exacta.

A análise dos dados foi efectuada recorrendo ao *software* DISTANCE 6.0 (Thomas et al., 2009). As estimativas de abundância foram calculadas recorrendo a dados recolhidos em dois períodos distintos de amostragem – 2007-2009 (Projecto EMECETUS) e 2010-2012 (Projecto CMII) – com o objectivo de englobar o maior número de avistamentos para se efectuar uma análise o mais robusta possível, com o intuito de cumprir-se ou aproximar-se do número mínimo de 60 avistamentos recomendados para estimar a função de detecção (Buckland et al., 2001; Buckland et al., 2004). Foi possível estimar a abundância de quatro espécies de cetáceos, designadamente o golfinho-roaz, a baleia-piloto-tropical, o golfinho-pintado e o golfinho-comum. Uma vez que o número de avistamentos para cada espécie de baleias-de-barbas observadas (Baleia-de-Bryde, baleia-sardinheira, baleia-comum) foi reduzido, foi decidido agrupar todos os avistamentos e assim obter uma estimativa de abundância/densidade para a família *balaenopteridae*. Esta opção permitiu também adicionar à análise avistamentos identificados apenas até ao nível da família. O mesmo procedimento foi adoptado para os avistamentos respeitantes às baleias-de-bico (família *ziphiidae*).

As campanhas de CNS realizados nestes dois períodos de amostragem seguiram no essencial o mesmo protocolo de campo para garantir consistência e compatibilidade entre os dados recolhidos em ambos os períodos e foi desenhado para minimizar a violação dos pressupostos desta metodologia, nomeadamente, através da alocação de um observador para varrer a linha central do transecto e áreas circundantes (30° para cada lado da linha central) avante da embarcação (minimizar a violação do pressuposto 1.) e a utilização de binóculos na detecção dos objectos de estudo (minimizar a violação do pressuposto 2.).

A alteração mais significativa no protocolo de mar dos CNS realizados no período 2010-2012, diz respeito à medição de distâncias radiais não por estimativa visual como aconteceu no período 2007-2009, mas através de binóculos com retículas. Desta forma o erro associado às estimativas de cada observador foi minimizado e passou-se a ter uma escala de referência comum aos diferentes observadores (minimizar a violação do pressuposto 3.). Uma vez que a equipa de observadores nas campanhas de mar foi comum aos dois períodos de amostragem e que, para além da medição das distâncias radiais aos cetáceos com retículas, os observadores continuaram paralelamente a efectuar a medição dessas distâncias por estimativa visual, foi possível calcular, através da modelação, os erros de estimativa visual de distâncias para cada observador e aplicar um factor de correcção em função da distância medida (o erro de estimativa visual de distâncias varia normalmente de observador para observador e de acordo com a distância ao objecto observado), às estimativas visuais de distância aos avistamentos efectuados no período 2007-2009.

As áreas amostradas no sector 6 (Travessa) e nos sectores 7 (Porto Santo Sul) e 8 (Porto Santo Norte) foram parcialmente diferentes nos CNS 2007-2009 e 2010-2012. Assim a análise combinada destes dois períodos baseou-se nos dados recolhidos na área comum amostrada (figura 2).

Os dados dos avistamentos dos grupos de cetáceos estudados, nomeadamente as distâncias radiais (r) medidas usando os binóculos com retículas (ou estimativas visuais de distâncias corrigidas) e ângulo do avistamento foram usados para calcular a distância perpendicular (X_i) através de uma simples relação trigonométrica (Buckland et al., 2001).

Com os dados de esforço de observação (transectos realizados), as distâncias perpendiculares até aos grupos de cetáceos observados e o tamanho desses grupos procedeu-se à análise. Foi seleccionado o método de covariáveis múltiplas de distâncias (MCDS) com o intuito de incorporar no cálculo da função de detecção outras covariáveis para além da distância perpendicular, fazendo com que a largura efectiva de detecção seja função das covariáveis consideradas (Buckland et al., 2001; Buckland et al., 2004). Contrariamente ao Método das distâncias Convencional (CDC), que assume que a detecção de um objecto é unicamente função da sua distância à linha do transecto, o MCDS permite a inclusão de variáveis adicionais que podem também ter impacto na probabilidade de detecção. No caso da amostragem de cetáceos o estado do mar (escala de Beaufort) costuma ser uma variável comum (Palka, 1996; Barlow et al., 2001) e foi testada na presente análise. Também foram consideradas como co-variáveis o período de amostragem (2007-2009/2010-2012), a posição de detecção (plataforma de observação da vante ou da ré da embarcação “Ziphius”) e a dica (indício pelo qual o grupo foi detectado – um *splash*, dorso, salto, sôpro, etc.).

A abundância ($\hat{N}$) foi calculada usando um estimador Horvitz-Thompson-like (Buckland et al., 2001). Nesta análise testaram-se duas funções-chave padrão para a função de detecção (*Half-normal*; *Hazard-rate*; combinação das duas funções-chave) com MCDS. Para avaliar o ajuste absoluto de cada modelo aos dados usou-se o teste de *Kolmogorov-Smirnov goodness-of-fit test* (Buckland et al., 2004). As estimativas foram seleccionadas do modelo com menor Critério de informação Akaike's (AIC) (Buckland et al., 2004) e confirmado após verificação visual do ajuste da curva de detecção do modelo seleccionado ao "QQ-plot" e ao histograma dos avistamentos por classes de distância.

A função de detecção não foi corrigida nesta análise para compensar os animais que estavam submersos, e portanto não detectáveis durante os transectos de amostragem - desvio de disponibilidade (*availability bias*) – nem para o desvio de percepção (*perception bias*). Este último, resulta da variação na detecção de objectos (e.g. cetáceos) em função do observador, e é influenciado por factores como a experiência (observadores experientes vs inexperientes) ou a fadiga (especialmente em transectos longos – condição do observador no início do transecto vs o fim do transecto). Assim, as estimativas de abundância obtidas serão possivelmente subestimadas. Pretende-se, no futuro, obter informações sobre os padrões de submersão das espécies analisadas (% média de tempo em submersão) para corrigir estes factores de subestimação.

O movimento aleatório (*random movement*) dos animais pode levar a um aumento progressivo do desvio (*bias*) das estimativas à medida que o rácio da velocidade dos animais sobre a velocidade da embarcação de amostragem aumenta (Hiby, 1982). A velocidade média da plataforma de observação utilizada no CNS ("Ziphius") é de 6 nós, e menor do que a velocidade da maior parte dos CNS para cetáceos. Assim, aplicando o mesmo procedimento de Canãdas & Hammond (2006) investigou-se se este era de facto um problema nos nossos dados (ver Anexo I).

Um outro fenómeno que pode afectar as estimativas de abundância/densidade é o movimento de resposta (*responsive movement*) dos animais à presença da embarcação antes da sua detecção, e que está directamente relacionado com o pressuposto 2 da metodologia *distance sampling*. Este movimento pode ser de aproximação ou afastamento da embarcação, podendo resultar respectivamente em sobrestimativas ou subestimativas de abundância/densidade, dependendo da dimensão do fenómeno. Apesar da utilização de binóculos para minimizar a violação do pressuposto 2, existe a possibilidade de terem ocorrido movimentos de resposta. No entanto, não foi possível recolher dados que permitam uma abordagem quantitativa desta questão, seguindo por exemplo a abordagem proposta por Palka & Hammond (2001). Por outro lado, uma inspecção visual do histograma de distribuição dos avistamentos por classes de distância à linha central do transecto pode mostrar indícios do movimento de resposta (de afastamento) estar acontecer, quando o número avistamentos na(s) classe(s) de distâncias mais próxima(s) da linha central é inferior aos das classes mais afastadas (Buckland et al., 2001) (ver anexo I).

Para mais informações sobre a metodologia de *distance sampling* consultar Buckland et al. (2001) e Buckland et al. (2004) e para mais informações sobre os protocolos de amostragem utilizados nos períodos de amostragem analisados consultar Freitas & Alves (2004) e Dinis et al. (2010a).

3.2.2. Modelação espacial

Estimativa de abundância/densidade absoluta e respectivos mapas de distribuição de superfície

Com base em dados recolhidos durante os transectos de *distance sampling*, nomeadamente, os avistamentos de cetáceos (e.g. espécie, localização geográfica, tamanho do grupo, actividades) e o esforço de amostragem (os quilómetros de transectos percorridos em busca activa dos animais), foi possível modelar a distribuição de algumas das espécies observadas na área de estudo. Para tal é utilizada uma ou mais co-variáveis (profundidade, distância da costa, etc.) que melhor "expliquem" de forma estatisticamente significativa a distribuição dos avistamentos tendo em consideração o esforço de amostragem realizado. Quanto mais esforço e mais avistamentos forem utilizados na análise, são de esperar resultados mais robustos. Com esta ferramenta analítica é possível fazer estimativas de abundância absoluta, bem como obter mapas de distribuição de abundâncias/densidades de superfície das espécies de cetáceos para a área

de estudo. Tal como na análise de *distance sampling*, a estimativa de abundância e mapas de distribuição foram gerados para as famílias *baleenopteridae* e *ziphiidae*.

Neste estudo as abundâncias foram estimadas, não apenas recorrendo a MCDS, mas também modelação espacial (*Spatial distance sampling models*- ME) aplicando GAMs (*Generalised Additive Models*) (Hastie & Tibshirani, 1990).

O método ME tem algumas vantagens relativamente ao método convencional de *distance sampling*. Uma dessas vantagens é que não é necessário que os transectos estejam dispostos de modo a proporcionarem uma igual probabilidade de cobertura da área de estudo. Desta forma é possível combinar na mesma análise dados de campanhas sistemáticas, com campanhas não sistemáticas ou de “plataformas de oportunidade”, como são navios oceanográficos, de pesca, militares ou de passageiros (e.g. ferries) (Buckland et al., 2004). Para isso é necessário que sejam recolhidos dados que permitam calcular a distância perpendicular aos animais observados e eventuais co-variáveis que possam afectar a detecção (para cálculo da função detecção) e que sejam minimizadas as violações aos pressupostos da metodologia *distance sampling*. Outra vantagem do método ME é que permite estimar abundâncias em qualquer sub-área da área de estudo e gerar mapas de distribuição de superfície da abundância de animais. Esta possibilidade é importante para a conservação de populações de animais selvagens pois permite a identificação/delimitação de áreas de alta densidade que possam ser adequadas para a designação de áreas marinhas protegidas (Gómez de Segura et al., 2007). Neste estudo a ME foi utilizada para o cálculo de abundâncias dentro de sub-áreas específicas (áreas de operação de WW) que por sua vez foram utilizadas no cálculo da “capacidade de carga” dessas áreas (Freitas et al., 2014a). Outra vantagem apresentada por Gómez de Segura et al. (2007) é a de que a inclusão de factores ambientais nos modelos de ME para estimar abundâncias pode aumentar a precisão da estimativa.

A ME baseou-se nos mesmos dados utilizados na análise *distance sampling*, designadamente o período de amostragem 2007-2009 (Projecto EMECETUS) e 2010-2012 (Projecto CMII).

Na ME foram testadas variáveis ambientais dinâmicas e estáticas (funcionam como co-variáveis explanatórias e de previsão), designadamente:

Variáveis dinâmicas

- Chla - concentração média de clorofila *a* à superfície do oceano para o período de amostragem, medida através de satélite. O valor final para cada quadrícula foi a média global calculada a partir da média mensal obtida do satélite de detecção remota Modis-Aqua¹ com resolução de 4km, para os meses amostrados durante o período de estudo;
- Chla_jun_oct – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Junho e Outubro (“Verão”);
- Chla_nov_mai - idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Novembro e Maio (“Inverno”);
- Sst – Temperatura média da superfície do oceano para o período de amostragem, medida através de satélite. O valor final para cada quadrícula foi a média global calculada a partir da média mensal obtida do satélite de detecção remota Modis-Terra¹ com resolução de 4km, para os meses amostrados durante o período de estudo;
- Sst_jun_oct – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Junho e Outubro (“Verão”);
- Sst_nov_mai – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Novembro e Maio (“Inverno”);
- Cdom – matéria orgânica dissolvida à superfície do oceano para o período de amostragem, medida através de satélite. O valor final para cada quadrícula foi a média global calculada a partir da média mensal obtida do satélite de detecção remota Modis-Aqua¹ com resolução de 4km, para os meses amostrados durante o período de estudo;

- Cdom_nov_mai – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Novembro e Maio (“Inverno”);
- Cdom_jun_oct – idêntico ao anterior mas, com processamento dos dados respeitantes aos meses entre Junho e Outubro (“Verão”);

¹-Site da Nasa - <http://daac.gsfc.nasa.gov/>

Variáveis estáticas

- Latitude – latitude média de cada quadrícula (célula) da área de estudo;
- Longitude – longitude média de cada quadrícula da área de estudo;
- depth_av – profundidade média de cada quadrícula da área de estudo*;
- depth_max – profundidade máxima de cada quadrícula da área de estudo*;
- depth_min – profundidade mínima de cada quadrícula da área de estudo*;
- depth_sd – desvio padrão da profundidade de cada quadrícula da área de estudo*;
- slope_p_av – declive médio (medido em percentagem) de cada quadrícula da área de estudo*;
- slope_p_max – declive máximo (medido em percentagem) de cada quadrícula da área de estudo*;
- slope_p_min – declive mínimo (medido em percentagem) de cada quadrícula da área de estudo*;
- slope_p_sd – desvio padrão do declive (medido em percentagem) de cada quadrícula da área de estudo*;
- aspect_av – orientação média dos declives de cada quadrícula da área de estudo***;
- aspect_max – orientação máxima dos declives de cada quadrícula da área de estudo***;
- aspect_min – orientação mínima dos declives de cada quadrícula da área de estudo***;
- aspect_sd – desvio padrão das orientações dos declives de cada quadrícula da área de estudo***;
- ci – Index de contorno de cada célula (quadrícula) da área de estudo, calculado da seguinte forma:
 $((\text{depth_max} - \text{depth_min}) / \text{depth_max}) * 100$;
- dist_coast – Menor distância horizontal entre o centro da quadrícula e o ponto de costa mais próximo;
- dist_100/dist_200/dist_500/dist_1000/dist_1500/dist_2000/dist_2500/dist_3000 – Menor distância horizontal entre o centro da quadrícula e o ponto mais próximo da linha de batimetria dos 100/200/500/1000/1500/2000/2500/3000 metros **;

* - Calculado utilizando software ArcGIS 9.3.1 com base numa amostra de 81 pontos (grelha regular aplicada a cada quadrícula), obtidos dos dados de batimetria de alta resolução da EMEPC (Estrutura de Missão para Extensão da Plataforma Continental Portuguesa). Os dados de batimetria de EMEPC foram obtidos para quase toda a área de estudo utilizando um sonar de rastreamento lateral.

** - Calculado utilizando software ArcGIS 9.3.1 com base na cartografia original do Instituto Hidrográfico de Portugal (Carta 101), do arquipélago da Madeira.

*** - O aspecto é medido em graus no sentido do ponteiro do relógio (0 – 360°; 0° = norte verdadeiro);

A área de estudo foi dividida em quadrículas de 2x2mn (milhas náuticas, que corresponde a 3,7x3,7km) e a cada quadrícula foi associada a respectiva média aritmética de cada variável ambiental considerada na análise (figura 4). As previsões da abundância de golfinhos foram calculadas com base nesta grelha.



As pernas de todos os transectos em esforço foram divididas em segmentos de 2mn (3,704 km) utilizando o sistema de informação geográfica (SIG) ArcGiS 9.0. Cada segmento foi caracterizado, para cada espécie/grupo de espécies, com o correspondente número de animais, número de grupos e respectivos comportamentos observados, e a média aritmética de cada co-variável ambiental considerada. Foi assumido que existe pouca variabilidade nas condições de detectabilidade dos avistamentos e das co-variáveis dentro de cada segmento. Cada segmento foi atribuído a uma quadrícula baseado no seu ponto médio e os valores da co-variáveis dessa quadrícula foram associados ao segmento.

Em seguida foram utilizados GAMs (Hastie & Tibshirani, 1990) para modelar a abundância dos grupos com base na relação entre os animais observados e os parâmetros ambientais. O número estimado de grupos foi utilizado como variável de resposta (*response variable*) e os parâmetros ambientais como co-variáveis de previsão (*predictor covariates*).

23

Foram utilizados dois indicadores para seleccionar os modelos que, de forma significativa, melhor se adequam (*fit*) aos dados, nomeadamente: 1. *GVC scores* (*general cross validation*), que correspondem na prática a uma aproximação do AIC (Wood, 2000), e a percentagem de desvio explicada (*percentage of explained deviance*). Na prática quanto menor for o *GVC score* do modelo e maior a percentagem de desvio explicada melhor.

Por último, foi calculada a estimativa do nº de grupos para cada quadrícula de toda área de estudo com base nos valores das variáveis ambientais em cada quadrícula e no modelo seleccionado. A partir da abundância de grupos para cada quadrícula da área de estudo foram gerados mapas de distribuição de superfície de abundância/densidades de grupos de golfinho-roaz, baleia-piloto-tropical, golfinho-pintado, golfinho-comum, baleias-de-barbas e baleias-de-bico.

O nº de grupos e o tamanho dos grupos foram modelados separadamente e depois multiplicados os respectivos valores para obter a abundância de golfinhos (Hedley & Buckland, 2004).

O tamanho dos grupos também foi estimado por ME pois era esperado que pudesse variar espacialmente dentro da área de estudo. Neste caso a variável de resposta para o GAM foi o número médio de animais por grupo e as co-variáveis de previsão foram novamente os parâmetros ambientais. Com base nos valores estimados para cada quadrícula também foram gerados mapas da distribuição de superfície do tamanho dos grupos na área de estudo.

A partir da multiplicação do valor estimado do nº de grupos para cada quadrícula com o correspondente valor estimado do tamanho médio dos grupos para essas quadrículas foi possível estimar a abundância de animais para cada uma das quadrículas da área de estudo. A abundância total de animais foi calculada somando a estimativas de abundância de animais para cada quadrícula. A densidade estimada foi calculada dividindo a abundância estimada pela área total (Canãdas & Hammond, 2006).

A variância da densidade dos grupos e do tamanho dos grupos foi calculada por *bootstrap* não paramétrico (400 replicados com substituição) através do *software* R e utilizando os transectos como unidade de amostragem (Hedley & Buckland, 2004). Para cada replicado foram amostrados o mesmo número de transectos que os dos dados originais. A variância final da abundância de animais foi estimada utilizando o método delta (Seber, 1982), combinando a variância do *bootstrap* (incorporando a variância do nº de grupos e do tamanho dos grupos) com a variância da função de detecção (Hedley & Buckland, 2004). Os valores dos coeficientes de variação (CV) e dos limites superiores e inferiores do intervalo de confiança (95%) foram traçados como mapas de distribuição de variabilidade.

Os potenciais desvios na estimativa de abundância/densidade, designadamente relacionados com as baixas velocidades da embarcação (movimento aleatório) ou com o movimento de resposta dos animais mencionados na secção 2.2.1 –*distance sampling*, fazem-se reflectir na estimativa de abundância/densidade obtidos na ME, por meio da sua influência na curva de detecção.

Para mais informações sobre a ME e os diferentes passos seguidos para estimativas de abundâncias e densidades consultar Canãdas & Hammond (2006).

Utilização do habitat – mapas de distribuição de superfície de classes de actividades

Os modelos espaciais foram também utilizados como modelos explanatórios para fazer inferências gerais sobre a ecologia dos golfinhos (distribuição e utilização do habitat), obtendo-se, para a área de estudo, mapas de distribuição de superfície de abundâncias/densidades relativas associadas a determinados comportamentos/actividades dos *taxa* estudados (alimentação, descanso, criação, socialização, etc.) (Gómez de Segura et al., 2007).

Para esta análise foi necessário aumentar o número de avistamentos, e o respectivo esforço de observação, incorporados na análise, no sentido de termos um número razoável de avistamentos com uma determinada actividade/comportamento registado. Uma vez que esta análise não foi efectuada para obter estimativas de abundância/densidades absolutas não são necessários dados respeitantes à distância perpendicular desses avistamentos à linha do transecto nem é necessário cumprir os pressupostos associados à metodologia

distance sampling. Desta forma foi possível incorporar nesta análise dados de avistamentos, e esforço de observação associado, de campanhas de mar sistemáticas, aleatórias e oportunísticas entre 2001 e 2012.

A área de estudo foi alargada para incorporar todos os dados acima referidos (B => A; ver figura 4), passando a um total de 11 476 km² e abrangendo as águas da costa até uma distância máxima de 50 milhas náuticas e à batimetria -4 000m aproximadamente.

Tal como para a análise de abundância/densidade absoluta, também nesta análise foram utilizados GAMs (Hastie & Tibshirani, 1990) para modelar a abundância relativa dos grupos com base na relação entre os avistamentos/esforço dos *taxa* estudados com determinada actividade/comportamento e os parâmetros ambientais. Neste caso a variável de resposta para o GAM foi o nº de avistamentos onde foi observada determinada actividade (e.g. alimentação) e as co-variáveis de previsão foram novamente os parâmetros ambientais. As classes seleccionadas foram:

- Todos os grupos – todos os grupos de golfinhos-roazes independentemente das actividades observadas.

Composição dos grupos

- Grupos sem crias – grupos onde não foram detectadas quaisquer crias.
- Crias – grupos com presença de crias;

Actividade/comportamento

- Deslocação – grupos em movimento natural numa determinada direcção (inclui deslocação lenta e rápida), que não resulte de um fenómeno de atracção ou repulsão em virtude da presença da embarcação;
- Alimentação – grupos com comportamentos que denunciavam procura activa, captura ou cerco a presas;
- Descanso – grupos com comportamento que denota descanso – animais imobilizados ou deslocando-se muito lentamente;
- Socialização – grupos com comportamentos naturais que indiciam socialização – grupo de animais interagindo uns com os outros, saltando; etc.

A modelação de “todos os grupos” permitiu comparar o mapa de distribuição de superfície daí resultante com os mapas de distribuição de superfície das restantes actividades e verificar se existem incongruências que possam ser indiciadoras de problemas na análise. O mesmo se passa com a comparação do mapa de distribuição de superfície de “grupos sem crias” com o mapa de distribuição de superfície de “grupos com crias”, que deverão no seu conjunto ter um padrão de distribuição compatível com mapa de distribuição de superfície de “todos os grupos”. Por outro lado, é de esperar também um padrão compatível entre os mapas de distribuição de superfície de abundância/densidades de grupos (para o cálculo de abundâncias absolutas) e o mapa de distribuição de superfície de “todos os grupos”.

Na modelação da abundância de grupos com GAMs recorreu-se ao pacote mgcv (versão 1.7.27) (Wood, 2001) para *software* R (versão 2.15.1) (<http://www.r-project.org>), utilizando uma função de ligação logarítmica. Para além da combinação de co-variáveis também foi testada a interacção entre duas co-variáveis (e.g. latitude e longitude).

Foram utilizados dois indicadores para seleccionar os modelos que, de forma significativa, melhor se adequam (*fit*) aos dados, nomeadamente: 1. GVC scores e a percentagem de desvio explicada.

Por último, foi estimado o número de grupos para cada quadrícula de toda área de estudo com base nos valores das variáveis ambientais em cada quadrícula e no modelo seleccionado. A partir da abundância relativa de grupos para cada quadrícula da área de estudo foram gerados mapas de distribuição de superfície de abundância relativa de grupos dos *taxa* estudados para determinada classe modelada (composição de grupos; actividade/comportamento).

3.2.3. Foto-identificação

A maioria dos cetáceos apresenta padrões individuais de coloração ou contornos únicos da barbatana dorsal ou caudal, assim como cicatrizes que acumulam ao longo dos anos (Auger-Méthé & Whitehead 2007). Estas marcas possibilitam a identificação de indivíduos, sendo atribuído um código a cada um. A técnica de foto-identificação implica fotografar esta parte do corpo que é considerada única no animal, para posterior comparação. A parte do corpo usada para identificação varia consoante a espécie, usando-se por exemplo a barbatana dorsal para os golfinhos e a barbatana caudal para o cachalote. A foto-identificação é uma técnica muito utilizada para estudar populações de cetáceos no meio selvagem pois é uma técnica pouco invasiva e de fácil aplicação (Hammond et al. 1990). A identificação individual permite compreender um pouco melhor certos parâmetros como a fidelidade a uma certa área, o tamanho das populações, as rotas migratórias, a residência, as preferências de habitat, a longevidade, a taxa de sobrevivência e a estrutura populacional e social.

Para o presente estudo, as espécies de cetáceos com o potencial para aplicar a técnica de foto-identificação, *i.e.* que possuem partes do corpo (tal como a barbatana) bem marcadas (dado que nem todas as espécies são naturalmente tão bem marcadas como outras), foram fotografadas sempre que encontradas durante os censos náuticos efectuados pelos observadores do MBM, quer a bordo das embarcações de investigação do MBM quer a bordo dos barcos de observação de cetáceos com que o MBM estabeleceu protocolos de colaboração. Foram utilizadas fotografias recolhidas durante o projecto CMII assim como outras recolhidas em projectos anteriores desenvolvidos pelo MBM na área de estudo (mar a sul da Madeira – área principal da actividade de WW). Adicionalmente, foram utilizadas fotografias recolhidas por operadores marítimo-turísticos com quem o MBM estabeleceu protocolos de colaboração e aos quais foi dada formação. As imagens foram integradas nos respectivos catálogos após selecção e validação pela equipa de investigação do MBM. Aquando de cada evento fotográfico, foi ainda recolhida informação sobre o tamanho do grupo, constituição do grupo, comportamento do grupo, coordenadas (através de um GPS), data e hora.

Foi criado um catálogo para cada espécie fotografada e atribuído um código alfanumérico a cada indivíduo novo (após comparação com todos os existentes no catálogo e verificação que não coincidia com os já catalogados). Assim, foi criada uma tabela onde ficava registado o historial de encontros para cada indivíduo, e foi determinada a regularidade com que os animais usaram a área de estudo (Würsig & Jefferson 1990).

4. RESULTADOS

4.1. Caracterização da actividade de *whalewatching*

A prática da actividade de observação de cetáceos ocorre quase todo o ano, no entanto apresenta variações mensais no número de viagens, com um aumento, em particular, na época alta (meses de Verão). A análise do número de viagens de 3 empresas que operam na costa Sul da Madeira permite corroborar este facto (Figura 5). Pelo menos 5 embarcações anunciam 3 viagens diárias entre Julho e Setembro, e 2 viagens diárias ao longo dos restantes meses do ano. A análise do esforço temporal efectuado pelas embarcações marítimo-turísticas com as quais o MBM estabeleceu protocolos de colaboração, quer seja com ou sem observador, também ajudam a evidenciar que **existem saídas ao longo de todo o ano, com um maior pico no terceiro trimestre do ano** (Figura 6).

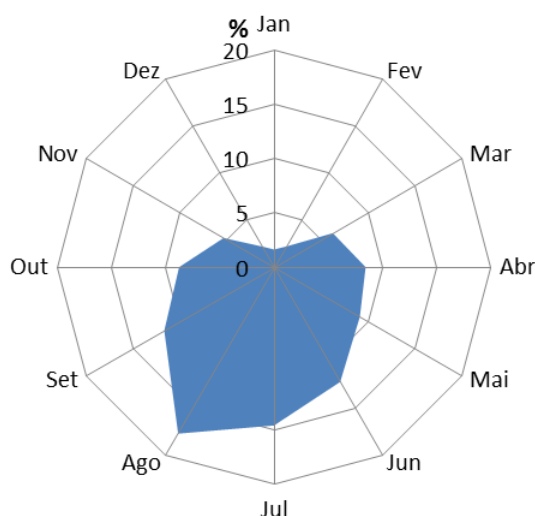


Figura 5. Percentagem do número de viagens efectuadas por três empresas marítimo-turísticas ao longo do ano, baseada num total de 1601 viagens efectuadas na costa Sul da ilha da Madeira (análise de 24 meses - Julho 2010 a Junho 2012).

Até 2013, operavam na ilha da Madeira 15 embarcações com saídas bi-diárias (média anual, mas com 5 embarcações a efectuarem saídas tri-diárias no verão) para passeios dedicados à observação de cetáceos ao longo de todo o ano, mas com uma ligeira redução deste na metade mais fria do ano. Quatro destas embarcações efectuam observação sub-aquática de golfinhos. Estes números têm por base as embarcações licenciadas que operaram pelo menos uma época nos últimos 2 anos (2012 e 2013). Destas 15 embarcações, constatou-se que 10 operam a partir do Funchal. Apesar de o MBM não ter dados substanciais, nem o conhecimento *in situ* do exercício da actividade de WW no Porto Santo, parece que esta actividade é desenvolvida por duas embarcações apenas nos meses de verão e de modo ocasional.

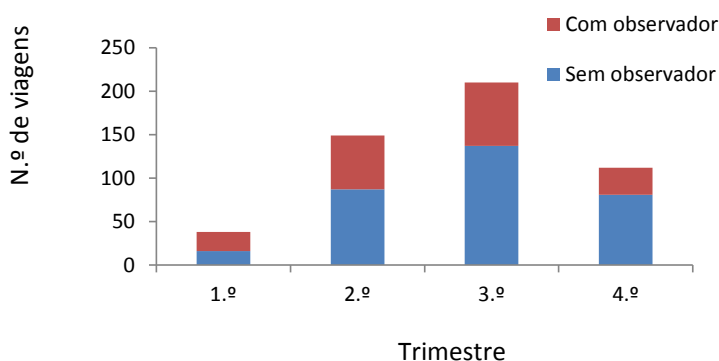


Figura 6. Esforço (em número de viagens) efectuado a bordo das embarcações de observação de cetáceos por trimestre (2010-2012), com e sem observador do MBM.

A amostragem das embarcações marítimo-turísticas neste estudo cobriu mais de $\frac{1}{3}$ da frota e correspondeu a 20 000 km de percursos em 509 viagens, dos quais 7 463 km (188 viagens) tiveram observador a bordo. Este nível de amostragem e cobertura da frota permitem uma análise representativa dessa actividade (Tabela 1). **Para o período de estudo, estima-se que por ano tenham sido realizadas na costa Sul da ilha da Madeira cerca de 4 500 viagens para a observação de cetáceos (Tabela 1 e Figura 5), sendo que a maioria das embarcações opera a partir do Funchal, seguido da Calheta e Caniçal (Figura 5).** Sabe-se que algumas embarcações operam com menor intensidade a partir de Santa Cruz e do Porto Santo. No total, as embarcações marítimo-turísticas operam ao longo do dia, entre as 9 h e as 20 h.

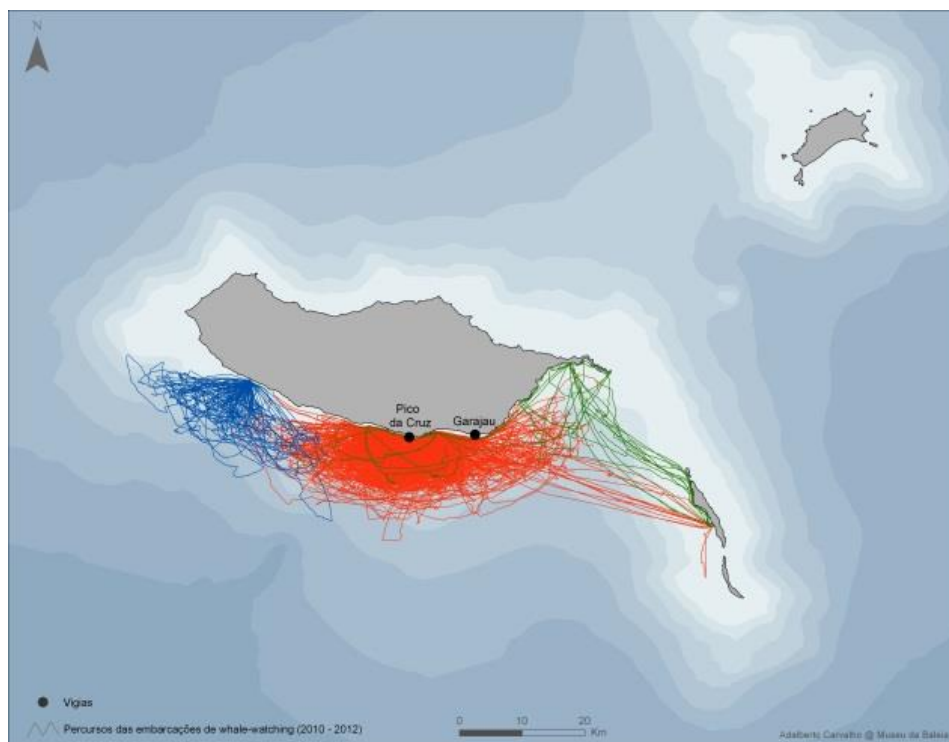


Figura 7. Localização da principal área de actividade de WW e dos dois postos de vigia utilizados, Garajau e Pico da Cruz. Também são apresentados os percursos registados durante o estudo que definem o padrão de operação das embarcações. A azul as embarcações de WW que operam a partir da Calheta, a vermelho do Funchal e a verde do Caniçal.

Apenas com os dados recolhidos nas 188 viagens com a presença de observador do MBM, calculou-se que em média são avistados 1,4 grupos de cetáceos por viagem ($\pm 1,2$, mín. 0 – máx. 5, baseado em 279 encontros) (Tabela 2). Quando considerada a sazonalidade, a análise por trimestre mostrou que apenas no 4.º trimestre do ano (Outubro a Dezembro) é que este valor é menor. O total de espécies observadas foram 14 (Tabela 2).

Tabela 1. Resumo do esforço efectuado nas embarcações de observação de cetáceos (ww) que estabeleceram protocolos de colaboração com o MBM entre 2010 e 2012.

Resumo do esforço efectuado nos barcos-ww em 2010-2012	TOTAL (com e sem observador)	Com Observador
N.º de viagens	509	188
Km percorridos	19 876	7 463
N.º de meses cobertos	12	11
N.º de trimestres cobertos	4	4
N.º barcos cobertos	10	10
% da frota (n.º barcos-ww) cobertos	71	71
Estimativa da % frota (n.º viagens-ww) coberta	11	4
Estimativa n.º viagens-ww (toda frota) por ano	4 500	

Tabela 2. Taxa de encontro com cetáceos nas viagens para observação de cetáceos por trimestre, baseado em 188 viagens efetuadas com observador do MBM nessas embarcações entre 2010 e 2012. Código das espécies: Pm – cachalote, Gma – baleia-piloto tropical, Dd – golfinho-comum, Sf – golfinho-pintado, Tt – golfinho-roaz, Bp – baleia-comum, Bbr – baleia-de-Bryde, Kb – cachalote-pigmeu, Gg- grampo, Sc – golfinho-riscado, Md – baleia-de-bico-de-Blainville, Zc – zífio, Oo – orca, Sb – caldeirão.

N.º de encontros com cetáceos e de espécies por viagem-ww		
Baseado em 188 viagens-ww com observador. Média ($\pm$ desvio padrão, mín.-máx-, n).		
Trimestre	N.º de encontros	N.º de espécies - Códigos das espécies
1.º	1,5 ($\pm 0,9$; 1-4, n=34)	5 - Pm Gma Dd Sf Tt
2.º	1,7 ($\pm 1,1$; 0-5, n=102)	10 - Bp Bbr Pm Kb Gma Gg Dd Sf Sc Tt
3.º	1,6 ($\pm 1,2$; 0-5, n=116)	11 - Bbr Pm Md Zc Oo Gma Dd Sb Sf Sc Tt
4.º	0,9 ($\pm 1,0$; 0-5, n=27)	6 - Pm Zc Gma Dd Sf Tt
Média/Total	1,4 ($\pm 1,2$; 0-5; n=279)	14

4.2. Espécies observadas e frequência de ocorrência

Durante o período de estudo do presente projecto, entre Maio 2010 e Dezembro 2012, **foram observadas 14 espécies** de cetáceos durante o trabalho de campo no conjunto dos CNS (Figura 8), dos CNA (Figura 9) e dos EOWW (Figura 10). **As quatro espécies com maior frequência de grupos foram o golfinho-comum, o golfinho-pintado, o golfinho-roaz e a baleia-piloto tropical**, independentemente da plataforma utilizada. A espécie mais observada variou entre as três primeiras, consoante o tipo de amostragem. O período abrangido, o total de avistamentos e de viagens, e a frequência de ocorrência de cada espécie observada em cada tipo de amostragem está descrita na legenda da Figura 8, Figura 9 e Figura 10. De realçar **que 86% dos encontros efectuados pelas embarcações marítimo-turísticas correspondem a 5 espécies**, as 4 mais abundantes e a baleia-de-Bryde (Figura 10).

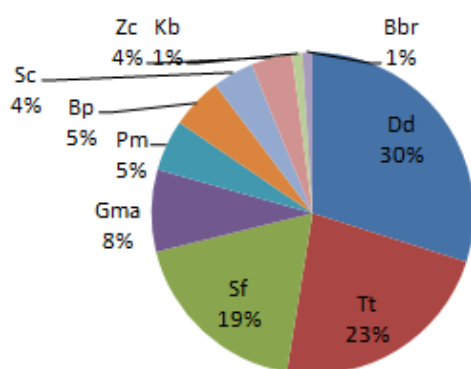
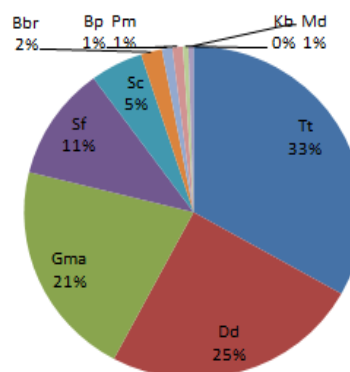


Figura 8 - Percentagem das espécies observadas durante os CNS entre Maio 2010 e Dezembro 2012 (total de 172 avistamentos até à espécie em 76 viagens / dias de mar). Legenda, ordenada pela espécie mais frequente: Dd – golfinho-comum, Tt – golfinho-roaz, Sf – golfinho-pintado, Gma – baleia-piloto tropical, Pm – cachalote, Bp – baleia-comum, Sc – golfinho-riscado, Zc – zífio, Kb – cachalote-pigmeu, Bbr – baleia-de-Bryde.

Figura 9 - Percentagem das espécies observadas durante os CNA entre Maio 2010 e Dezembro 2012 (total de 199 avistamentos até à espécie em 77 viagens / dias de mar). Legenda, ordenada pela espécie mais frequente: Tt – golfinho-roaz, Dd – golfinho-comum, Gma – baleia-piloto tropical, Sf – golfinho-pintado, Sc – golfinho-riscado, Bbr – baleia-de-Bryde, Bp – baleia-comum, Pm – cachalote, Md – baleia-de-bico-de-Blainville, Kb – cachalote-pigmeu.



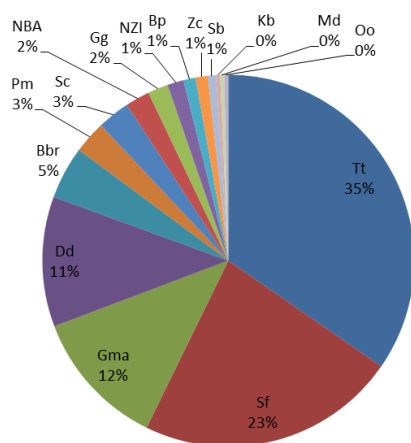


Figura 10- Percentagem das espécies observadas durante EOWW entre Agosto 2010 e Junho 2012 (total de 283 avistamentos em 188 viagens). Legenda, ordenada pela espécie mais frequente: Tt – golfinho-roaz, Sf – golfinho-pintado, Gma – baleia-piloto tropical, Dd – golfinho-comum, Bbr – baleia-de-Bryde, Pm – cachalote, Sc – golfinho-riscado, NBA – Baleia-de-barbas não identificada, Gg – grampo, NZI – baleia-de-bico não identificada, Bp – baleia-comum, Zc – zífio, Sb – caldeirão, Kb – cachalote-pigmeu, Md – baleia-de-bico-de-Blainville, Oo - orca.

4.3. Abundância e distribuição

Nos CNS foram realizados um total de 155 transectos em zig-zag, perfazendo um total de **8 733 km percorridos em esforço visual entre Junho de 2007 e Dezembro de 2012, dos quais 75% foram realizados nas melhores condições de visibilidade (beaufort <3)** (tabela 3; Figura 11). Dos 155 transectos, 62 foram realizados no projecto EMECETUS (2007-2009) e 93 no projecto CMII (2010-2012).

Tabela 3 - Transectos amostrados em cada período de CNS, esforço total realizado (km) e percentagem de esforço em diferentes condições de mar (Beaufort).

Período	Nº transectos	Total (km)	Esforço de observação		
			Beaufort 0-1	Beaufort 2	Beaufort 3
2007-2009	62	3 486	35%	47%	18%
2010-2012	93	5 247	23%	46%	30%
Total	155	8 733	28%	47%	26%

Do total dos dois períodos de CNS registou-se **379** avistamentos de cetáceos em esforço de observação, correspondendo a **14** espécies, dos quais **69** foram avistamentos de golfinho-roaz, **27** de baleia-piloto-tropical, **46** de golfinho-pintado, **66** de golfinho-comum, **33** de baleias-de-barbas e **22** de baleias-de-bico. No anexo I são apresentados para os *taxa* analisados a estimativa do número de indivíduos observados, o tamanho estimado dos grupos e as taxas de encontro.

Foi possível obter estimativas de abundância, através das metodologias *distance sampling* (MDCDC) e ME, para as quatro espécies mais abundantes, i.e. golfinho-roaz, baleia-piloto-tropical, golfinho-pintado e golfinho-comum. Também foi possível obter estimativas de abundância para as famílias *Balaenopteridae* e *Ziphiidae*, através da compilação dos avistamentos das diferentes espécies de cada família.

Para o propósito do presente relatório os valores de referência de abundância são os obtidos por ME (tabela 4), uma vez que apresentaram os menores coeficientes de variação (CV) e podem ser modelados para a obtenção de estimativas de sub-áreas da área de estudo, com o objectivo final de calcular a capacidade de carga para as áreas de operação de WW (Freitas, et al., 2014a). Não obstante, as estimativas obtidas através da técnica de *Distance sampling* também mostraram estimativas de abundância aproximadas à ME e CVs ligeiramente superiores, o que demonstra uma coerência entre as diferentes metodologias e indica robustez nas estimativas. Os modelos seleccionados na análise de *distance sampling*, as funções de detecção, outros parâmetros associados e respectivas estimativas de abundância são apresentados no anexo I. O mesmo acontece com os modelos seleccionados, e respectivas co-variáveis e estatísticas associadas, relacionados com as estimativas de abundância obtidas por ME (anexo II). No Anexo III são apresentados os mapas de distribuição da dispersão dos dados (variabilidade) relativamente à média de abundância de animais para cada quadrícula da área de estudo, gerados por *bootstrap*.

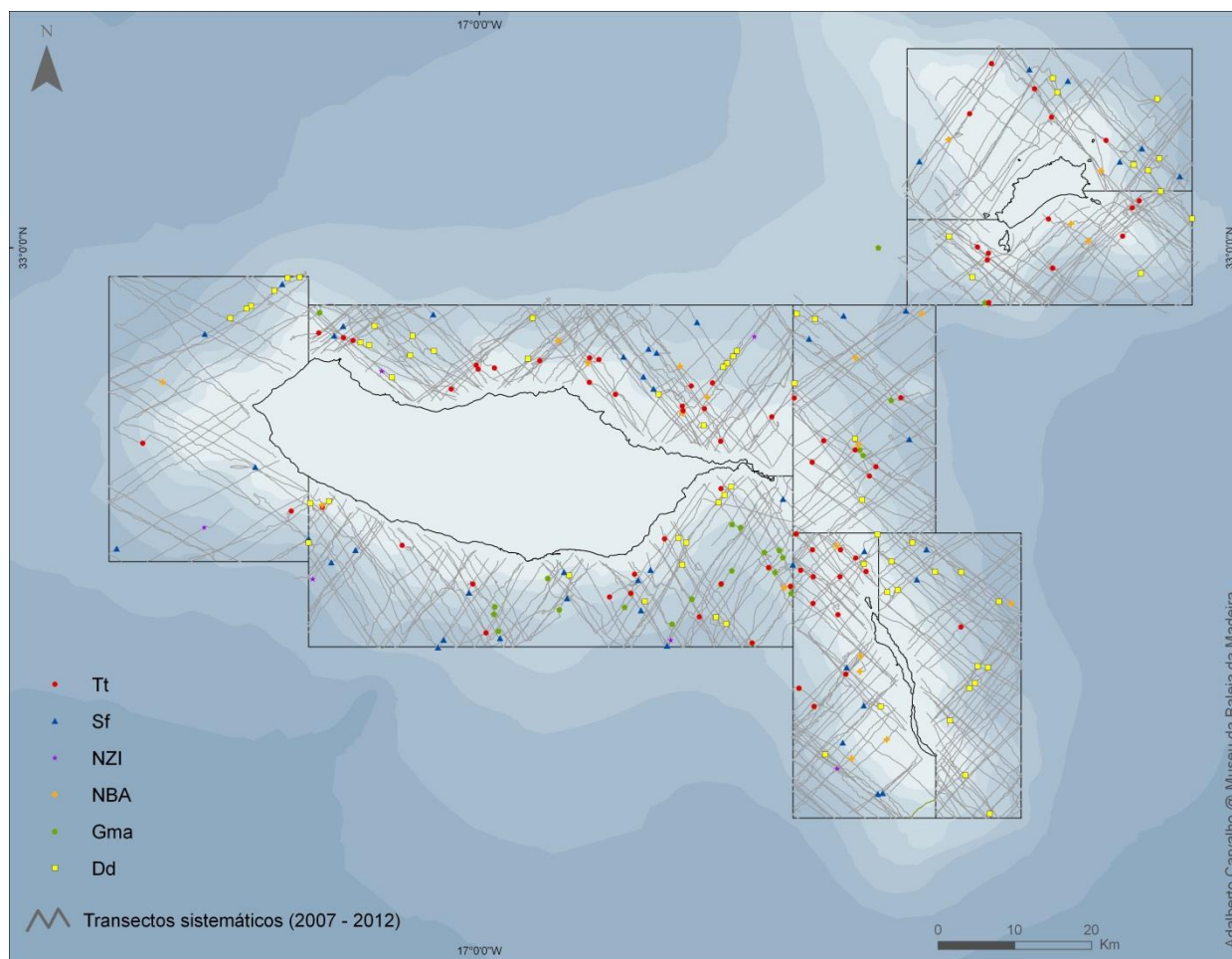


Figura 11 - Mapa dos transectos sistemáticos efectuados à volta da Madeira, Desertas e Porto Santo, de 2007 a 2012, e os respectivos avistamentos, em esforço de observação, de golfinho-roaz (Tt), de baleia-piloto-tropical (Gma), de golfinho-pintado (Sf), de golfinho-comum (Dd), de *balaenopteridae* (Nba) e de *ziphiidae* (Nzi).

O golfinho-pintado é a espécie mais abundante, seguida do golfinho-comum, do golfinho-roaz e, por último, da baleia-piloto-tropical. As famílias *Balaenopteridae* e *Ziphiidae* apresentam as estimativas de abundância mais baixas neste estudo (tabela 4).

Do ponto de vista da actividade de WW, é mais relevante a estimativa do nº de grupos (avistamentos) uma vez que as empresas procuram grupos de cetáceos independentemente da sua dimensão. Nesta perspectiva, o golfinho-comum é a espécie com o maior número de grupos, seguido pelo golfinho-pintado e o golfinho-roaz. Os taxa com estimativas mais baixas do número de grupos são os *Balaenopteridae*, os *Ziphiidae* e, por último, a baleia-piloto-tropical (Tabela 4).

As abundâncias, quer de animais quer de grupos, corresponde à estimativa pontual (a cada momento) média de animais e grupos para o período e área de estudo (2007-2012). Por exemplo, estima-se que em cada momento, em média, utilizaram as águas costeiras do arquipélago da Madeira (excepto Ilhas Selvagens) 482 golfinhos-roazes (38 grupos), com a distribuição espacial apresentada na figura 12.

As estimativas apresentadas na tabela 4 não foram corrigidas para o desvio de disponibilidade (*availability bias*) nem para o desvio de percepção (*perception bias*), pelo que poderão estar sub-estimados ($g(0) < 1$). A influência do “movimento aleatório” e do “movimento de resposta” (*responsive movement*) nas estimativas de abundância de animais e de grupos de cada um dos taxa são abordados no Anexo I deste documento.

Tabela 4. Abundância estimada através de ME para as quatro espécies mais abundantes. Os valores estão possivelmente subestimados dado que não estão ajustados para o tempo em que os animais estão submersos, i.e. não estão visíveis/detectáveis. Os dados foram obtidos através de censos náuticos entre 2007 e 2012 para as águas em redor da Madeira, Desertas e Porto Santo (total de 4409 km²).

Espécie/família	Número de animais	Intervalo de confiança (95%)	CV	Área (km ²)	Animais/km ²	Número médio de grupos	grupos/km ²	Tamanho médio grupo*
Golfinho-roaz	482	365 - 607	0,14	4409	0,11	38	8,6x10 ⁻³	13
Baleia-piloto-tropical	151	99 - 201	0,23	4409	0,03	9	1,9x10 ⁻³	18
Golfinho-pintado	1067	717 - 1378	0,22	4409	0,24	47	10,6x10 ⁻³	24
Golfinho-comum	741	496 - 1032	0,27	4409	0,17	61	13,8x10 ⁻³	12
<i>Balaenopteridae</i>	20	15 - 26	0,28	4409	0,005	14	3,3x10 ⁻³	1,39
<i>Ziphiidae</i>	27	16 - 61	0,35	4409	0,006	13	2,9x10 ⁻³	2

* - O tamanho médio do grupo foi arredondado para o valor inteiro mais próximo. A excepção foi o *taxum balaenopteridae* para manter coerência entre os valores apresentados na tabela (n° animais $\approx$ n° médio de grupos * tamanho médio de grupo).

Na figura 12 e 13 são apresentados os mapas de distribuição de superfície de densidade de animais (abundância de animais por área – km²) e abundância de grupos de golfinho-roaz e baleia-piloto-tropical, respectivamente.

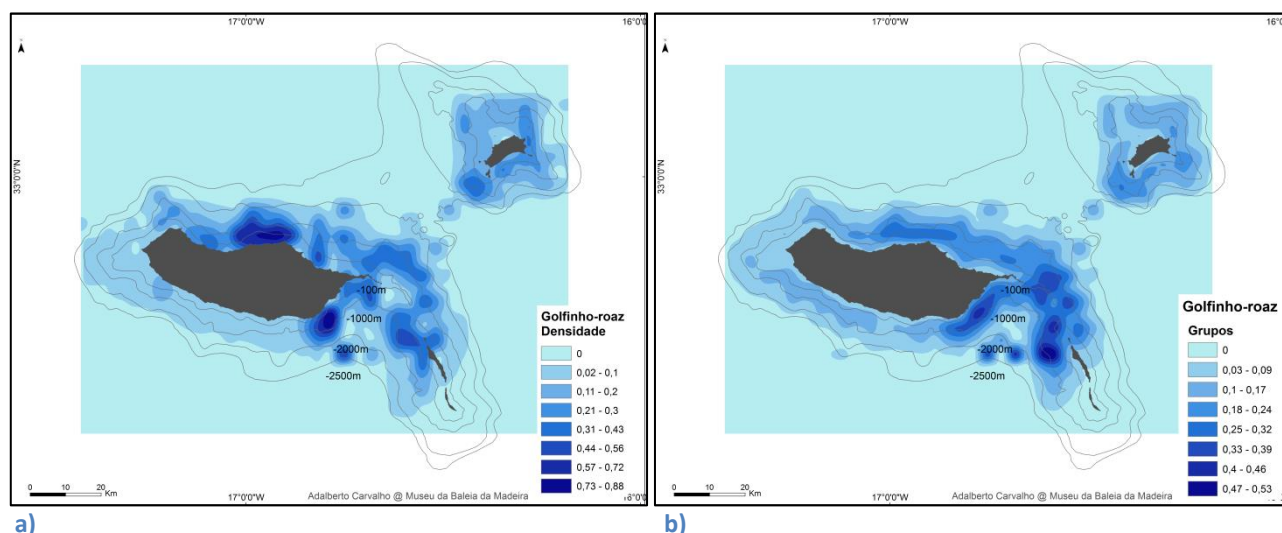


Figura 12 - Mapas de distribuição de superfície de densidade (a) e de grupos (b) de golfinho-roaz, estimados através de ME.

O golfinho-roaz apresenta uma distribuição desigual na área de estudo com maior presença, quer em termos de densidade de animais quer de grupos, no Sudeste da Madeira, canal entre a Madeira e ilhas Desertas, Nordeste e Norte da Madeira e Sudoeste do Porto Santo. As áreas com menor presença estimada da espécie são o Sul e Sudoeste da Madeira e Nordeste e Norte do Porto Santo. Como é expectável, o golfinho-roaz apresenta uma distribuição, sobretudo, costeira associada a águas de menor profundidade (figura 12).

A baleia-piloto-tropical, tal como o golfinho-roaz, tem uma distribuição nas águas costeiras do arquipélago da Madeira desigual, concentrada particularmente no Sudeste da Madeira. Esta área de maior densidade estimada de animais e de grupos estende-se até ao Sul da Madeira (frente ao Funchal). A área de distribuição preferencial da espécie prolonga-se ao longo da costa sul da Madeira, mas com uma diminuição gradual da presença de animais para o Sudoeste da Ilha, e nas águas a Este e Nordeste da Madeira. A presença de baleias-piloto-tropical nas restantes áreas, embora possível, espera-se que seja rara (figura 13).

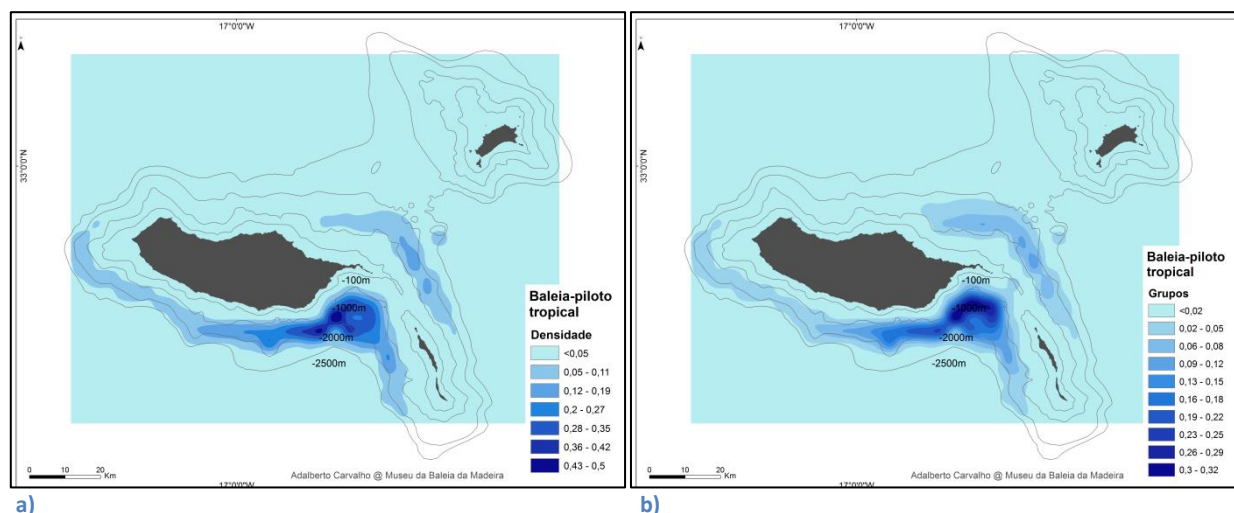


Figura 13 - Mapas de distribuição de superfície de densidade (a) e de grupos (b) de baleia-piloto-tropical, estimados através de ME.

Uma vez que a modelação do tamanho dos grupos do golfinho-pintado, do golfinho-comum, das baleias-de-barbas e das baleias-de-bico não produziu resultados satisfatórios, com alguns modelos apenas marginalmente significativos e/ou não se enquadrando com a distribuição do tamanho de grupos observados, foi utilizado o tamanho médio de grupo observado para cada espécie nas estimativas de abundância e nos mapas de distribuição de superfície. Assim, para cada *taxum*, os mapas de distribuição de superfície de abundância de grupos e de densidade de animais têm um padrão de distribuição igual, uma vez que o tamanho do grupo é igual para todas as quadrículas da área de estudo. Desta forma, e contrariamente ao golfinho-roaz e à baleia-piloto-tropical, é apenas apresentado um mapa de distribuição de superfície (de grupos) para cada *taxum* (figuras 14 e 15).

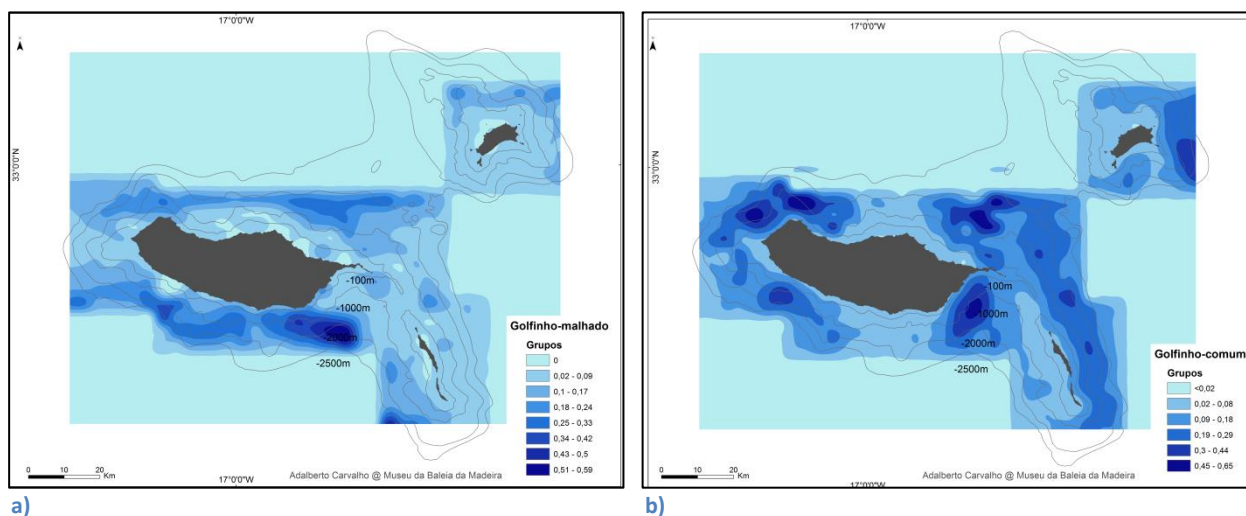


Figura 14 - Mapas de distribuição de superfície de grupos de golfinho-pintado (a) e de golfinho-comum (b), gerados através de ME.

O golfinho-pintado e o golfinho-comum têm uma distribuição que engloba todo o mar costeiro do arquipélago da Madeira (figura 14).

O golfinho-pintado teve uma maior presença ao longo de toda a costa Sul e Norte da Madeira, com maior densidade de grupos a Sudeste da ilha. O Sudoeste das Ilhas Desertas e Norte do Porto Santo também apresentam núcleos de maior densidade estimada da espécie. O mar imediatamente a Oeste e Este da Madeira foram menos utilizados pelo golfinho-pintado. Também se observa uma distribuição mais próxima da costa a Sul do que a Norte da Madeira (figura 14a).

O golfinho-comum, por seu lado, teve uma distribuição com maior densidade de grupos a Sudeste, Nordeste, Noroeste e Sudoeste da Madeira. A espécie também tende a distribuir-se em maior densidade a Leste do Porto Santo e nas águas a Leste das Ilhas Desertas e Madeira, numa orientação Sudeste/Noroeste (figura 14b).

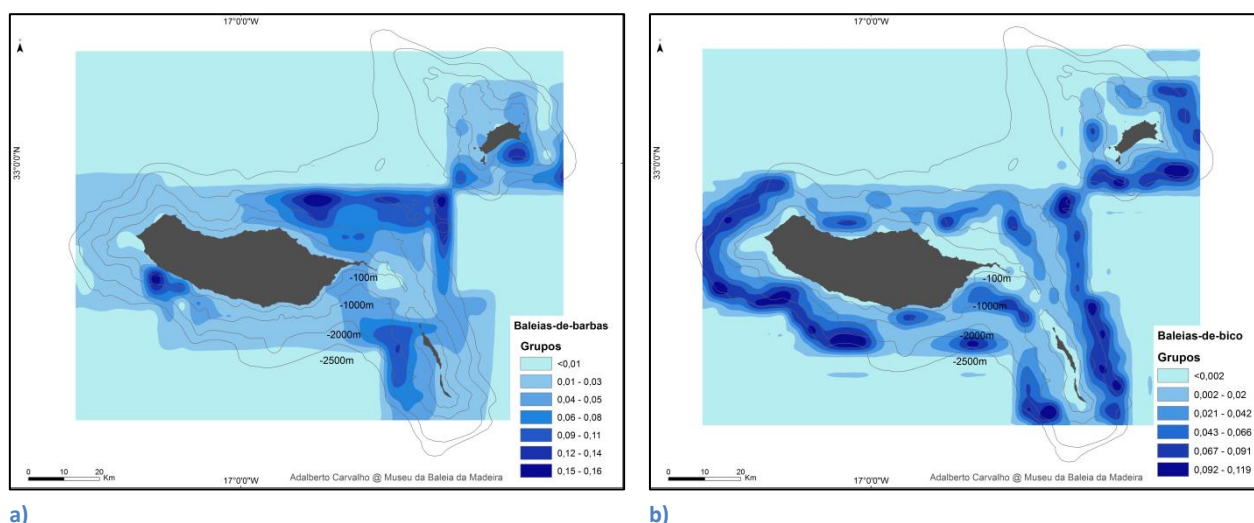


Figura 15 - Mapas de distribuição de superfície de grupos de baleias-de-barbas (a) e de baleias-de-bico (b), gerados através de ME.

Os mapas de distribuição de superfície apresentados na figura 15 reflectem a estimativa de distribuição de abundância de grupos do conjunto das espécies de baleias-de-barbas e baleias-de-bico na área de estudo, e não de espécies em particular. Assim, espécies com mais avistamentos influenciam mais o padrão de distribuição apresentado.

As baleias-de-barbas utilizaram, principalmente, o mar no canal entre a Madeira e o Porto Santo, a área a Oeste das Ilhas Desertas, o Sul/Sudeste do Porto Santo e o Sudoeste da Madeira (figura 15a).

As baleias-de-bico, por seu lado, preferiram as águas a Sudoeste e Oeste da Madeira, Este das ilhas Desertas e Madeira numa orientação Sudeste/Noroeste e a sul e Este do Porto Santo (figura 15b). Tal como a baleia-piloto-tropical estas espécies têm maiores densidades em áreas de águas mais profundas.

4.4. Distribuição de actividades

A modelação das classes de actividades foi efectuada agregando dados de diferentes tipos de campanhas de mar realizadas na área de estudo alargada (Área A, figura 4). O esforço de observação e o número de avistamentos registados, por tipo de campanha, para cada uma das espécies analisadas é apresentado na tabela 5. Uma vez que é necessário ter um determinado número de avistamentos para as classes de actividade registadas, apenas foram consideradas para a modelação o golfinho-roaz, a baleia-piloto-tropical, o golfinho-pintado e o golfinho-comum (tabela 6).

Tabela 5. Tipo de campanha de mar (CNS – censos náuticos sistemáticos; CNA – censos náuticos aleatórios; OEAT - embarque de observadores em atuneiros; OEWW – embarque de observadores em embarcações de WW), projecto no qual foram realizadas, período de amostragem, esforço de observação realizado e respectivo número de avistamentos registados para cada uma das espécies analisadas na ME de actividades.

Campanha de mar	Projecto	Período	Esforço (km)	Nº de avistamentos / espécie			
				Golfinho-roaz	Baleia-piloto	Golfinho-pintado	Golfinho-comum
CNS	CetáceosMadeira	2001-04	5 165	19	9	22	44
CNS	Emecetus	2007-09	3 658	27	13	23	21
CNS	CetáceosMadeira II	2010-12	5 448	45	18	26	49
CNA	Macetus	2004-05	2 309	18	11	47	1
CNA	Golfincho	2006	2 005	7	9	28	17
CNA	Emecetus	2007	649	5	5	6	3
CNA	CetáceosMadeira II	2010-12	5 634	82	52	27	45
OEAT	CetáceosMadeira II	2010-12	4 235	5	3	7	69
OEWW	CetáceosMadeira II	2010-12	7 459	96	33	65	30
Total		2001-12	36 562	304	153	251	279

Tabela 6 - Número de avistamentos com determinado comportamento/actividade registados para cada espécie.

Avist. espécie/actividade	Crias	Sem crias	alimentação	socialização	descanso	deslocação	Total
Golfinho-roaz	85	219	15	18	16	210	304
Baleia-piloto-tropical	70	83	-	11	30	99	153
Golfinho-pintado	88	163	47	18	14	111	251
Golfinho-comum	60	219	76	16	11	113	279

Na figura 16 é apresentada a distribuição dos transectos efectuados nas diferentes campanhas de mar utilizadas na ME das classes de actividades e os respectivos avistamentos de golfinhos-roazes, baleia-piloto-tropical, golfinho-pintado e golfinho-comum.

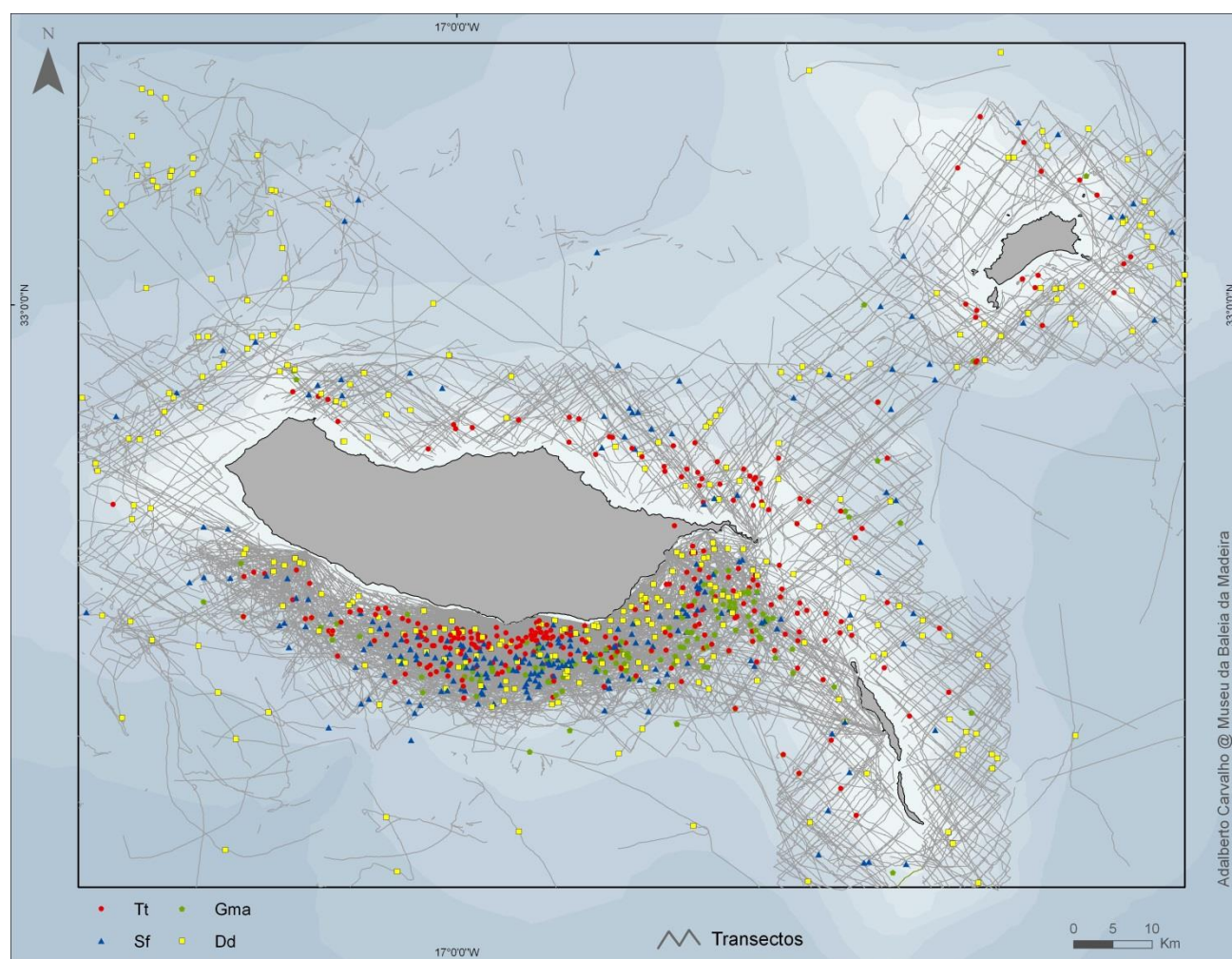


Figura 16- Transectos das diferentes campanhas de mar realizadas na área de estudo alargada (Área A, figura 4) entre 2001 e 2012, e respectivos avistamentos, em esforço de observação, de golfinho-roaz (Tt), baleia-piloto-tropical (Gma), golfinho-pintado (Sf) e golfinho-comum (Dd), utilizados na ME das actividades destas espécies.

No anexo IV são apresentadas, para cada espécie analisada, as variáveis dos modelos finais seleccionados para cada uma das classes de actividades, graus de liberdade associados e percentagem de desvio explicada pelo modelo seleccionados, bem como os gráficos com as curvas das formas funcionais para as co-variáveis suavizadas utilizadas nesses modelos. A excepção é o golfinho-comum para o qual não foi possível, utilizando as co-variáveis disponíveis, encontrar modelos satisfatórios; alguns foram não significativos ou marginalmente significativos, com baixas percentagens de desvio explicado e/ou com os mapas de distribuição de superfície das classes de actividades que não se enquadram na distribuição observada dos grupos.

GOLFINHO-ROAZ

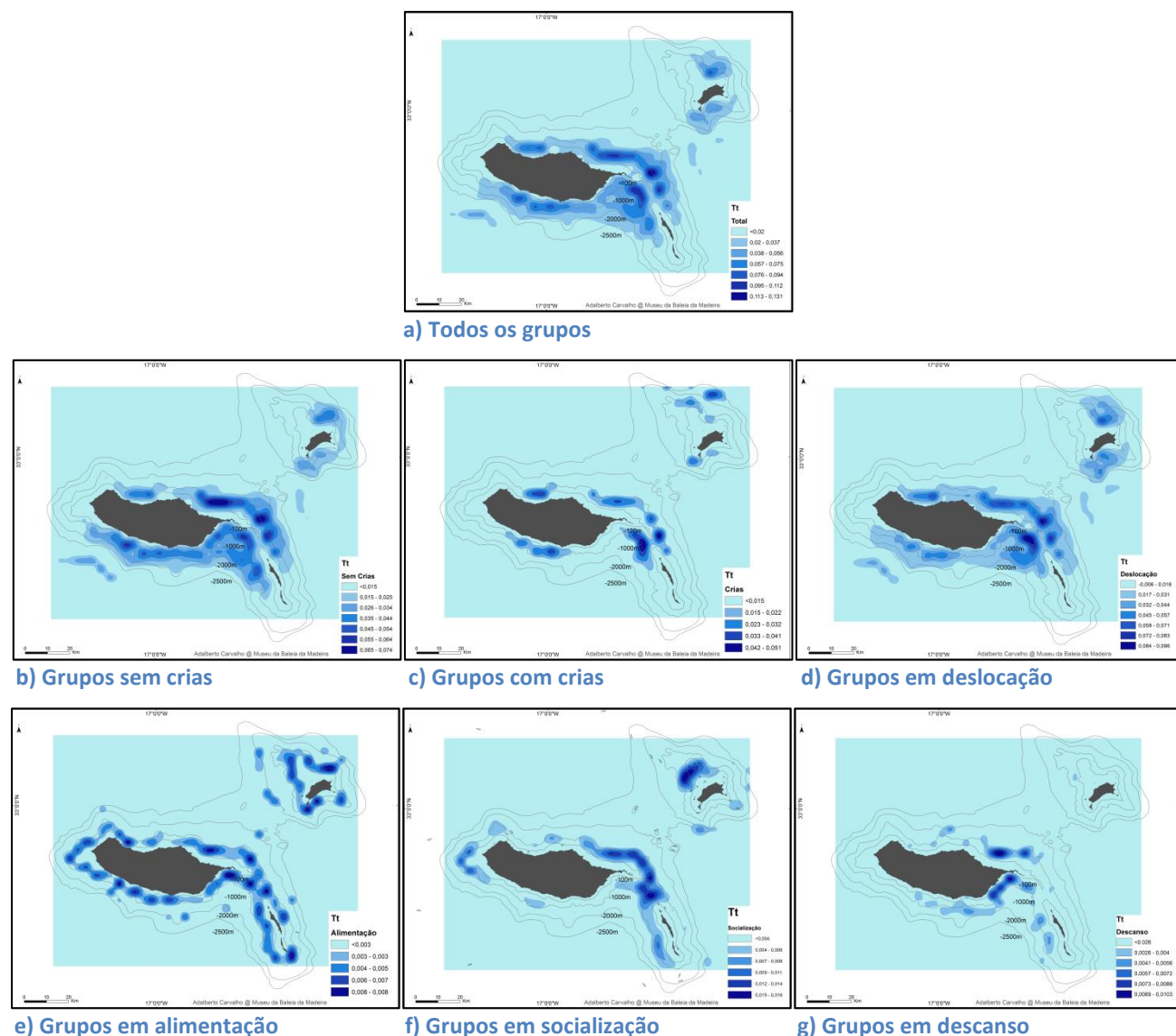


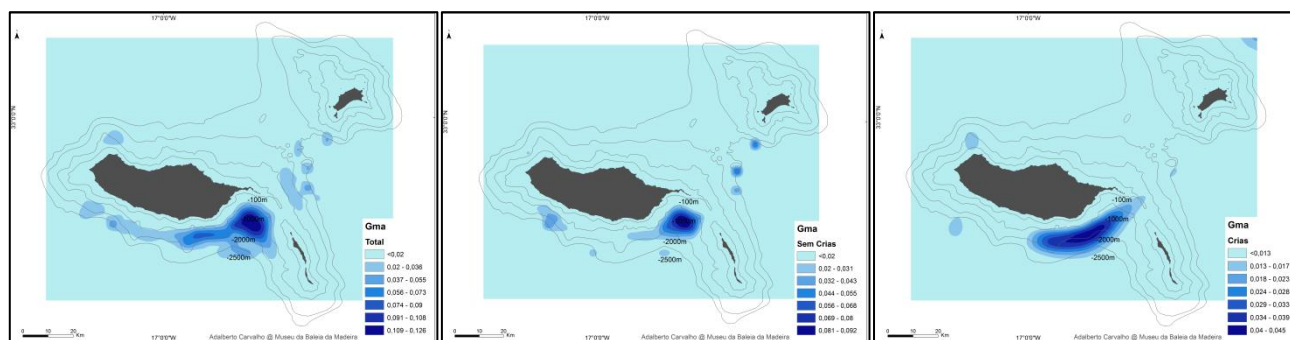
Figura 17- Mapas de distribuição de superfície das classes de actividades de golfinho-roaz na área de estudo alargada (A, figura 4). Foi possível modelar para esta espécie a totalidade das actividades/comportamentos registados durante as campanhas de mar, num total de 4 (mapas d - g). Também foi modelada, e expressa em termos de abundância relativa, a distribuição da totalidade de avistamentos (n=304) e a composição dos grupos registados em esforço de observação (mapas a - c).

Os mapas de distribuição de superfície de todas as classes de actividade (figura 17), mostram uma distribuição diferenciada das actividades, com uma preponderância na área Este da Madeira - quer a Nordeste quer a Sudeste da ilha, e no canal entre a Madeira e as Ilhas Desertas. No Porto Santo, também existe um padrão da distribuição das actividades com uma preponderância das mesmas a Norte e Sul da Ilha.

No que diz respeito ao padrão de distribuição da composição de grupos, verificou-se que os grupos sem crias utilizaram toda a área de distribuição do golfinho-roaz (figura 17b) enquanto os grupos com crias utilizaram principalmente 6 áreas específicas (figura 17c) – Norte do Porto Santo; Nordeste da Madeira; Norte da Madeira - Baía de São Vicente; Sul da Madeira – áreas próximas ao Cabo Girão; Norte das Ilhas Desertas.

As actividades como a socialização e descanso tendem a desenvolver-se a Este da Madeira enquanto a alimentação pode ocorrer ao redor das ilhas, sobretudo em águas de menor profundidade.

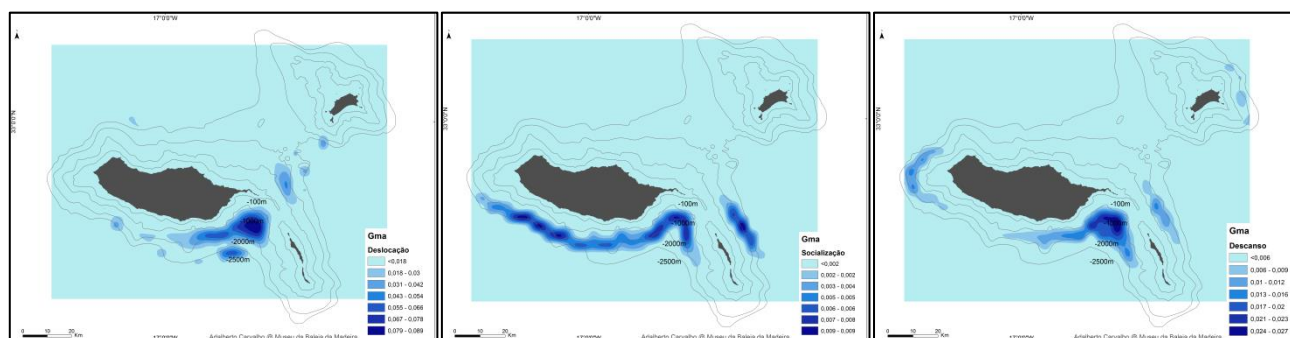
BALEIA-PILOTO-TROPICAL



a) Todos os grupos

b) Grupos sem crias

c) Grupos com crias



d) Grupos em deslocação

e) Grupos em socialização

f) Grupos em descanso

Figura 18- Mapas de distribuição de superfície das actividades/comportamentos da baleia-piloto-tropical na área de estudo alargada (A, figura 4). Foi possível modelar para esta espécie a quase totalidade das classes de actividades/comportamentos registados durante as campanhas de mar, num total de 3 (mapas d - f). Não foi possível modelar a actividade/comportamento de alimentação uma vez que esta ocorre em profundidade, e portanto, nunca foi observada. Também foi modelada, e expressa em termos de abundância relativa, a distribuição da totalidade de avistamentos (n=153) e composição dos grupos registados em esforço de observação (mapas a - c).

Os mapas de distribuição de superfície de composição dos grupos/actividades (figura 18), mostram uma distribuição das actividades concentrada, sobretudo, na área sudeste da Madeira. A excepção, parece ser a actividade de socialização que se desenrola ao longo de toda a costa sul da Madeira e a Este das ilhas Desertas.

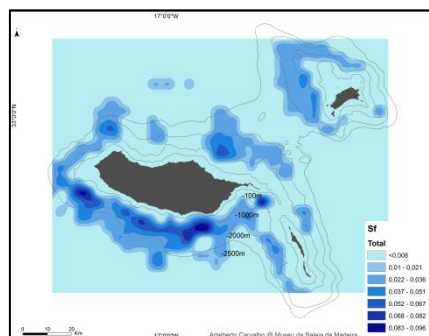
GOLFINHO-PINTADO

Os mapas de distribuição de superfície de composição dos grupos/actividades (figura 19), mostram uma distribuição diferenciada das actividades, com uma preponderância na costa sul da Madeira.

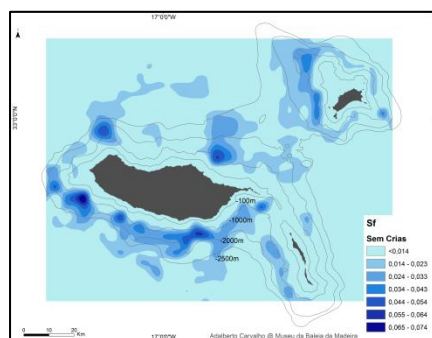
No que diz respeito ao padrão de distribuição da composição de grupos, verificou-se que os grupos sem crias utilizaram toda a área de distribuição do golfinho-pintado (figura 19b) enquanto os grupos com crias utilizaram principalmente às águas a sul e sudoeste da Madeira, norte da Madeira (baía de São Vicente) e a leste o canal entre a Madeira e as Desertas.

Verificou-se que a distribuição da actividade/comportamento de “deslocação” dos golfinhos-pintados na área de estudo (figura 19d) é razoavelmente coincidente com o padrão geral de distribuição dos grupos. Por outro lado, actividades/comportamentos como a alimentação, descanso e socialização decorrem em áreas mais específicas dentro da área geral de distribuição - a alimentação ocorreu mais na costa sul do que na costa norte da Madeira e também nas águas a nordeste/norte do Porto santo, enquanto a socialização ocorreu sobretudo na costa sul da Madeira e a actividade de descanso nas águas a sudeste e norte da Madeira (figura 19e – g).

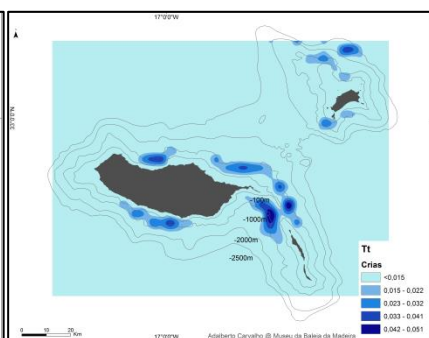
GOLFINHO-PINTADO



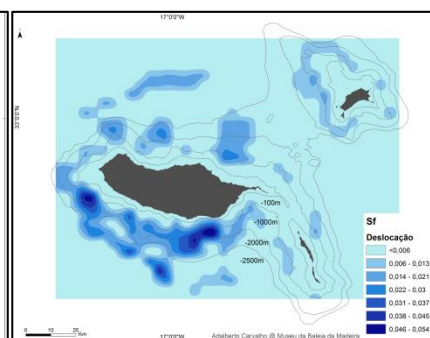
a) Todos os grupos



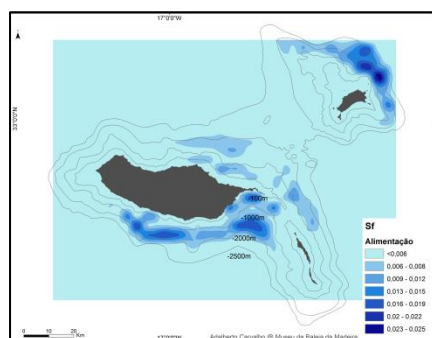
b) Grupos sem crias



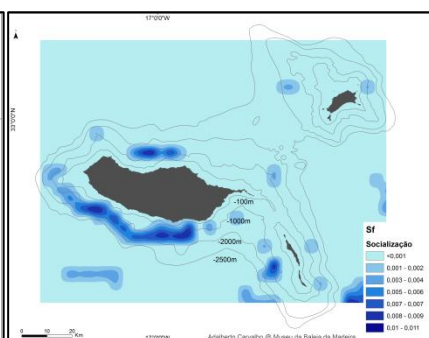
c) Grupos com crias



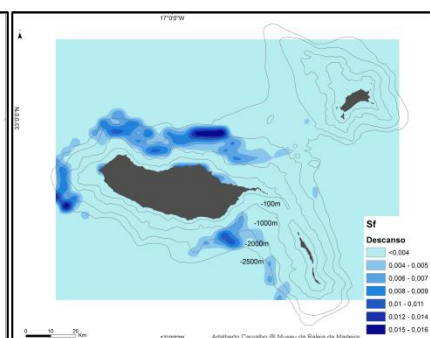
d) Grupos em deslocação



e) Grupos em alimentação



f) Grupos em socialização



g) Grupos em descanso

Figura 19 - Mapas de distribuição de superfície das actividades/comportamentos de golfinho-pintado na área de estudo alargada (A, figura 4). Foi possível modelar para esta espécie a totalidade das classes de actividades/comportamentos registados durante as campanhas de mar, num total de 4 (mapas d - g). Também foi modelada, e expressa em termos de abundância relativa, a distribuição da totalidade de avistamentos (n=251) e composição dos grupos registados em esforço de observação (mapas a - c).

4.5. Padrões diurnos de utilização do habitat

De modo a investigar a possibilidade de alguma das cinco principais espécies alvo da actividade de WW (golfinho-roaz, baleia-piloto-tropical, golfinho-pintado, golfinho-comum e baleia-de-Bryde) ter padrões diurnos para as actividades preferenciais (e.g. alimentação, socialização, descanso, deslocação), foi efectuada uma análise do número de avistamentos (com determinada actividade identificada) por unidade de esforço de amostragem (100 km). Foi tido em conta todo o esforço de amostragem efectuado entre 2001 e 2012, do nascer ao pôr-do-Sol, em todos os sectores amostrados em redor das ilhas da Madeira, Desertas e Porto Santo, que resultou num total de 36 554 km em esforço de observação. Este esforço inclui dados recolhidos em CNS, CNA, EOWW e EOAT (Embarques de Observadores a bordo de Atuneiros). Apesar de existir esforço de amostragem entre 6 h e as 22 h, o período do dia mais amostrado foi das 8 h e às 17 h (figura 20).

Esforço diurno (em km) 2001-2012

Total = 36554 km

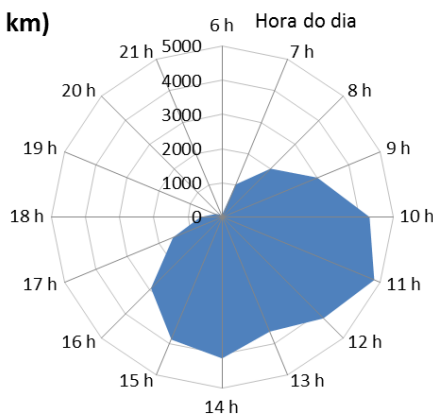


Figura 20. Variações diurnas do esforço de amostragem (em km) entre 2001 e 2012. Total de 36 554 km percorridos.

GOLFINHO-ROAZ

Para esta espécie registaram-se avistamentos ao longo de todo o período diário principal de amostragem (das 8h às 18h), e sem oscilações discrepantes (figura 21a). **Constatou-se que as actividades de alimentação e de repouso ocorreram em períodos específicos do dia, com a alimentação a acontecer quase que exclusivamente no período matinal (entre as 9 e as 12 h) (figura 21b).** A actividade de alimentação coincide com o principal horário das viagens matinais das embarcações marítimo-turísticas, sendo seguido pelo período de repouso (entre as 12 e as 14 h) (figura 21c) quando a maioria das embarcações está no porto.

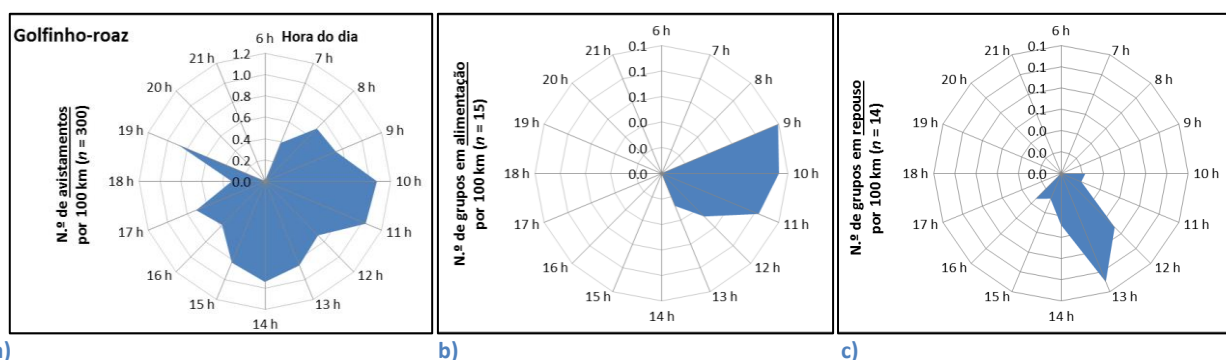


Figura 21. Variações diurnas do número de avistamentos/grupos de golfinho-roaz total (a), em alimentação (b) e em repouso (c) por 100 km de esforço.

BALEIA-PILOTO-TROPICAL

Para esta espécie registaram-se igualmente avistamentos ao longo de todo o período diário principal de amostragem, e sem oscilações discrepantes (figura 22a). As actividades que apresentam um número de avistamentos mínimo para efectuar interpretações válidas são a deslocação e o repouso. A deslocação foi observada continuamente ao longo de todo o período diário em que ocorreram avistamentos (figura 22b). Por outro lado, verificaram-se picos de repouso às 7 h, às 13 h e às 16 h (figura 22c).

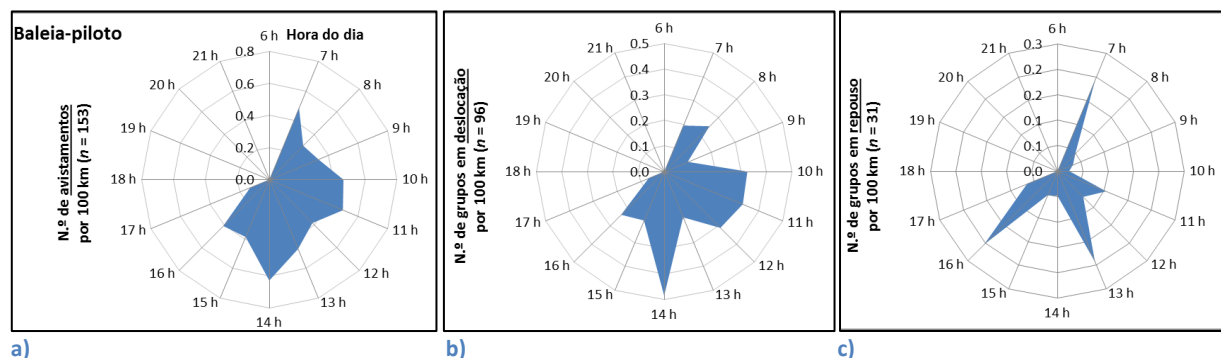


Figura 22. Variações diurnas do número de avistamentos/grupos de baleia-piloto total (a), em deslocação (b) e em repouso (c) por 100 km de esforço.

GOLFINHO-PINTADO

Para o golfinho-pintado, registaram-se igualmente avistamentos ao longo de todo o período diário principal de amostragem, e sem oscilações discrepantes (figura 23a). As actividades que apresentam um número de avistamentos mínimo para efectuar interpretações válidas são a alimentação, a deslocação e a socialização. A alimentação ocorre praticamente até meio do dia (entre as 8 h e as 14 h) (figura 23b), a actividade de deslocação até meio da tarde (entre as 8 h e as 16 h) (figura 23c), e a socialização até meio do dia mas em picos de ocorrência (figura 23d). **À parte da alimentação e da socialização, cujos resultados sugerem ocorrer preferencialmente durante o período matinal, não se registaram padrões diurnos para outras actividades.**

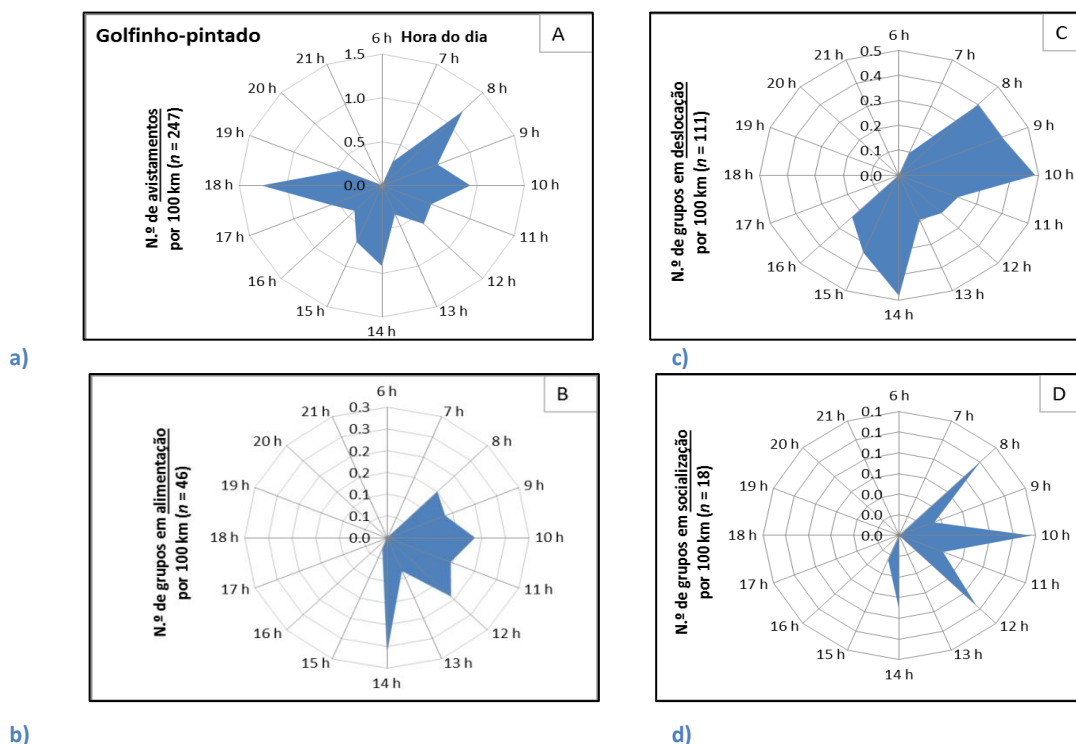


Figura 23. Variações diurnas do número (N.º) de avistamentos/grupos de golfinho-pintado total (a), em alimentação (b), em deslocação (c), e em socialização (d) por 100 km de esforço.

GOLFINHO-COMUM

Para esta espécie, registaram-se igualmente avistamentos ao longo de todo o período diário principal de amostragem, e sem oscilações importantes, com a excepção de um pico às 19 h (figura 24a). As actividades que apresentam um número de avistamentos minimamente robusto para efectuar interpretações válidas são a alimentação, a deslocação e a socialização. A alimentação ocorre em dois picos principais, um a meio da manhã (≈10 h) e outro a meio da tarde (≈16 h) (figura 24b). A deslocação ocorre ao longo de todo o dia (figura 24c) seguindo o padrão de distribuição dos avistamentos totais (figura 24a). **A socialização ocorre no período coincidente com a alimentação, com picos principais às ≈10 h e às ≈16 h** (figura 24d). À parte da alimentação e da socialização, cujos resultados sugerem ocorrer preferencialmente às ≈10 h e às ≈16 h, não se registaram padrões diurnos para outras actividades.

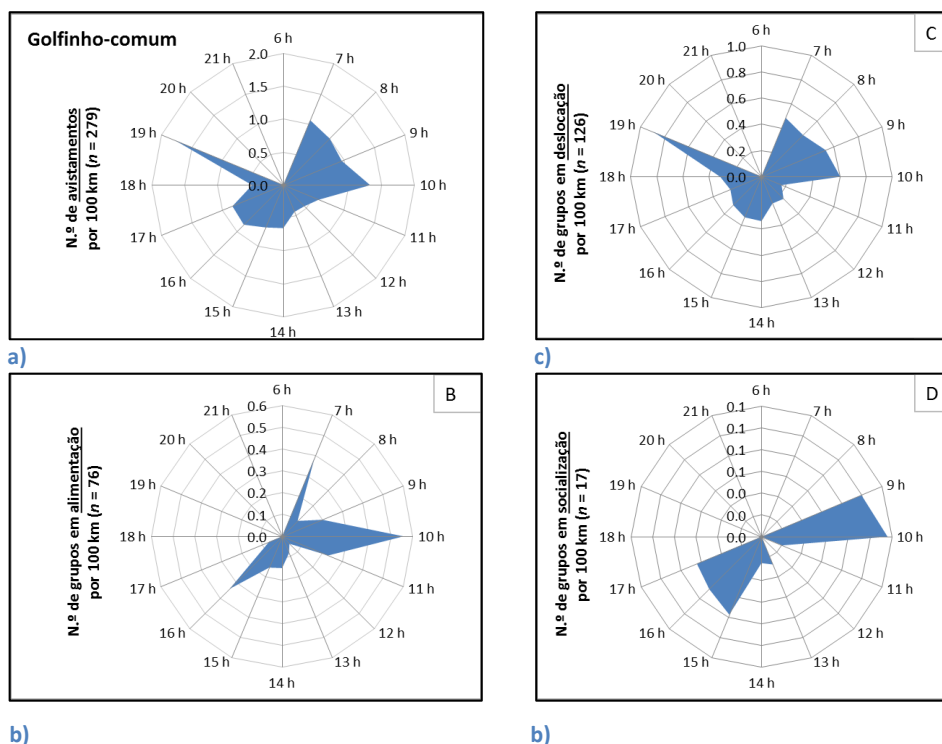


Figura 24. Variações diurnas do número (N.º) de avistamentos/grupos de golfinho-comum total (a), em alimentação (b), em deslocação (c), e em socialização (d) por 100 km de esforço.

BALEIA-DE-BRYDE

Para a baleia-de-Bryde, registaram-se avistamentos ao longo de todo o período diário principal de amostragem, mas com um maior índice de avistamentos entre as 9 h e as 13 h (figura 25a). As actividades com um número de avistamentos mínimo para efectuar interpretações válidas são a alimentação e a deslocação. **A alimentação ocorreu no período da manhã (principalmente entre as 9 h e as 10 h)** (figura 25b) e a deslocação ocorreu ao longo de todo o dia (figura 25c) seguindo em termos gerais o padrão de distribuição dos avistamentos totais (figura 25a). À parte do de alimentação que é sugerido ocorrer preferencialmente a meio da manhã, não se registaram padrões diurnos para outros modos de utilização do habitat.

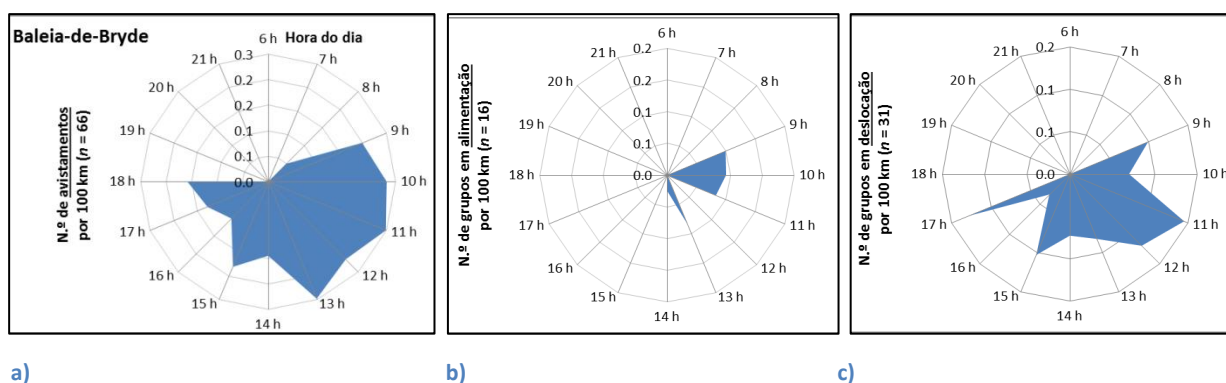


Figura 25. Variações diurnas do número (N.º) de avistamentos/grupos de baleia-de-Bryde total (a), em alimentação (b) e em deslocação (c) por 100 km de esforço.

4.6. Experiência de disponibilidade de cetáceos *versus* pressão do whalewatching

Para a análise da disponibilidade de cetáceos *versus* a pressão de embarcações marítimo-turísticas (WW) utilizaram-se os dados recolhidos numa experiência realizada em Junho de 2012 na principal área de operação (Madeira Sul – Funchal) recorrendo a postos com vigias (ver secção 3.1.2). Os eventos de amostragem (de meio-dia) com visibilidade reduzida foram eliminados da análise para não introduzir erro, resultando em 18 eventos de amostragem. A análise indicou que, para o período do estudo, **existiam em média 3,4 grupos de cetáceos disponíveis na principal área de operação da actividade (Sul da Madeira – Funchal), correspondendo a uma média de 2,7 espécies, por cada evento de meio-dia** (tabela 7). Estes valores devem ser interpretados como números mínimos dado que são baseados em grupos detectados, pelo que podiam existir na área outros grupos que não foram detectados pelos observadores nas vigias. Foi determinado que em média 90,4% dos grupos disponíveis/detectáveis foram abordados pelas embarcações marítimo-turísticas (tabela 7). Esta percentagem elevada indica que **a quase totalidade dos grupos presentes (detectados) nesta área de operação da actividade tiveram a presença das embarcações.**

Tabela 7. Valores médios ($\pm$ desvio padrão; mínimo-máximo) da disponibilidade de cetáceos e percentagem (%) desses grupos que são abordados pelas embarcações de WW por evento de meio-dia. Os cálculos foram baseados em 18 eventos de amostragem de meio-dia em postos de vigia na principal área de operação da actividade (Sul da Madeira - Funchal) em Junho de 2012.

N.º de eventos (de meio-dia) com vigias	N.º mínimo de grupos disponíveis/detectados	N.º de espécies disponíveis/detectadas	% de grupos de cetáceos abordados por barcos-ww
18	3,4 ($\pm$ 1,6; 1 - 7)	2,7 ($\pm$ 1,3; 1 - 5)	90,4 ($\pm$ 14,4; 67 - 100)

A avaliação da percentagem de grupos de cetáceos abordados pelas embarcações de WW relativamente ao número de embarcações presentes na área de estudo por evento de meio-dia revelou que, **quando o número de embarcações na área de estudo foi superior a 5, todos os grupos de cetáceos detectados foram abordados por embarcações** (figura 26).

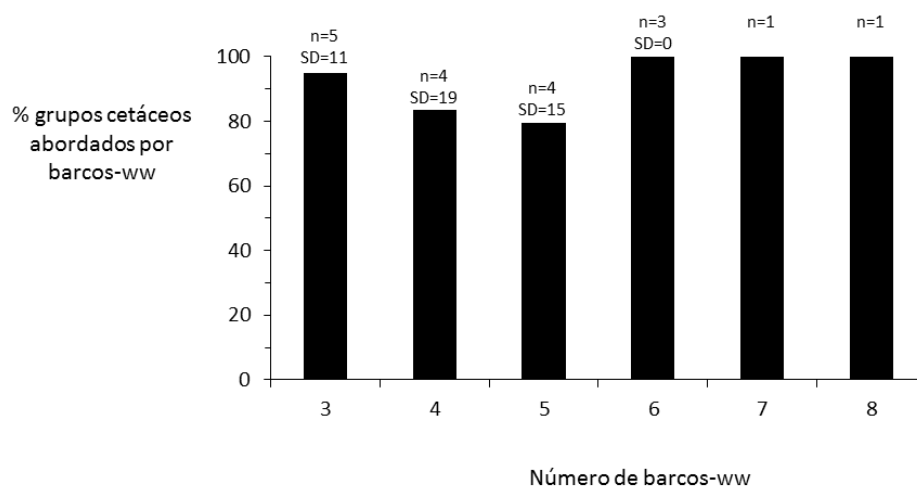


Figura 26. Percentagem (%) média de grupos de cetáceos abordados por embarcações de WW considerando diferentes números de embarcações presentes na área. Os cálculos foram baseados em 18 eventos de amostragem de meio-dia (n) em de postos de vigia na principal área de operação da actividade (Sul da Madeira - Funchal) em Junho de 2012. SD = desvio padrão.

Foi calculado um índice do número de grupos de cetáceos disponíveis sobre o número de embarcações presentes na área de estudo por evento de meio-dia de modo a determinar a percentagem de grupos abordados. Observou-se que esta percentagem tende a atingir os 100% quando o número de embarcações presentes na área é maior do que o número de grupos de cetáceos disponíveis (figura 27). Uma regressão linear mostra uma relação significativa positiva ($P < 0,05$) entre esses dois factores (apesar do fraco suporte ($R^2 = 0,24$))(figura 27).

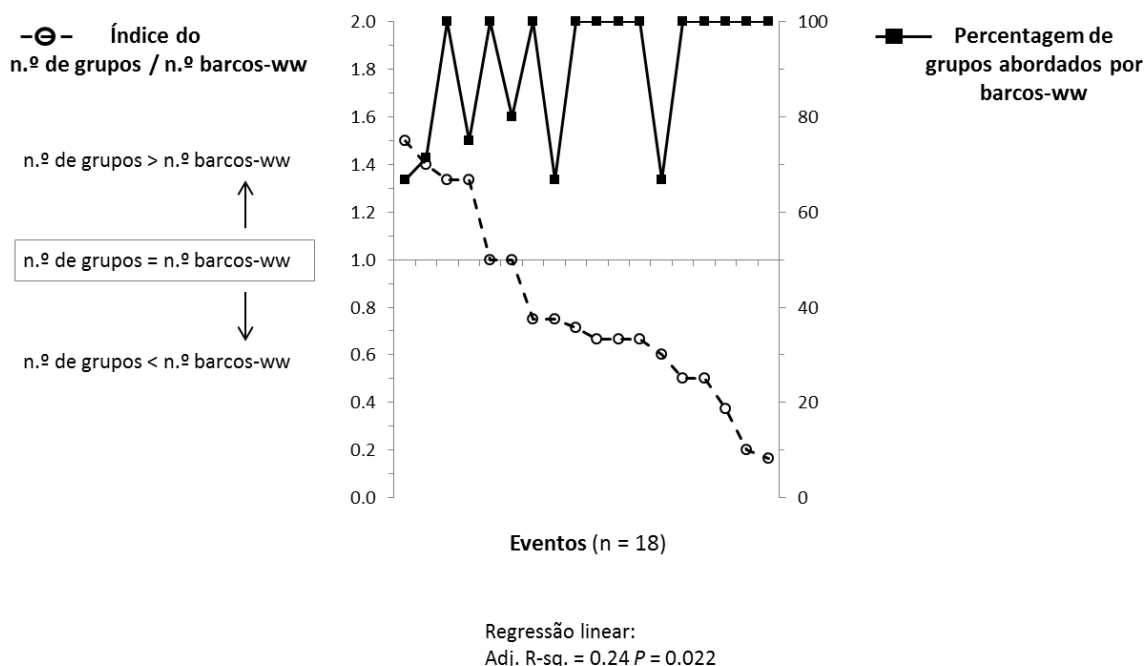


Figura 27. Percentagem de grupos de cetáceos abordados por embarcações marítimo-turísticas (barcos-WW) para diferentes disponibilidades de grupos e barcos-WW (i.e. índice do número de grupos dividido pelo número de barcos-WW). Cálculos baseados em 18 eventos de amostragem de meio-dia em de postos de vigia na principal área de operação da actividade (Sul da Madeira - Funchal) em Junho de 2012.

Para efectuar a avaliação da pressão da actividade sobre os cetáceos determinou-se o número de barcos durante cada encontro com cetáceos usando dados recolhidos pelos observadores nas vigias. Foram analisados 36 encontros, resultando numa **média de 2,7 ($\pm 1,5$) embarcações marítimo-turísticas por encontro**. A maioria dos encontros para o período e área estudada teve entre 2 e 3 embarcações, tendo variado de 1 a 6 (figura 28).

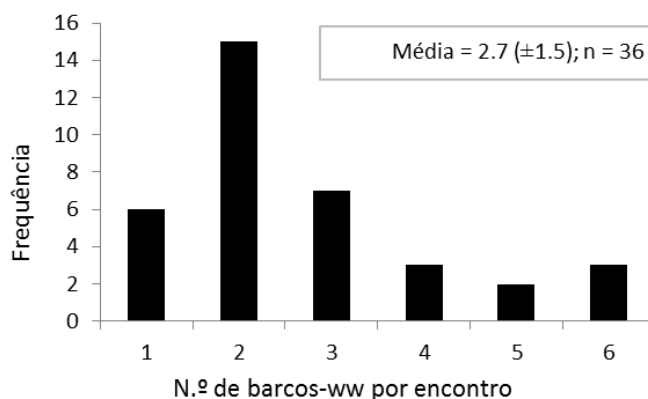


Figura 28. Histograma de frequências do número de embarcações de WW por encontro com cetáceos. A média, desvio padrão ($\pm$) e o número de encontros analisados estão incluídos na figura. Os cálculos foram baseados em dados recolhidos em postos de vigia na principal área de operação da actividade (Sul da Madeira - Funchal) em Junho de 2012.

Do mesmo modo, determinou-se a duração de cada encontro das embarcações marítimo-turísticas com cada grupo de cetáceos, através dos dados recolhidos pelos observadores nas vigias. Foram analisados 23 encontros em que se monitorizou a duração desde a chegada da primeira embarcação até à partida da última. Os resultados mostram que as embarcações marítimo-turísticas passaram em média 24,9 minutos ($\pm 13,5$) por encontro no período e área estudada. **A maioria dos encontros duraram entre 10 e 35 minutos, e variaram entre 10 e 60** (figura 29).

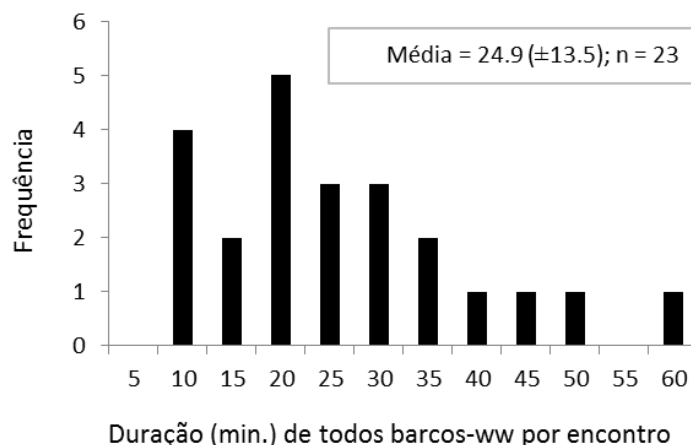


Figura 29. Histograma de frequências da duração (em categorias de 5 minutos) dos encontros de embarcações marítimo-turísticas (barcos-WW) com cetáceos. A média, desvio padrão ($\pm$) e o número de encontros analisados estão incluídos na figura. Os cálculos foram baseados em dados recolhidos em postos de vigia na principal área de operação da actividade (Sul da Madeira - Funchal) em Junho de 2012.

4.7. Fidelidade dos animais à área de operação

De modo a determinar se os mesmos indivíduos das várias espécies utilizaram ou não a área de operação da actividade de WW (toda a costa Sul da Madeira) regularmente, utilizaram-se fotografias tiradas durante os censos náuticos e a bordo das embarcações marítimo-turísticas de modo a aplicar a técnica de captura-recaptura (foto-identificação). De igual modo, e para os indivíduos em que tal aconteceu, tentou-se compreender melhor os padrões de fidelidade/utilização da área.

Os resultados da foto-identificação indicam que indivíduos de **várias espécies de cetáceos utilizam regularmente a área Sul da Madeira, com os mesmos indivíduos a serem avistados no mesmo lugar (ou sua proximidade) a curto-prazo (num mesmo dia, de manhã e à tarde) e/ou a longo-prazo (ao longo de vários anos)**. Nalgumas espécies, como o **golfinho-pintado**, a **baleia-piloto-tropical**, o **golfinho-roaz** e a **baleia-de-Bryde**, os mesmos indivíduos foram “re-capturados” no mesmo dia (com zero dias de intervalo) (tabela 8, tabela 9, tabela 10 e tabela 11, respectivamente). Indivíduos destas mesmas espécies, juntamente com grampas (tabela 12), também foram “re-capturados” com alguns dias de intervalo.

Tabela 8. Histórico fotográfico para indivíduos de golfinho-pintado no Sul da Madeira. É ainda indicado o intervalo (em dias) para cada recaptura.

Golfinho-pintado <i>Stenella frontalis</i>				
2011				
ID do indivíduo	19 Out	29-Out Manhã	29-Out tarde	Intervalo (dias)
Sf_AH_079	1		1	10
Sf_AH_099		1	1	0

Tabela 9. Número (N.º) de recapturas e número de indivíduos recapturados para 0, 1, 2, 3 e 4 dias de intervalo para 90 baleias-piloto na Madeira Sul entre 2007 e 2011.

Baleia-piloto-tropical <i>Globicephala macrorhynchus</i>					
90 indivíduos recapturados ≤ 4 dias-intervalo (2007-2011)					
	Intervalo (dias)				
	0	1	2	3	4
N.º de recapturas	35	71	25	23	23
N.º de indivíduos	28	47	23	23	22

Nota: 4 indivíduos foram recapturados em 3 dias consecutivos.

Tabela 10. Número (N.º) de recapturas e número de indivíduos recapturados para 0, 1, 2, 3, e 4 a 7 dias de intervalo para 17 golfinhos-roazes na Madeira Sul entre Agosto e Outubro 2011.

Golfinho-roaz <i>Tursiops truncatus</i>					
17 indivíduos recapturados ≤7 dias-intervalo (Ago a Out 2011)					
	Intervalo (dias)				
	0	1	2	3	4-7
N.º de recapturas	1	2	2	6	14
N.º de indivíduos	1	2	2	6	11

Tabela 11. Histórico fotográfico para indivíduos de baleia-de-Bryde no Sul da Madeira. É ainda indicado o intervalo (em dias) para cada recaptura (cada ano entre parênteses).

Baleia-de-Bryde <i>Balaenoptera edeni</i>																					
ID do indivíduo	2005			2006			2007		2008							2012				Intervalo (dias)	
	01-Jul	24-Jul	11-Ago	27-Jun	30-Jun	13-Jul	26-Ago	02-Set	17-Jan manhã	17-Jan tarde	22-Jun	03-Jul	13-Jul	21-Jul	14-Jul	15-Jul	13-Jun	18-Jun	08-Ago		25-Ago
Bbr002	1	1	1	1	1	1															(23; 18) (3; 13)
Bbr003	1	1	1	1	1	1	1	1			1	1	1	1							(23; 18) (3; 13) (7; 11; 10; 8)
Bbr008									1	1											0
Bbr026															1	1					1
Bbr027															1	1					1
Bbr_AH_01																	1	1			5
Bbr_DM_01																			1	1	17

Tabela 12. Histórico fotográfico para indivíduos de grampo no Sul da Madeira. É ainda indicado o intervalo (em dias) para cada recaptura.

Grampo <i>Grampus griseus</i>			
ID do indivíduo	2012		Intervalo (dias)
	13-Jun	19-Jun	
Gg_MF_01	1	1	6
Gg_MF_09	1	1	6

Os dados mostram que a baleia-de-Bryde apresenta padrões de residência a longo-prazo dado o número de recapturas ao longo de diferentes anos (tabela 11).

5. DISCUSSÃO

ACTIVIDADE WHALEWATCHING

Ao contrário do que acontece nos Açores e em Portugal continental, onde a actividade de observação de cetáceos é realizada de uma forma sazonal (nos meses mais quentes do ano - Verão), na Madeira as boas condições meteorológicas ao longo de todo o ano permitem que a observação de cetáceos aconteça nas quatro estações do ano. No entanto, existem variações no número de viagens realizadas ao longo dos meses, relacionada com as flutuações no afluxo de turistas à Região (aumento no número de viagens na época alta do Verão) e com a degradação geral das condições meteorológicas (e.g. temperatura média tendencialmente mais baixa; redução da luminosidade diária) que tornam as saídas para o mar gradualmente menos apelativas no Outono e Inverno (figura 5). Em 2007 estimou-se que a actividade de WW envolvia perto de 58 mil turistas por ano e movimentava cerca de 1,5 milhões de euros (Ferreira, 2007), sendo expectável que actualmente, com o aumento do número de embarcações e crescente divulgação da actividade, esses números sejam mais elevados.

A actividade desenvolve-se sobretudo na costa Sul da ilha da Madeira, com maior concentração de embarcações nas imediações do Funchal (figura 7). O crescimento da actividade nos últimos anos traduz-se num total estimado de 4 500 viagens anuais, o que corresponde a uma média de 375 viagens mensais ou 12 viagens diárias. No entanto, é importante não esquecer que a distribuição das viagens é sobretudo sazonal - Primavera, Verão e Outono – traduzindo-se numa potencial pressão da indústria, sobretudo, sobre os animais que utilizam a costa Sul da Madeira nesse período.

ESPÉCIES ALVO DA ACTIVIDADE

As 14 espécies de cetáceos registadas durante o período de estudo (2010-2012), no conjunto dos tipos de amostragem (CNS; CNA; EOWW), correspondem a metade das espécies descritas para a Madeira (Freitas et al., 2012). A espécie mais frequentemente observada variou consoante o tipo de amostragem, o que pode ser explicado pelas diferenças espaço-temporais na cobertura do esforço de observação realizado por cada tipo de amostragem e pela distribuição espacial e/ou temporal heterogénea de cada espécie na área de estudo.

Independentemente do tipo de amostragem, os avistamentos de cetáceos foram dominados por 4 espécies (80 a 90% dos avistamentos), designadamente, o golfinho-pintado, o golfinho-comum, o golfinho-roaz e a baleia-piloto-tropical, reflectindo em termos gerais a ocorrência relativa destas espécies (figuras 8, 9 e 10; tabela 4).

Apesar das estimativas de abundância (tabela 4) mostrarem que as espécies mais abundantes são o golfinho-pintado e o golfinho-comum, a espécie mais observada pelas embarcações de WW é o golfinho-roaz. Isto deve-se ao facto de o golfinho-roaz ter uma presença anual nas águas costeiras do arquipélago da Madeira enquanto as outras duas espécies têm uma presença sazonal, com o golfinho-comum presente sobretudo nos meses de Inverno e Primavera e o golfinho-pintado presente nos meses de Verão e Outono (Freitas et al., 2004a). O mesmo se passa com a baleia-piloto-tropical que tendo uma abundância muito inferior ao golfinho-comum é mais observado pelas embarcações marítimo-turísticas, devido à sua presença anual nestas águas, enquanto o golfinho-comum está presente sazonalmente e na época baixa da actividade.

Os resultados indicam que 86% dos avistamentos efectuados pelas embarcações WW são de 5 espécies (as quatro espécies mais abundantes e a baleia-de-Bryde), isto é, 36% das espécies registadas por essas embarcações e 17% das espécies dadas para as águas da Madeira (Freitas et al., 2012). Significa que a exposição à actividade, e às pressões associadas, acontece sobretudo para um número restrito de espécies.

No entanto, outras espécies são alvo da actividade de WW, ainda que traduzido em muito menor número de avistamentos (14%). Estas espécies são menos observadas pelas razões que a seguir se enumeram e que actuam combinadas ou isoladamente: abundância baixa da espécie nas águas costeiras da Madeira; presença rara da espécie em virtude do arquipélago da Madeira se encontrar nos limites da sua área de ocorrência; distribuição nas águas costeiras que privilegia outras áreas em detrimento da costa Sul da Madeira (independentemente de ser motivado por razões ecológicas e/ou para evitar a área com pressões das

actividades humanas); a Madeira constitui apenas um ponto de passagem nas migrações, com os animais a ficarem tendencialmente alguns dias ou poucas semanas; a espécie apresenta comportamentos naturais pouco conspícuos sendo difícil de detectar no mar; a distribuição da espécie nas águas da Madeira privilegia águas mais profundas a maiores distâncias da costa.

O cachalote representa apenas 3% das espécies registadas pelas marítimo-turísticas e com uma presença anual periódica, isto é, observado de forma intermitente ao longo do ano. Este padrão está associado à passagem de animais isolados ou grupos de animais em migração que ficam nas águas costeiras da Madeira alguns dias, onde se alimentam, descansam, socializam e dão à luz as suas crias (Freitas et al., 2004a).

O golfinho-riscado (*Stenella coeruleoalba*), tal como o cachalote, corresponde apenas a 3% dos avistamentos, o que resulta da sua presença sazonal irregular, quer em períodos de maior presença de golfinhos-comuns (final do Inverno e Primavera) quer de golfinhos-malhados (Verão), formando, por vezes, grupos mistos com estas espécies. Podem, no entanto, ser observados esporadicamente noutros períodos do ano (Freitas et al., 2004a).

As restantes espécies correspondem a 8% dos avistamentos registados pelas embarcações de WW no período de estudo.

Nalguns casos é difícil identificar as espécies de baleias-de-barbas no mar, especialmente distinguir a baleia-de-Bryde da baleia-sardinha. Se excluirmos os registos confirmados de baleia-de-Bryde, os avistamentos de baleias-de-barbas confirmados ou não até à espécie (figura 10: NBA - Baleias-de-barbas não identificadas; Bp - Baleia-comum), correspondem a 2% dos avistamentos efectuados a partir de embarcações marítimo-turísticas.

A baleia-comum, tal como a baleia-de-Bryde, tem uma presença comum na Madeira, mas contrariamente a esta, é resultante principalmente da passagem de animais em migração. Tende a ser mais avistada a norte da ilha da Madeira e no canal entre a Madeira e o Porto Santo, estando reflectido no mapa de distribuição de superfície obtido para o conjunto das baleias-de-barbas (figura 15a), e longe da principal área de operação das embarcações de WW. É observada sobretudo na Primavera e Verão, por vezes, em alimentação com ou sem crias (Freitas et al., 2004a). A baleia-sardinha é, por sua vez, considerada ocasional, ainda que a sua presença nas águas da Madeira possa estar subestimada e não reflectida nas observações das embarcações de WW devido à dificuldade de a distinguir no mar da baleia-de-Bryde.

Estão registadas para a Madeira cinco espécies de baleias-de-bico (família *Ziphiidae*). A baleia-de-bico-de-Cuvier e a baleia-de-bico-de-Blainville têm uma presença ocasional e as restantes três espécies são raras – a Baleia-de-bico-de-Sowerby, a Baleia-de-bico-de-Gervais e a Baleia-de-bico-de-garrafa (Freitas et al., 2004a; Freitas et al., 2012). Tal como para outras espécies de cetáceos, as Ilhas oceânicas parecem ser áreas de maior presença destes animais (Aguilar de Soto et al., 2004). Os poucos avistamentos destas espécies impedem-nos de compreender o seu padrão de utilização temporal e espacial das águas da Madeira, no entanto, o mapa de distribuição de superfície para o conjunto da família *Ziphiidae* (NZI) (figura 15b), confirma uma distribuição a maiores profundidades, tendencialmente entre os -2000 e os -2500m. Sabe-se que o mesmo indivíduo de baleia-de-bico-de-Blainville foi foto-identificado nas águas costeiras da Madeira em duas ocasiões, num intervalo de 3 anos (dados não publicados do MBM), indiciando uma utilização repetida desta área pelos mesmos animais. Na Madeira podem existir grupos residentes de animais da família *Ziphiidae*, no entanto não existem dados sobre essa possibilidade devido ao seu comportamento pouco conspícuo e ocorrência mais distante da costa, o que reduz as possibilidades de observação e estudo. As estimativas de abundância muito baixas (tabela 1), ainda que provavelmente bastante subestimadas, correspondem, no máximo, à presença de poucas centenas de animais das diferentes espécies desta família nestas águas. Tal como as baleias-de-barbas os avistamentos das baleias-de-bico, corresponde a aproximadamente 2% dos avistamentos registados a partir de embarcações de WW durante o período de estudo.

De igual modo, a família *Kogiidae* poderá ter animais residentes nas águas da Madeira, especialmente do cachalote-pigmeu (*Kogia breviceps*). Os registos indicam uma presença ocasional do cachalote-pigmeu com vários avistamentos ao longo dos anos, enquanto o cachalote-anão (*Kogia sima*) é raro com apenas um registo para estas águas (Freitas et al., 2004a; Freitas et al., 2012). A ecologia destas espécies é pouco conhecida em virtude do seu pequeno tamanho e comportamento discreto no mar.

Algumas espécies de cetáceos confirmadas para a Madeira são alvo ocasional da actividade de WW, como é o caso grampo (*Grampus griseus*), da orca (*Orcinus orca*), da falsa-orca (*Pseudorca crassidens*) e do caldeirão (*Steno bradanensis*), que utilizam estas águas de forma irregular, com alguns avistamentos anuais. Normalmente são grupos de animais em deslocação que passam alguns dias nas águas costeiras da Madeira (Freitas et al., 2004b), tendo algumas destas espécies sido registadas durante o período deste estudo e outras não.

Existem também espécies de cetáceos que são raramente observadas nestas águas, com registo de avistamentos únicos ou intervalados de vários anos. Neste grupo inclui-se a baleia-azul (*Balaenoptera musculus*), a baleia-de-bossa (*Megaptera novaeangliae*) e a baleia-anã (*Balaenoptera acuturostrata*). Os poucos registos nos últimos anos foram normalmente pontuais e em períodos do ano associados à migração destas espécies, com a excepção da baleia-anã que foi observada sobretudo no Verão (Freitas et al., 2004a; Freitas, et al., 2012). Também se incluem o golfinho-de-Fraser (*Lagenodelphis hosei*), o golfinho-cabeça-de-melão (*Peponocephala electra*) e a orca-pigmeia (*Feresa attenuata*), uma vez que a Madeira se situa no limite norte da sua área de ocorrência.

DISTRIBUIÇÃO E UTILIZAÇÃO ESPACIO-TEMPORAL DO HABITAT PELAS ESPÉCIES/TAXA MAIS ABUNDANTES

O golfinho-roaz, embora utilize todas as águas costeiras do arquipélago da Madeira até batimétrica dos -2000m, apresenta uma distribuição diferenciada com áreas de maior presença, quer em termos de número de grupos quer em termos de tamanho dos grupos, numa aparente resposta a diversos factores ambientais. As áreas de maior densidade de animais (figura 12a) e grupos (figura 12b) correspondem a locais de profundidades entre os -100m e os -1000m, a Sudeste, Este e Nordeste da Madeira, influenciados possivelmente por uma área particular de maior produtividade primária resultante de uma zona de afloramento (*upwelling*) no canal entre a Madeira e ilhas Desertas (Caldeira et al., 2002). A distribuição na Madeira está em concordância com o que se sabe acerca da ecologia do golfinho-roaz e da distribuição geral das suas formas pelágicas, que têm sido reportadas principalmente entre as batimétricas dos -200m e dos -2000m (Wells et al., 1999). Os resultados do estudo de Nicolau *et al.* (2014) apontam para uma presença muito baixa do golfinho-roaz nas águas *offshore* da Madeira, sugerindo que usam aquela área apenas para deslocações entre o arquipélago da Madeira e áreas adjacentes.

A baleia-piloto-tropical, tal como o golfinho-roaz, tem uma distribuição heterogénea das águas costeiras do arquipélago da Madeira, com uma preferência particular pelo mar a Sudeste e Sul da Madeira (figura 3b), coincidindo com parte da área de operação das embarcações de WW e constituindo também uma área onde, sobretudo durante o Verão, opera uma frota de pesca artesanal de lulas (pota). Quando se considera a distribuição em relação à profundidade, constata-se que esta espécie prefere águas profundas (entre as batimetrias dos -1 000m e os -2 000m) mais distantes da costa em concordância com o que é conhecido da ecologia da espécie. Segundo Alves et al. (2013b) existem evidências que a espécie desenvolve actividades de alimentação em profundidade nesta área através da colocação de TDR ('Time-Depth-Recorders').

Tal como para as duas espécies anteriores, o Sudeste da Madeira também é uma área de maior densidade para o **golfinho-pintado** e o **golfinho-comum** (figura 4). No entanto, a natureza pelágica/oceânica destas espécies faz-se sentir numa distribuição mais abrangente das águas costeiras do arquipélago da Madeira. O golfinho-pintado tem maiores densidades na costa Norte e Sul da Madeira (figura 4a), com a área principal de distribuição a coincidir com a área de operação das embarcações marítimo-turísticas. Por seu lado, o golfinho-comum tende a preferir os extremos da Ilha da Madeira e o Este das Desertas e Porto Santo (figura 4b), evitando a área de maior actividade de WW em frente ao Funchal. Não se sabe, no entanto, se esta menor presença em frente ao Funchal resulta de pressão da actividade marítimo-turística, ou se é uma coincidência resultante de uma distribuição envesada para os extremos da ilha por razões ecológicas, nomeadamente, disponibilidade de alimento. A menor actividade de WW, no período em que os golfinhos-comuns estão na Madeira (Inverno e Primavera), retira força à hipótese da distribuição desta espécie ser influenciada pela pressão das embarcações marítimo-turísticas.

Uma vez que não existem avistamentos suficientes para cada uma das espécies das famílias *Balaenopteridae* e *Ziphiidae*, foi efectuada a ME com o conjunto de avistamentos de cada uma das famílias (figura 15). Os

mapas de distribuição de superfície, não reflectem uma espécie em particular, mas as espécies com maior número de avistamentos têm maior influência no padrão de distribuição apresentado. As áreas com maior presença de baleias-de-barbas coincidem ligeiramente com a área de operação das embarcações de WW. O mesmo se pode dizer relativamente às baleias-de-bico, que têm uma distribuição a maiores profundidades, próxima dos limites de operação de WW.

O reduzido número de observações positivas nos *datasets* (quer devido à baixa densidade da espécie quer devido ao pequeno tamanho dos segmentos utilizados na análise, 2 milhas náuticas), poderá limitar a variabilidade que poderia ser explicada pelas variáveis disponíveis (Canãdas & Hammond, 2006). Este problema é potenciado pela necessidade de manter os modelos relativamente simples para minimizar o problema de *overfitting*. Esta limitação foi especialmente sentida para as baleias-de-barbas e baleias-de-bico, com reduzido número de avistamentos. As co-variáveis que apresentaram fortes ‘efeitos de fronteira’ (*Edge effects*) foram retiradas da análise para todos os *taxa*, no entanto espera-se que esta decisão não tenha contribuído para limitar os resultados da análise uma vez que eram co-variáveis que, apesar de significativas, explicavam menos variabilidade relativamente às co-variáveis seleccionadas para os modelos finais. Quando se comparam os mapas de distribuição de superfície de densidade e de abundância de grupos, com os mapas de distribuição de superfície de composição de grupos/actividades para o golfinho-roaz, a baleia-piloto-tropical e o golfinho-pintado, verifica-se uma consistência geral entre todos, especialmente para as duas primeiras espécies, revelando coerência nos resultados e robustez nas análises, ainda que gerados por *datasets* parcialmente diferentes.

Os mapas de distribuição de superfície de composição de grupos/actividades mostram que o golfinho-roaz tem uma utilização do habitat diferenciada, variável com a actividade que desenvolve (figura 17). Uma das áreas de criação está situada no centro da área de operação de WW, na costa Sul da Madeira. As actividades/comportamentos como a alimentação, descanso e socialização decorrem também em áreas mais específicas dentro da área geral de distribuição da espécie (figura 17e – g). Quando se compara apenas o mapa de distribuição de superfície de actividades “todos os grupos” (figura 17a) com os mapas de distribuição de superfície de densidade e de grupos (figura 12a - b), constata-se uma diferença substancial na distribuição do golfinho-roaz a Sudoeste da Madeira. No primeiro mapa existe uma área de maior densidade a Sul e Sudoeste da ilha, enquanto nos últimos mapas as áreas de maior densidade ficam-se pelo Sudeste da Madeira. Não se sabe, contudo, se esta diferença resulta da influência dos dados de WW (exclusivos do sul da Madeira) e integrados no *dataset* que gerou os mapas de actividades (figura 6), ou se reflecte uma evolução na distribuição da espécie, evidenciada nos dados uma vez que o *dataset* dos mapas de actividades cobrem o período 2001-2012 enquanto o *dataset* dos mapas de densidades apenas cobrem o período 2007-2012. Este é um aspecto carece de ser investigado futuramente.

Por seu turno, a baleia-piloto-tropical desenvolve as suas actividades numa área relativamente restrita na costa Sudeste da Madeira (figura 18). Como seria de esperar a distribuição actividade/comportamento de “deslocação” (figura 18d) coincide com o padrão geral de distribuição dos grupos, uma vez que se trata de uma actividade geral, transversal e inerente à utilização da área de distribuição (habitat), que ocupa uma parte substancial da vida destes animais, e ocorre entre períodos de outras actividades mais especializadas, como o descanso e socialização. Por outro lado, actividades/comportamentos como o descanso e socialização decorreram na área principal (Sudeste da Madeira), mas também noutras áreas, aproximadamente dentro da área geral de distribuição, como é o caso da actividade de socialização que se desenvolve ao longo de toda a costa Sul da Madeira, particularmente a Sudeste e Sudoeste da ilha (figura 18 e-f).

Quando se compara visualmente o mapa de distribuição de superfície dos grupos (figura 19a) do golfinho-pintado, com os mapas de distribuição da composição de grupos (figura 19b - c) verifica-se que o primeiro mapa reflecte bem a combinação dos padrões distribuição e abundância relativa dos dois últimos mapas. Esta situação é expectável uma vez que o somatório dos avistamentos destas duas classes totaliza os avistamentos considerados nesta análise. Verifica-se que a distribuição da actividade/comportamento de “deslocação” dos golfinhos-pintados na área de estudo (figura 19d) é razoavelmente coincidente com o padrão geral de distribuição dos grupos. Por outro lado, actividades/comportamentos como a alimentação, descanso e socialização decorrem em áreas mais específicas dentro da área geral de distribuição. A natureza pelágica/oceânica desta espécie reflecte-se numa distribuição geral mais abrangente e dispersa (em termos

geográficos e de amplitude de profundidades cobertas), ainda que algumas das actividades específicas se desenrolem em áreas mais restritas. Contrariamente ao golfinho-roaz que utiliza principalmente águas de menor profundidade bastante próximas da costa para se alimentar reflectindo possivelmente a importância das presas demersais na sua dieta, o golfinho-pintado alimenta-se a maiores distancias da costa o que denota a natureza mais pelágica da sua dieta.

A coerência entre os diferentes mapas de distribuição de composição de grupos/actividades sugere que os modelos seleccionados reflectem o padrão geral de distribuição do golfinho-roaz, da baleia-piloto-tropical e do golfinho-pintado. Para todas estas espécies, a comparação do mapa de todos os grupos (figuras 17a, 18a e 19a) com os respectivos mapas de distribuição da composição de grupos (figuras 17b – c; 18b – c; 19b – c) mostra que o primeiro mapa reflecte bem a combinação dos padrões distribuição dos últimos mapas. Esta situação é de esperar uma vez que o somatório dos avistamentos destas duas classes dá o total de avistamentos considerados nesta análise.

O reduzido número de avistamentos disponíveis para a modelação de algumas actividades (tabela 6), limitou o número de co-variáveis (e graus de liberdade) utilizados nos modelos finais, de forma a se evitar problemas de *overfitting*. Por exemplo, no caso da actividade de alimentação para o golfinho-roaz, o modelo com melhores resultados nos indicadores (GVC e % de desvio explicada) têm apenas uma co-variável (“depth_av” = profundidade média), apesar de aparentemente faltar a componente respeitante ao gradiente longitudinal de distribuição patente nos restantes mapas de distribuição, incluindo o mapa da distribuição de superfície de densidades (figura 12, figura 17a - g). O segundo melhor modelo inclui a longitude como co-variável, mas têm valores dos indicadores de selecção dos modelos piores. Estes resultados podem reflectir as limitações na análise resultantes do reduzido número de avistamentos utilizados na modelação, uma vez que a distribuição dos avistamentos dos animais em alimentação indicia um gradiente longitudinal, em concordância com o padrão geral de distribuição da espécie.

A utilização diferenciada do habitat pelo golfinho-roaz, pela baleia-piloto-tropical e, em menor extensão, pelo golfinho-pintado tem implicações importantes para a gestão e conservação destas espécies nas águas costeiras da Madeira. Tal significa que existem áreas específicas onde a disrupção de actividades cruciais podem ter impactos maiores sobre estas espécies, dada a maior tendência com que essas actividades acontecem nessas áreas. Em contrapartida, a existência de áreas específicas para as actividades críticas pode facilitar o processo de gestão espacial da actividade de WW, inclusive através da criação de zonas de exclusão para minimizar o impacto/disrupção de actividades cruciais nos ciclos de vida dos animais destas espécies.

Através de foto-identificação sabe-se que indivíduos de várias espécies de cetáceos usam repetidamente a área de operação das embarcações de WW (Sul da Madeira), quer no curto-prazo (num mesmo dia ou durante vários dias), quer a longo-prazo (ao longo de vários anos) (tabelas 8 a 12). Se a exposição repetida de animais às embarcações de WW poderá não ser preocupante no caso de espécies como o grampo, com uma presença ocasional na Madeira durante períodos relativamente curtos, o mesmo não se pode afirmar para espécies como o golfinho-roaz e a baleia-piloto-tropical, com grupos residentes ou associados às ilhas relativamente pequenos (Dinis, 2014; Alves et al., 2014), que têm as águas da Madeira como habitat preferencial e com indivíduos que utilizam a costa Sul com regularidade (tabela 9 e 10). De igual modo, a baleia-de-Bryde, uma espécie recentemente confirmada para a Madeira (Freitas et al., 2004a), que nos últimos anos marca presença no período de maior actividade das embarcações de WW (final da Primavera até ao Outono) e cujos animais utilizam com frequência a costa sul da Madeira. O facto de ser a quinta espécie mais observada pelas embarcações de WW pode não ser resultante da presença de muitos animais, mas provavelmente, de reavistamento regular dos mesmos animais, que foi evidenciado na taxa de recapturas (foto-identificação) a curto e a longo prazo.

Para espécies abundantes como o golfinho-pintado ou o golfinho-comum, espera-se que a pressão/impacto da actividade de WW se disperse pelos numerosos grupos de animais, salvo tenha uma distribuição diferenciada, com a preferência de determinados grupos por áreas específicas (e.g. Sul da Madeira). Para estas duas espécies é difícil investigar esta possibilidade, uma vez que a probabilidade de recaptura de indivíduos é reduzida, quer pela grande abundância de animais a amostrar, quer pela dificuldade de

identificação dos animais (possuem poucas marcas distintas), especialmente no caso do golfinho-comum (muito poucas marcas individuais discerníveis).

Para compreender se existe algum padrão diurno nas actividades críticas (alimentação, socialização, descanso, deslocação) das principais espécies alvo da actividade de WW, realizou-se uma análise simples dos avistamentos com determinada actividade, tendo em consideração o esforço de amostragem e a hora do dia em que ocorreu a observação. Esta informação é potencialmente importante para a definição do número de saídas diárias e na eventual recomendação de limites nos horários da operação das embarcações de WW. Infelizmente, o número reduzido de avistamentos registados por espécie para cada actividade foi em regra pequeno para possibilitar uma abordagem estatística.

Ao longo do dia existe variabilidade nas actividades desenvolvidas pelas diferentes espécies e não parece ser um efeito resultante de baixo esforço de amostragem, uma vez que está razoavelmente bem distribuído (figura 20), especialmente entre as 9:00 e as 16:00. Os resultados sugerem de um modo geral que a actividade de alimentação ocorre preferencialmente no período matinal para espécies que se podem alimentar de pequenos pelágicos (ruama), tais como o golfinho-roaz, o golfinho-pintado, o golfinho-comum e a baleia-de-Bryde. Não existem dados relativamente à baleia-piloto-tropical uma vez que se alimenta em profundidade, com raros indícios desta actividade à superfície. O reduzido número de avistamentos do golfinho-roaz pode também resultar do facto da espécie, para além de se alimentar na coluna de água (por vezes visível à superfície), se alimentar de presas demersais e consequentemente não disponível para detecção/observação. A interpretação dos dados de alimentação deve ter em consideração o comportamento das presas, uma vez que este pode facilitar a observação da actividade de alimentação à superfície no período da manhã e também a possibilidade de subamostragem da actividade.

A baleia-piloto-tropical evidenciou um padrão na actividade de descanso, sugerindo que existem períodos muito específicos para esta actividade. O pico registado por volta das 7:00 pode ser um artefacto resultante do reduzido esforço de amostragem a essa hora. Para o golfinho-roaz, mesmo com o reduzido número de avistamentos (14), também se identificou durante o dia um período bastante definido para a actividade de descanso, que coincide com o período normal de regresso das embarcações de WW aos portos. Contudo, não existe necessariamente uma ligação entre estes dois factos, especialmente quando considerada a distribuição espacial desta actividade para o golfinho-roaz, a qual não é coincidente com a principal área de WW (figura 17g).

Não parece ter ocorrido erros sistemáticos na identificação de uma determinada actividade pelos observadores, os quais poderiam influenciar de forma decisiva os dados, especialmente para as espécies/actividades com poucas observações, uma vez que para todas as espécies/actividades os avistamentos são efectuados por múltiplos observadores nos diferentes tipos de campanhas de amostragem (CNS; CNA; OEWW; OEAT).

Deve ter-se em consideração a possibilidade de muitas destas actividades poderem ocorrer, inclusive de forma mais intensa, em períodos do dia não amostrados ou subamostrados como o nascer-do-sol, o pôr-do-sol e noite.

O período diurno amostrado corresponde ao período em que as embarcações de WW normalmente operam. No entanto, é necessário muito mais esforço de amostragem e observações das diferentes actividades para tentar compreender melhor eventuais padrões diurnos de actividades que possam ser afectados pela actividade de WW. Por outro lado, é importante ter em consideração os padrões de distribuição espacial das actividades de diferentes espécies, que podem ou não coincidir com a área de operação de WW. Por conseguinte, é importante aumentar o *dataset* e restringir a análise à área de operação da actividade de WW embora esta temática deva ser aprofundada e eventualmente tida em consideração na definição da capacidade de carga no que diz respeito ao parâmetro de número de viagens diárias definidas por lei.

DISPONIBILIDADE DE CETÁCEOS VS PRESSÃO DA ACTIVIDADE DE WHALEWATCHING

A avaliação do impacto das actividades humanas sobre os cetáceos continua a ser um desafio uma vez que vivem num meio diferente e utilizam os sentidos de forma diferente dos seres humanos (Lusseau & Higham, 2004). Existem estudos que relacionam alterações na utilização do habitat bem como evitação de áreas previamente preferidas em resposta ao aumento do tráfego marítimo, no entanto, poucos são os estudos que abordam os impactos a longo prazo das perturbações da actividade de WW, e a maioria refere-se a alterações comportamentais de curto-prazo (Lusseau & Higham, 2004). Ferreira (2007), num estudo sobre as interações da actividade de WW e os cetáceos no arquipélago da Madeira, detectou um impacto de curta duração sobre os golfinhos que se traduziu num aumento da velocidade média de natação dos animais na presença de embarcações marítimo-turísticas.

Da experiência realizada na área principal de operação de WW, em Junho de 2012 (ver secção 4.6), detectou-se que a percentagem de grupos de cetáceos disponíveis (i.e. que foram detectados e portanto poderiam ser seleccionados para observação) nessa área tendem a ser abordados na sua totalidade (100%) pelas embarcações marítimo-turísticas, quando o número dessas embarcações na área é maior que o número de grupos de cetáceos disponíveis. Deste modo, para efeitos de conservação e gestão sustentável da actividade, um aumento da frota de WW a operar nesta área deverá merecer muita atenção e deverá futuramente ser alvo de estudos que permitam compreender melhor os efeitos, a longo prazo, dessa pressão sobre as principais espécies de cetáceos observadas, quer em termos do impacto na distribuição espacial e abundância na área de estudo, quer em termos do impacto nos parâmetros populacionais (e.g. alterações nas taxa de sobrevivência das crias nos primeiros anos de vida).

A elevada percentagem de grupos de cetáceos abordados pelas embarcações de WW realça a importância do cumprimento do período máximo de observação activa de 40 minutos (DLR 15/2013, de 14 de Maio, Art. 8º, ponto 4º, alínea b)) e do tempo de espera de 2 horas entre períodos de observação activa (DLR 15/2013, de 14 de Maio, Art. 7, ponto 5º), para que os animais possam realizar as suas actividades críticas sem interferência dessas embarcações. Uma pressão excessiva sobre os grupos de animais que utilizam a costa Sul da Madeira, pode traduzir-se em perdas grandes para a indústria de observação de cetáceos, se tal resultar numa diminuição de abundância e/ou movimentação dos animais para outras áreas. Eventuais alterações na abundância e/ou distribuição de predadores do topo da cadeia trófica acarretam consequências ecológicas locais indeterminadas. Freitas & Dinis (2004) propôs a criação de uma rede de vigias integrada que desse apoio à actividade de WW e fiscalizasse o cumprimento das regras de observação, podendo contribuir de forma decisiva para a aplicação das normas acima referidas, e dessa maneira a minimizar o impacto da actividade de WW sobre os grupos de cetáceos na costa Sul da Madeira.

ESPÉCIES MAIS VULNERÁVEIS À ACTIVIDADE E SEU HABITAT CRÍTICO NA MADEIRA

Os animais das diferentes espécies de cetáceos que utilizam as águas da Madeira, fazem certamente parte de populações abertas maiores, com uma vasta área de distribuição Atlântica. Assim, não se espera elevado impacto da actividade local de WW sobre essas populações. Existem contudo dúvidas acerca da possibilidade de existirem populações residentes, mais ou menos isoladas, de uma ou mais espécies da família *Ziphiidae* e da família *kogiidae*, sobre as quais a actividade de WW pode ter impacto.

Como mencionado anteriormente, a maioria das espécies de cetáceos tem uma presença ocasional ou rara no mar da Madeira, utilizando-o em períodos curtos de tempo em virtude da natureza migratória ou transitória da sua presença local. Para algumas destas espécies a Madeira não faz parte da sua área principal de distribuição e consequentemente os animais estão naturalmente pouco expostos à actividade local de WW. Os impactos das poucas interações que existem deverão, em princípio, ser minimizados pela aplicação do código de conduta na observação de cetáceos, estabelecido por lei. O mesmo não acontece com as espécies mais comuns que têm animais que utilizam estas águas como habitat preferencial permanente ou sazonal e onde desenvolvem actividades críticas como a alimentação, descanso, socialização, reprodução ou criação.

O **golfinho-roaz** tem uma presença anual permanente, com grupos de animais residentes ou associados às ilhas, estimados em 183 animais (IC95%: 155 – 218) para a costa Sul da Madeira (Freitas et al., 2014b). Os resultados da análise de foto-identificação apontam para uma população aberta (Freitas et al., 2014b; Dinis,

2014), que integra uma população atlântica pelágica com elevado fluxo genético (Quéroil et al., 2007; Louis et al., 2014). Os animais observados na Madeira apresentam diferentes padrões de residência (residentes, transeuntes e migrantes), associam-se uns com os outros, existindo apenas um pequeno número de residentes (Freitas et al., 2014b) (Dinis, 2014). As áreas de maior densidade de grupos e animais são áreas com profundidade entre os -100m e os -1000m, a Sudeste, Este e Nordeste da Madeira (figura 12), que se sobrepõem, em parte, com a área de operação das embarcações marítimo-turísticas (figura 7). O Norte da Madeira parece ser de maior importância para o golfinho-roaz uma vez que é a área com maior probabilidade de permanência dos animais e, conjuntamente com o Norte do Porto Santo, têm maior probabilidade de receber animais vindos das restantes áreas costeiras do arquipélago (Freitas et al., 2014b; Dinis, 2014). Ambas as áreas correspondem aos lados expostos e com menor profundidade média da ilha da Madeira e Porto Santo, respectivamente. A maior probabilidade de movimentação dos animais para estas áreas pode estar relacionado com a maior disponibilidade de presas, mas também com a menor actividade humana no mar (e.g. *whalewatching*) (Freitas et al., 2014c; Dinis, 2014). Quando comparado apenas o mapa de distribuição de superfície de actividades “todos os grupos” (figura 17a) com os mapas de distribuição de superfície de densidade e de grupos (figura 12a - b), constatou-se uma diferença substancial na distribuição do golfinho-roaz a Sudoeste da Madeira. No primeiro mapa observou-se uma área de maior densidade a Sul e Sudoeste da ilha, enquanto nos últimos mapas as áreas de maior densidade situam-se a Sudeste da Madeira. Não se sabe, contudo, se esta diferença resulta da influência dos dados de WW (exclusivos do sul da Madeira) e integrados no *dataset* que gerou os mapas de actividades (figura 17), ou se reflecte uma evolução na distribuição da espécie, evidenciada nos dados uma vez que o *dataset* dos mapas de actividades cobrem o período 2001-2012 enquanto o *dataset* dos mapas de densidades apenas cobrem o período 2007-2012. Este aspecto deverá ser investigado futuramente (Freitas et al., 2014b).

Além do golfinho-roaz também a **baleia-piloto tropical** tem uma presença anual permanente no mar da Madeira, com grupos de animais residentes ou associados às ilhas (Alves et al., 2013a), estimados em 140 animais (IC95%: 131 – 151) (Alves et al., 2014). Esta espécie tem na Madeira uma área de distribuição preferencial muito restrita, reduzida essencialmente à costa Sudeste da Madeira (figura 13). As águas costeiras são também utilizadas por animais migrantes e transeuntes que interagem com os residentes, e aqui desenvolvem actividades cruciais do seu ciclo de vida, como alimentação, socialização ou reprodução. Tal como o golfinho-roaz a população de baleias-piloto-tropical é aberta (Alves et al., 2013a), existindo animais que efectuem grandes deslocações, incluindo para o vizinho arquipélago das Canárias (Servidio et al., 2007).

O **golfinho-comum** tem uma presença sazonal complementar ao **golfinho-pintado**, isto é, tem uma presença sobretudo nos meses de Inverno e Primavera enquanto o golfinho-pintado utiliza preferencialmente as águas costeiras da Madeira no final da primavera e Verão (Freitas et al., 2004a). Um estudo realizado por Quéroil et al. (2010), efectuado para ambas as espécies, aponta para ausência de estrutura genética entre animais da Madeira e os Açores, sugerindo que os animais de ambos os arquipélagos fazem parte das mesmas populações genéticas. Por outro lado, apesar de existir fluxo genético entre os indivíduos destes dois arquipélagos, um estudo, baseado em ácidos gordos e isótopos estáveis para ambas as espécies, refere que os indivíduos que utilizam os arquipélagos, pertencem a *stocks* ecológicos distintos (Quéroil et al., 2013). As duas espécies ocorrem nas águas costeiras da Madeira de forma mais alargada do que as espécies residentes, com o golfinho-comum a ocorrer tendencialmente nos extremos da Ilha da Madeira e as águas a Este das Desertas e Porto Santo e o golfinho-pintado a preferir as águas a Sul e a Norte da ilha da Madeira (figura 14). A área de distribuição destas espécies tende a ir para além das águas costeiras sendo ambas observadas nas águas *offshore* na época em que estão na Madeira (Nicolau et al., 2014). O golfinho-comum e o golfinho-pintado foram, respectivamente, a primeira e terceira espécies mais observadas em campanhas de mar nas águas *offshore* da ZEE Madeira. O índice de abundância relativa do golfinho-comum nas águas offshore foi metade do das águas costeiras enquanto que para o golfinho-pintado essa relação foi de um quinto, indicando claramente uma distribuição geral mais costeira desta última espécie.

A **baleia-de-Bryde**, apesar de não ser uma espécie abundante, representa 5% dos avistamentos das embarcações de WW e é observada regularmente entre Junho e Novembro (Freitas et al., 2012), com alguns reavistamentos no mesmo ano e/ou ao longo de vários anos, demonstrando fidelidade à área e um padrão de residência sazonal (tabela 11). Este padrão traduz-se numa presença comum da espécie nestas águas, não

significando contudo muitos animais presentes na área, mas possivelmente muitos reavistamentos dos mesmos animais. As baleias-de-Bryde adultas têm sido observadas com crias, em alimentação e descanso (Freitas et al., 2004a), muitas vezes próximo de costa, o que reforça a importância da área para a espécie. O número aparentemente reduzido de animais, a utilização das águas da Madeira para a realização de actividades críticas e uma presença sazonal coincidente com a época alta de WW, fazem com que seja uma espécie com elevada exposição à actividade.

Embora não se espere, pelas razões anteriormente apresentadas, impactos importantes da actividade de WW ao nível das populações genéticas, os impactos podem, no entanto, fazer-se sentir ao nível de eventuais sub-populações, *stocks* ecológicos ou de grupos de animais que dependem das águas da Madeira para sobreviver. Aliás, os maiores impactos podem fazer-se sentir na própria actividade de WW com a diminuição dos animais disponíveis para observação em caso de degradação do habitat ou da existência de demasiadas pressões que afectem a parâmetros demográficos locais destas espécies, afastem os animais das áreas de operação e/ou alterem o seu comportamento de forma a diminuir a exposição às embarcações.

A exposição de uma espécie à actividade de WW não é necessariamente sinónimo de vulnerabilidade, apesar de constituir uma condição fundamental para que a espécie possa vir a ser considerada vulnerável. No contexto deste documento considera-se uma espécie vulnerável à actividade de WW, aquela que esteja exposta a actividade de forma regular ou contínua, sendo considerada mais vulnerável quando:

1. Tenha grupos de animais residentes ou associados às ilhas, anualmente ou sazonalmente;
2. Tenha abundâncias locais relativamente baixas e uma exposição média/elevada à actividade de WW (avaliada através da % relativa de avistamentos da espécie pelas embarcações de WW – figura 10), aumentando a probabilidade dos mesmos animais serem expostos à actividade;
3. Tenha uma percentagem importante das áreas onde desenvolve actividades críticas (e.g. alimentação, descanso, socialização, criação) dentro da área de operação de WW;
4. Tenha áreas de maior densidade local dentro da área de operação das embarcações de WW;
5. Esteja presente na época alta da actividade de WW;
6. A distribuição dos animais seja tendencialmente costeira;

Na tabela 13 é apresentado um exercício de sistematização da informação apresentada anteriormente, de acordo com os critérios acima expostos, no sentido de classificar as principais espécies/famílias de acordo com o seu grau de vulnerabilidade à actividade de WW.

Tabela 13. Sistematização de características que se consideram importantes para definir a vulnerabilidade de uma espécie à actividade de WW. Este exercício não pretende ser completo, mas tão só resumir os aspectos focados anteriormente na discussão e para os quais existem evidências científicas de suporte.

Espécie/Taxa	Grupos residentes	Exposição/ Abundância local	% importante das áreas de actividades cruciais na área WW	Áreas de maior densidade da espécie na área WW	Presença na época alta da actividade	A distribuição dos animais é concentrada nas águas costeiras	Grau de vulnerabilidade
Baleia-piloto-tropical	Sim	Alta	Sim	Sim	Sim	Sim	Alto
Golfinho-roaz	Sim	Média	Sim	Sim	Sim	Sim	Alto
Baleia-de-Bryde	Sim?	Alta?	?	Sim?	Sim	Sim?	Alto?
Golfinho-pintado	?	Baixa	Sim	Sim	Sim	Sim	Médio
Baleias-de-bico	?	Média	?	Parcialmente	Sim	Não	Baixa/Média?
Golfinho-comum	?	Baixa	?	Sim	Não	Não	Baixo

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar de Soto N, Johnson M, Aparicio C, Diaz F, Dominguez, I, Guerra M, Hernandez A, Bocconchelli A, Brito A, Tyack, P (2004). High concentrations of beaked whales found near the coast of El Hierro, Canary Islands. *18th Annual Conference of the European Cetacean Society*, Kolmården, Sweden.
- Alves F, Dinis A, Cascão I, Freitas L (2010). Bryde's whale (*Balaenoptera brydei*) stable associations and dive profiles: new insights into foraging behavior. *Mar Mammal Sci* **26**:202-212.
- Alves F, Quérrouil S, Dinis A, Nicolau C, Ribeiro C, Freitas L, Kaufmann M, Fortuna C (2013a). Population structure of short-finned pilot whales in the oceanic archipelago of Madeira based on photo-identification and genetic analyses: implications for conservation. *Aquat Conserv* **23**:758-776
- Alves F, Dinis A, Ribeiro C, Nicolau C, Kaufmann M, Fortuna CM, Freitas L (2013b). Daytime dive characteristics from six short-finned pilot whales *Globicephala macrorhynchus* off Madeira Island. *Arquipelago, Life and Marine Sciences* **31**: 1-8.
- Alves F, Dinis A, Nicolau C, Ribeiro C, Kaufmann M, Fortuna C, Freitas L (2014). Survival and abundance of short-finned pilot whales in the archipelago of Madeira, NE Atlantic, *Mar Mammal Sci*, DOI: 10.1111/mms.12137.
- Auger-Méthé M, Whitehead H (2007). The use of natural markings in studies of longfinned pilot whale (*Globicephala melas*). *Mar Mammal Sci* **23**:77-93.
- Baird RW, Webster DL, Schorr GS, McSweeney DJ, Barlow J (2008) Diel variation in beaked whale diving behavior. *Mar Mammal Sci* **24**:630-642.
- Barlow J, Gerrodette T, Forcada J (2001). Factors affecting perpendicular sighting distances on shipboard line-transect surveys for cetaceans. *Journal of Cetacean Research and Management*, **3**: 201 - 212.
- Bejder L, Samuels A, Whitehead H (2006). Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to longterm disturbance. *Conserv Biol* **20**:1791-1798.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001). *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2004). *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Cabral MJ (coord), Almeida J, Almeida PR, Dellinger T, Almeida NF, Oliveira ME, Palmeirim JM, Queiroz AL, Rogado L, Santos-Reis M, editors (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa.
- Caldeira R, Groom S, Miller P, Pilgrim D, Nezlin N (2002). Sea-surface signatures of the island mass effect phenomena around Madeira Island, Northeast Atlantic. *Remote Sensing of Environment*, **80**: 336 - 360.
- Canãdas A & Hammond P (2006). Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off southern Spain: implications for conservation and management. *Journal of Cetacean Research and Management*, **8**(1): 13-27.
- Delgado-Estrella A (1997). Relacion de las toninas *Tursiops truncatus* y las toninas moteadas *Stenella frontalis* con la actividad camaronera en la Sonda de Campeche, Mexico. *Anales Inst Biol Univ Nac Auton Mexico*, Ser Zool **68**:317-338.
- Dinis, A. (2014). *Ecology and Conservation of Bottlenose Dolphins in Madeira Archipelago, Portugal*. PhD Thesis, Universidade da Madeira.
- Dinis, A, Ribeiro, C, Freitas, L (2010a). *Protocolo para a recolha de dados para o estabelecimento de áreas de importância para o roaz no âmbito da rede Natura 2000 (Censos Náuticos)*, Documento preparado no âmbito do projecto CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Museu da Baleia da Madeira, 30p.
- Dinis, A, Ribeiro, C, Freitas, L (2010b). *Protocolo para a recolha de dados para o estabelecimento de áreas de importância para o roaz no âmbito da rede Natura 2000 (Censos Náuticos aleatórios)*, Documento preparado no âmbito do projecto CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Museu da Baleia da Madeira, 8p.

- Dinis, A, Ribeiro, C, Freitas, L (2011). *Protocolo para o estabelecimento de áreas de operação e respectiva capacidade de carga para a actividade de observação de cetáceos*, Documento preparado no âmbito do projecto CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Museu da Baleia da Madeira, 18p.
- Dinis A, Freitas L, Ribeiro C, Carvalho A, Alves F, Nicolau C, Hammond P, Kaufmann M, Cañadas A (2013). Evaluation of some ecological parameters of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in Madeira archipelago: implications for its conservation. In: *Proc 27th Conference Eur Cet Soc, Setúbal*, Portugal.
- Dolman SJ, Aguilar de Soto N, Notabartolo di Sciara G, et al. (2009). *Technical report on effective mitigation for active sonar and beaked whales*. Report from the European Cetacean Society Conference Workshop: Beaked whales and active sonar: transiting from research to mitigation. Istanbul, Turkey.
- Ferreira RB (2007). *Monitorização da actividade de observação de cetáceos no Arquipélago da Madeira, Portugal*. Tese de Mestrado, Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Portugal.
- Freitas L & Alves F (2004). *Protocolo dos Censos Náuticos (Documento B)*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA - LIFE99 NAT/P/06432, Museu da Baleia da Madeira.
- Freitas L & Dinis A (2004). *Plano de Gestão e Regulamentação de actividades de observação de cetáceos na RAM (Documento I)*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA (LIFE99 NAT/P/06432), Museu da Baleia da Madeira, Madeira.
- Freitas C, Freitas L, Antunes R (2002). Indications of a resident population of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in Madeira. In: *Proc 16th Conf Eur Cet Soc*, Liège, Belgium.
- Freitas L, Dinis A, Alves F, Nóbrega F (2004a). *Cetáceos no Arquipélago da Madeira*. Museu da Baleia, Madeira, Portugal.
- Freitas L, Alves F, Dinis A, Nóbrega F (2004b). *Relatório dos resultados científicos*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA (LIFE99 NAT/P/06432), Museu da Baleia da Madeira, Madeira.
- Freitas L, Dinis A, Nicolau C, Ribeiro C, Alves F (2012). New records of cetacean species for Madeira Archipelago with an updated checklist. *Bol Mus Mun Funchal* **62**(334):25-44.
- Freitas L, Alves F, Ribeiro C, Dinis A, Nicolau C, Carvalho A (2014a). *Proposta de criação de áreas de operação para a actividade de whalewatching e respectiva capacidade de carga*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA II - LIFE07 NAT/P/000646 (Deliverable A.7-II), Museu da Baleia da Madeira.
- Freitas L, Ribeiro C, Dinis A, Nicolau C, Alves F, Carvalho A (2014b). *Estudo técnico-científico de suporte à criação de um Sítio de Importância Comunitária (SIC) para o golfinho-roaz (Tursiops truncatus) no Arquipélago da Madeira (Deliverable A.7_IA)*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Museu da Baleia da Madeira.
- Freitas L, Ribeiro C, Dinis A, Alves F, Nicolau C, Carvalho A (2014c). *Proposta de Criação de um Sítio de Importância Comunitária para o golfinho-roaz (Tursiops truncatus) no Arquipélago da Madeira (Deliverable A.7_I)*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646), Museu da Baleia da Madeira, 58p.
- Geldmacher J, van den Bogaard P, Hoernle K, Schmincke H-U (2000). The ⁴⁰Ar/³⁹Ar age dating of the Madeira Archipelago and hotspot track (eastern North Atlantic). *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, Volume **1**(2).
- Gómez de Segura A, Hammond P, Cañadas A, Raga J (2007). Comparing cetacean abundance estimates derived from spatial models and design-based line transect methods. *Mar Eco Prog Ser*, **329**: 289 - 299.
- Hammond PS, Mizroch SA, Donovan GP (Eds.) (1990). *Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. Rep IWC Spec Issue 12, Cambridge.
- Hastie T & Tibshirani R (1990). *Generalized additive models*. London: Chapman and Hall.
- Hedley S & Buckland S (2004). Spatial models for line transect. *J Agric Biol Environ Stat*, **9**(2): 181 - 199.

- Hedley S, Buckland S, Borchers D (1999). Spatial modelling from line transect data. *Journal of Cetacean Research and Management*, **1**(3): 255 - 264.
- Heimlich-Boran JR (1993). Social organization of the short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, with special reference to the comparative social ecology of delphinids. PhD dissertation, Cambridge University, England.
- Hiby A (1982). The effect of random whale movement on density estimates obtained from whale sighting surveys. *Report of the International Whaling Commission*, **32**: 791 - 793.
- IUCN (2012). IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. Accessed 07 Sep. www.iucnredlist.org
- Jensen FH, Perez JM, Johnson M, Soto NA, Madsen PT (2011). Calling under pressure: short-finned pilot whales make social calls during deep foraging dives. *P Roy Soc Lond B Bio* **278**: 3017-3025
- Kato H (2002). Bryde's whales: *Balaenoptera edeni* and *B. brydei*. In: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (eds) *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, CA, p 171-177.
- Louis M, Viricel A, Lucas T, Peltier H, Alfonsi E, Berrow S, Brownlow A, Covelo P, Dabin W, Deaville R, De Stephanis R, Gally F, Gauffier P, Penrose R, Silva M, Guinet C, Simon-Bouhet B (2014). Habitat-driven population structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the North-East Atlantic. *Molecular Ecology*, **23**: 857-874.
- Lusseau D & Higham JE (2004). Managing the impacts of dolphin-based tourism through the definition of critical habitats: the case of bottlenose dolphins (*Tursiops spp*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Tourism Management*, **25**: 657 – 667.
- Magalhães S, Prieto R, Silva MA, Gonçalves J, Afonso-Dias M, Santos RS (2002). Short-term reactions of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) to whalewatching vessels in the Azores. *Aquat Mammals* **28**:267-274.
- Maigret J (1994). Marine mammals and fisheries along the West African coast. Rep IWC Spec Issue 15:307-316.
- Maul GE & Sergeant DE (1977). New Cetacean Records from Madeira. *Bocagiana* **43**:1-8.
- McSweeney DJ, Baird RW, Mahaffy SD (2007). Site fidelity, associations and movements of Cuvier's (*Ziphius cavirostris*) and Blainville's (*Mesoplodon densirostris*) beaked whales off the island of Hawai'i. *Mar Mammal Sci* **23**:666-687.
- Murphy S, Herman JS, Pierce GJ, Rogan E, Kitchener AC (2006) Taxonomic status and geographical cranial variation of common dolphins (*Delphinus*) in the eastern North Atlantic. *Mar Mammal Sci* **22**:573-99.
- Natoli A, Cañadas A, Peddemors VM, Aguilar A, Vaquero C, Fernández-Piqueras P, Hoelzel AR (2006). Phylogeography and alpha taxonomy of the common dolphin (*Delphinus* sp.). *J Evol Biol* **19**:943-954.
- Neumann D (2001) The behaviour and ecology of freeranging short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) on the east coast of Coromandel Peninsula, North Island, New Zealand. Unpublished PhD dissertation, Massey University, Auckland, New Zealand.
- Nicolau C, Alves F, Ferreira R, Henriques F, Carvalho A, Cunha I, Freitas L (2014). *Surveillance of the conservation status of cetaceans species in Madeira offshore waters (Deliverable A.8_I)*. Relatório técnico do Projecto CETACEOSMADEIRA II (LIFE07 NAT/P/000646). Museu da Baleia da Madeira.
- Olson P (2009). Pilot whales *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. In: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (eds) *Encyclopedia of marine mammals*, second ed. Academic Press, Amsterdam, p 847-852.
- Orams M (2004). Why dolphins may get ulcers: considering the impacts of cetacean-based tourism in New Zealand. *Tourism Mar Environ* **1**:17-28.
- Palka D (1996). Effects of Beaufort sea state on the sightability of harbor porpoises in the Gulf of Maine. *Report International Whaling Commission*, **46**: 575 - 582.
- Palka D & Hammond P (2001). Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**: 777 - 787.

- Parsons ECM (2012) The negative impacts of *whalewatching*. *J Mar Biol* doi:10.1155/2012/807294.
- Perrin WF (2009). Atlantic spotted dolphin - *Stenella frontalis*. In: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (eds) *Encyclopedia of marine mammals*, second ed. Academic Press, Amsterdam: p 54-56.
- Perrin WF, Mitchell ED, Mead JG, Caldwell DK, Caldwell MC, van Bree PJH, Dawbin WH (1987) Revision of the spotted dolphins, *Stenella* spp. *Mar Mammal Sci* **3**: 99-170.
- Quérrouil S, Silva M, Freitas L, Prieto R, Magalhães S, Dinis A, Alves F, Matos J, Mendonça D, Hammond P, Santos R (2007). High gene flow in oceanic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the North Atlantic. *Cons Gen* **8**: 1405-1419.
- Quérrouil S, Freitas L, Cascão I, Alves F, Dinis A, Almeida JR, Prieto R, Borrás S, Matos JA, Mendonça D, Santos RS (2010) Molecular insight into the population structure of common and spotted dolphins inhabiting the pelagic waters of the Northeast Atlantic. *Mar Biol* **157**: 2567-2580.
- Quérrouil S, Kiszka J, Cordeiro AR, Cascão I, Freitas L, Dinis A, Alves F, Santos RS, Bandarra NM (2013). Investigating stock structure and trophic relationships among island-associated dolphins in the oceanic waters of the North Atlantic using fatty acid and stable isotope analyses. *Mar Biol* **160**: 1325-1337.
- Scheidat M, Castro C, González J, Williams R (2004) Behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to whalewatching boats near Isla de la Plata, Machalilla National Park, Ecuador. *J Cet Res Manag* **6**: 63-68.
- Seber G (1982). *The estimation of animal abundance and*. New York: Macmillan.
- Servidio A, Alves F, Dinis A, Freitas L, Martín V (2007). First record of movement of short-finned pilot whales between two Atlantic oceanic archipelagos. In: *Proc 17th Biennial Conf Biol Mar Mammals*, Cape Town, South Africa.
- Soto NA, Johnson MP, Madsen PT, Diaz F, Dominguez I, Brito A, Tyack P (2008). Cheetahs of the deep sea: deep foraging sprints in short-finned pilot whales off Tenerife (Canary Islands). *Journal of Animal Ecology* **77**: 936-947.
- Strindberg S & Buckland S (2004). ZigZag Survey Designs in Line Transect Sampling. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, **9**(4): 443 - 461.
- Taylor BL, Baird R, Barlow J, Dawson SM, Ford J, Mead JG, Notarbartolo di Sciara G, Wade G, Pitman RL (2008). *Mesoplodon mirus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2014.2.
- Thomas L, Laake JL, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST, Borchers DL, Anderson DR, Burnham KP, Hedley SL, Pollard JH (2002). *Distance 4.0 Release 2*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK.
- Thomas L, Laake J, Rexstad E, Strindberg S, Marques F, Buckland S, Borchers D, Anderson D, Burnham K, Burt M, Hedley S, Pollard J, Bishop J, Marques T (2009). *Distance 6.0. Release 1*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK.
- Wells R, Rhinehart H, Cunningham P, Whaley J, Baran M, Koberna C, Costa D (1999). Long distance offshore movements of bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science*, **15**(4): 1098-1114.
- Wood S (2000). Modeling and smoothing parameter estimation. *J R Stat Soc B*, **62**(2): 413 – 428.
- Wood S (2001). mgcv: GAMs and generalised ridge regression. *R News*, **1**(2): 20 - 25.
- Würsig B, Jefferson TA (1990). Methods of photo-identification for small cetaceans. *Rep IWC Spec Issue* **12**:43-52.
- Young DD & Cockcroft VG (1994). Diet of common dolphins (*Delphinus delphis*) off the south-east coast of southern Africa: Opportunism or specialization? *J Zool (London)* **234**:41-53.
- Zerbini AN & Kotas JE (1998). A note on cetacean bycatch in pelagic driftnetting off southern Brazil. *Rep IWC* **48**:519-524.

ANEXOS

ANEXO I

DISTANCE SAMPLING – ESTIMATIVAS, MODELOS SELECIONADOS E PARÂMETROS

Neste anexo são apresentadas estatísticas dos avistamentos do golfinho-roaz, da baleia-piloto-tropical, do golfinho-pintado, do golfinho-comum, dos *Balaenopteridae* e dos *Ziphiidae*. São também apresentadas as estimativas de abundância, as estatísticas, e parâmetros dos modelos seleccionados para estimar essas abundâncias através da metodologia de *distance sampling*, para as espécies e famílias seleccionadas.

Estatísticas dos avistamentos dos taxa seleccionados

Tabela I.A. – Para cada uma das espécies/famílias analisadas (golfinho-roaz; baleia-piloto-tropical; golfinho-pintado; golfinho-comum; balaenopteridae; ziphiidae) são apresentados o número de grupos observados, indivíduos estimados visualmente, tamanho médio dos grupos estimados visualmente para cada período, tamanho médio do grupo para o conjunto dos dados com o respectivo erro padrão (SE) e taxas de encontro de grupos (n grupos/100km) e de indivíduos (n/100km) para cada um dos períodos de amostragem e no total. Para a baleia-piloto-tropical e *Balaenopteridae* os valores reflectem a truncagem à direita.

Espécie/família	Período	Esforço (km)	Nº de grupos	Nº de indivíduos	tamanho médio do grupo (SE)	Taxa de encontro grupos	Taxa de encontro indivíduos
Golfinho-roaz	2007-2009	3 486	25	507	10,77 (-)	0,72	13,60
	2010-2012	5 247	44	474	20,28 (-)	0,84	9,66
	2007-2012	8 733	69	981	14,22 (1,81)	0,79	11,23
Baleia-piloto-tropical	2007-2009	3 486	9	115	10,77 (-)	0,26	3,30
	2010-2012	5 247	18	322	20,28 (-)	0,34	6,14
	2007-2012	8 733	27	437	16,19 (2,39)	0,31	5,00
Golfinho-pintado	2007-2008	3 486	22	726	33,00 (-)	0,63	20,83
	2010-2012	5 247	24	322	13,42 (-)	0,46	6,14
	2007-2012	8 733	46	1048	14,28 (4,17)	0,53	12,00
Golfinho-comum	2007-2008	3 486	19	205	10,79 (-)	0,55	05,88
	2010-2012	5 247	47	605	12,87 (-)	0,90	11,53
	2007-2012	8 733	66	981	12,27 (1,07)	0,79	9,28
Baleias-de-barbas	2007-2008	3 486	13	19	1,20 (-)	0,37	0,55
	2010-2012	5 247	20	24	1,46 (-)	0,38	0,46
	2007-2012	8 733	33	43	1,30 (0,08)	0,38	0,49
Baleias-de-bico	2007-2008	3 486	6	13	2,17 (-)	0,17	0,37
	2010-2012	5 247	16	32	2,00 (-)	0,30	0,61
	2007-2012	8 733	22	45	2,05 (0,30)	0,25	0,52

Distance sampling

Golfinho-roaz

O modelo seleccionado, de acordo com os critérios mencionados na Metodologia (ponto 3.2.1 Análise de dados, *distance sampling*), tem a função-chave "Hazard rate", tendo como co-variável o período de amostragem (2007-2009/2010-2012), com pós-estratificação por sector e ponderado pela área do respectivo sector.

A função de detecção é apresentada na figura I.1 com o respectivo histograma de frequência das distâncias perpendiculares aos avistamentos.

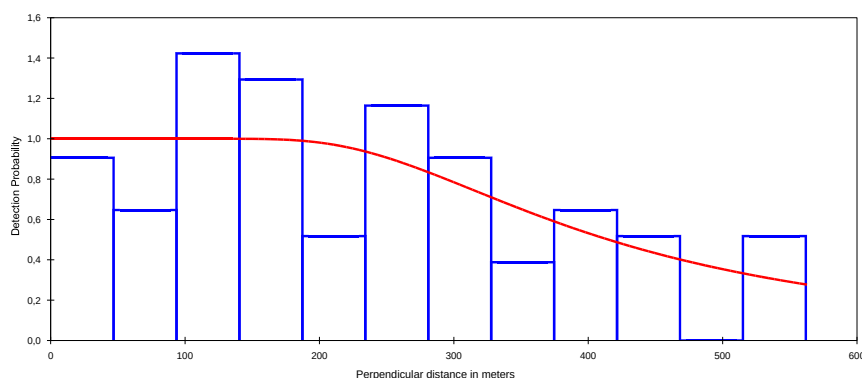


Figura I.1 - Função de detecção e respectivo histograma de frequências das distâncias perpendiculares aos grupos de golfinhos-roazes.

Na tabela I.A são apresentados os parâmetros da função de detecção e o coeficiente da co-variável modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Tabela I.A – Parâmetros da função de detecção e o coeficiente da covariável (Período de amostragem = Projectos EMECETUS (EME / 2007-2009) e CetáceosMadeira II (CMII / 2010-2012)) modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Parâmetro	Estimativa pontual	Erro padrão (SE)
Interceptor	317,8	13,85
Parâmetro potência	2,522	3,532
Nível CMII da covariável factorial PROJECT	0,1941	0,3333
$f(0)$	0,23923E-02	0,15418E-03

A probabilidade de detecção foi de $P = 0,74$ ($CV = 6,44\%$) com a respectiva largura efectiva de detecção ($ESW = effective\ strip\ width$) para os golfinhos-roazes de 418 m.

A estimativa de abundância obtida para o golfinho-roaz foi de 558 animais ($IC95\% = 384 - 812$; $CV = 0,19$), o que corresponde a uma densidade de $0,127$ animais/ km^2 ($IC95\% = 0,087 - 0,184$).

As estimativas acima apresentadas não foram corrigidas para o desvio de disponibilidade (*availability bias*) nem para o desvio de percepção (*perception bias*), podendo representar valores possivelmente subestimados ($g(0) < 1$).

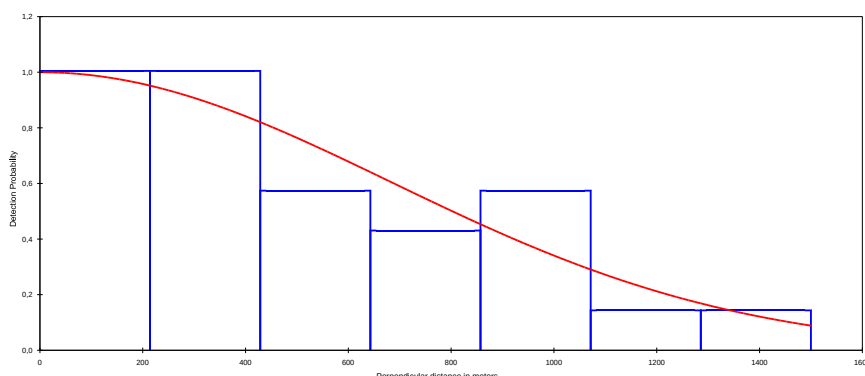
Para avaliar qual a influência do movimento aleatório nas estimativas de abundância foi calculada a velocidade média dos animais a partir de 65 avistamentos para os quais existia o registo do comportamento inicial. A velocidade média dos golfinhos-roazes (no momento inicial do avistamento) foi calculada atribuindo velocidades médias a cada categoria de comportamento registada, designadamente: 0 nós em socialização, alimentação e descanso; 3 nós em deslocação a velocidade moderada; 6 nós em deslocação a velocidade rápida. A partir desta obteve-se a velocidade média de todos os avistamentos no momento da detecção. Todos os avistamentos em esforço de observação registados no período de estudo foram utilizados para este cálculo. A velocidade média estimada para os golfinhos-roazes foi de 2,58 nós ($SE = 1,29$). O rácio da velocidade dos animais sobre a velocidade da embarcação foi de 0,43, um pouco abaixo do valor de 0,5 considerado problemático (Canãdas & Hammond, 2006) (Palka & Hammond, 2001).

Apesar de potencialmente existir movimento de resposta (*responsive movement*) dos animais à embarcação, não existem dados que permitam quantificar este comportamento. No entanto, a observação do histograma de distribuição dos avistamentos por classes de distância à linha central (figura I.1), mostrou evidências de movimento de resposta de afastamento dos golfinhos-roazes, que pode também contribuir para uma subestimação dos valores de abundância/densidade de golfinhos-roazes.

Baleia-piloto-tropical

O modelo seleccionado, de acordo com os critérios mencionados na Metodologia (ponto 3.2.1 Análise de dados, *distance sampling*), tem a função-chave "Half-normal", truncado à direita aos 1500m, com pós-estratificação por sector e ponderado pela área do respectivo sector.

A função de detecção é apresentada na figura I.2 com o respectivo histograma de frequência das distâncias perpendiculares aos avistamentos.



*Figura I.2 - Função de detecção e respectivo histograma de frequências das distâncias perpendiculares aos grupos de baleias-piloto-tropical.

Na tabela I.B são apresentados os parâmetros da função de detecção e o coeficiente da co-variável modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Tabela I.B – Parâmetros da função de detecção modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Parâmetro	Estimativa pontual	Erro padrão (SE)
Parâmetro	317,8	13,85
$f(0)$	0,12043E-02	0,18823E-03

A probabilidade de detecção foi de $P = 0,55$ ($CV = 15,63\%$) com a respectiva largura efectiva de detecção ($ESW = \text{effective strip width}$) para a baleia-piloto-tropical de 830m.

A estimativa de abundância obtida para a baleia-piloto-tropical foi de 112 animais ($IC_{95\%} = 59 - 215$; $CV = 0,335$), o que corresponde a uma densidade de $0,025$ animais/ km^2 ($IC_{95\%} = 0,013 - 0,049$).

As estimativas acima apresentadas não foram corrigidas para o desvio de disponibilidade (*availability bias*) nem para o desvio de percepção (*perception bias*), o que significa que esses valores são possivelmente sub-estimados ($g(0) < 1$).

Para investigar a questão da influência do movimento aleatório nas estimativas de abundância foi calculada a velocidade média dos animais a partir de 31 avistamentos para os quais existia o registo do comportamento inicial. A velocidade média das baleias-piloto-tropical (no momento inicial do avistamento) foi calculada atribuindo velocidades médias a cada categoria de comportamento registada, designadamente: 0 nós em socialização, alimentação e descanso; 3 nós em deslocação a velocidade moderada; 6 nós em deslocação a velocidade rápida. Foi a partir daí obtida a velocidade média de todos os avistamentos no momento da detecção. Todos os avistamentos em esforço de observação registados no período de estudo foram utilizados para este cálculo. A velocidade média estimada para as baleias-piloto-tropical foi de 1,94 nós ($SE = 1,46$). O rácio da velocidade dos animais sobre a velocidade da embarcação foi de 0,33, muito abaixo do valor de 0,5 considerado problemático (Canãdas & Hammond, 2006) (Palka & Hammond, 2001).

Apesar de potencialmente existir movimento de resposta (*responsive movement*) dos animais à embarcação, não existem dados que nos permitam quantificar este comportamento. No entanto, a observação do

histograma de distribuição dos avistamentos por classes de distância à linha central (figura I.2), não mostra evidências de movimento de resposta de afastamento das baleias-piloto-tropical. Não é de esperar um movimento de resposta de aproximação à embarcação acentuado por parte desta espécie.

Golfinho-pintado

O modelo seleccionado, de acordo com os critérios mencionados na Metodologia (ponto 3.2.1 Análise de dados, *distance sampling*), tem a função-chave "Hazard rate", sem avistamentos truncados à direita, com pós-estratificação por sector e ponderado pela área do respectivo sector.

A função de detecção é apresentada na figura I.3 com o respectivo histograma de frequência das distâncias perpendiculares aos avistamentos.

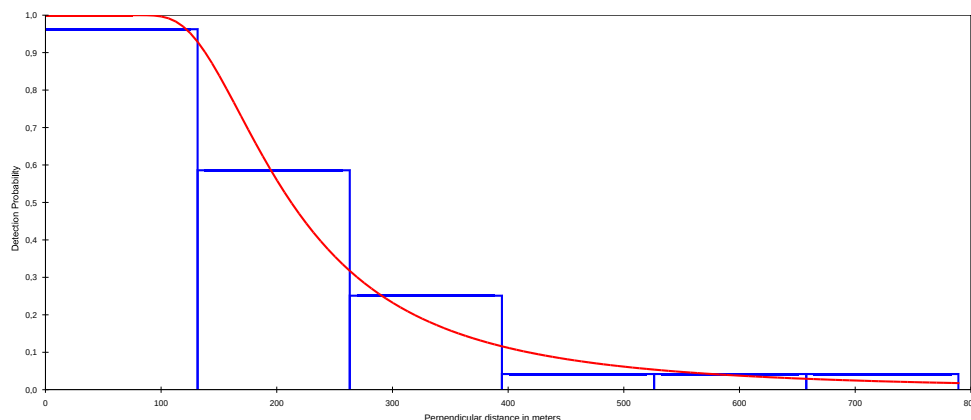


Figura I.3 - Função de detecção e respectivo histograma de frequências das distâncias perpendiculares aos grupos de golfinho-malhados-do-Atlântico.

Na tabela I.C são apresentados os parâmetros da função de detecção e o coeficiente da co-variável modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Tabela I.C – Parâmetros da função de detecção modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Parâmetro	Estimativa pontua,l	Erro padrão (SE)
Parâmetro 1	186,3	38,73
Parâmetro 2	2,792	0,6860
$f(0)$	0,39496E-02	0,58404E-03

A probabilidade de detecção foi de $P = 0,32$ ($CV = 14,79\%$) com a respectiva largura efectiva de detecção ($ESW = \text{effective strip width}$) para o golfinho-pintado de 253 m.

A estimativa de abundância obtida para o golfinho-pintado foi de 947 animais ($IC_{95\%} = 520 - 1722$; $CV = 0,31$), o que corresponde a uma densidade de 0,215 animais/ km^2 ($IC_{95\%} = 0,118 - 0,391$).

As estimativas acima apresentadas não foram corrigidas para o desvio de disponibilidade (*availability bias*) nem para o desvio de percepção (*perception bias*), o que significa que esses valores são possivelmente sub-estimados ($g(0) < 1$).

Para investigar a questão da influência do movimento aleatório nas estimativas de abundância foi calculada a velocidade média dos animais a partir de 31 avistamentos para os quais existia o registo do comportamento inicial. A velocidade média dos golfinhos-malhados-do-Atlântico (no momento inicial do avistamento) foi calculada atribuindo velocidades médias a cada categoria de comportamento registada, designadamente: 0 nós em socialização, alimentação e descanso; 4 nós em deslocação a velocidade moderada; 8 nós em deslocação a velocidade rápida. Foi a partir daí obtida a velocidade média de todos os avistamentos no momento da detecção. Todos os avistamentos em esforço de observação registados no

período de estudo foram utilizados para este cálculo. A velocidade média estimada para esta espécie foi de 2,71 nós (SE = 2,81). O rácio da velocidade dos animais sobre a velocidade da embarcação foi de 0,45, próximo do valor de 0,5 considerado problemático (Canãdas & Hammond, 2006) (Palka & Hammond, 2001).

Apesar de potencialmente existir movimento de resposta (*responsive movement*) dos animais à embarcação, não existem dados que nos permitam quantificar este comportamento. No entanto, a observação do histograma de distribuição dos avistamentos por classes de distância à linha central (figura I.3), não mostra evidências de movimento de resposta de afastamento dos golfinhos-malhados-do-Atlântico. No entanto, pode existir um movimento de resposta de aproximação, muitas vezes característico desta espécie e não detectável no histograma, que pode contribuir para uma sobrestimação dos seus valores de abundância/densidade, minimizando neste caso, a possível subestimação resultante dos desvios de disponibilidade e de percepção.

Golfinho-comum

O modelo seleccionado, de acordo com os critérios mencionados na Metodologia (ponto 3.2.1 Análise de dados, *distance sampling*), tem a função-chave "Hazard rate", sem avistamentos truncados à direita, com pós-estratificação por sector e ponderado pela área do respectivo sector.

A função de detecção é apresentada na figura I.4 com o respectivo histograma de frequência das distâncias perpendiculares aos avistamentos.

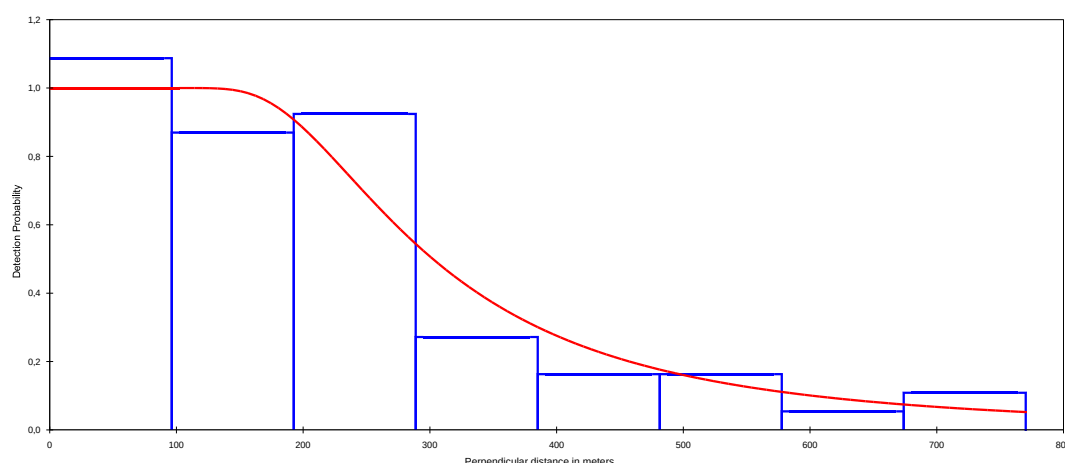


Figura I.4 - Função de detecção e respectivo histograma de frequências das distâncias perpendiculares aos grupos de golfinhos-comuns.

Na tabela I.D são apresentados os parâmetros da função de detecção e o coeficiente da co-variável modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Tabela I.C – Parâmetros da função de detecção modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Parâmetro	Estimativa pontua,l	Erro padrão (SE)
Parâmetro 1	264,4	49,02
Parâmetro 2	2,736	0,6985
$f(0)$	0,28519E-02	0,35747E-03

A probabilidade de detecção foi de $P = 0,45$ (CV =12,53%) com a respectiva largura efectiva de detecção (ESW = *effective strip width*) para os golfinhos-comuns de 350 m.

A estimativa de abundância obtida para o golfinho-comum foi de 675 animais (IC95%= 363 – 1254; CV=0,314), o que corresponde a uma densidade de 0,153 animais/km² (IC95%= 0,082 – 0,284).

As estimativas acima apresentadas não foram corrigidas para o desvio de disponibilidade (*availability bias*) nem para o desvio de percepção (*perception bias*), o que significa que esses valores são possivelmente sub-estimados ($g(0) < 1$).

Para investigar a questão da influência do movimento aleatório nas estimativas de abundância foi calculada a velocidade média dos animais a partir de 35 avistamentos para os quais existia o registo do comportamento inicial. A velocidade média dos golfinhos-comuns (no momento inicial do avistamento) foi calculada atribuindo velocidades médias a cada categoria de comportamento registada, designadamente: 0 nós em socialização, alimentação e descanso; 4 nós em deslocação a velocidade moderada; 8 nós em deslocação a velocidade rápida. Foi a partir daí obtida a velocidade média de todos os avistamentos no momento da detecção. Todos os avistamentos em esforço de observação registados no período de estudo foram utilizados para este cálculo. A velocidade média estimada para esta espécie foi de 2,25 nós (SE = 2,27). O rácio da velocidade dos animais sobre a velocidade da embarcação foi de 0,37, abaixo do valor de 0,5 considerado problemático (Canãdas & Hammond, 2006) (Palka & Hammond, 2001).

Apesar de potencialmente existir movimento de resposta (*responsive movement*) dos animais à embarcação, não existem dados que nos permitam quantificar este comportamento. No entanto, a observação do histograma de distribuição dos avistamentos por classes de distância à linha central (figura I.4), não mostra evidências de movimento de resposta de afastamento dos golfinhos-comuns. No entanto, pode existir um movimento de resposta de aproximação, muitas vezes característico desta espécie e não detectável no histograma, que pode contribuir para uma sobrestimação dos seus valores de abundância/densidade, minimizando neste caso, a possível subestimação resultante dos desvios de disponibilidade e de percepção.

Baleias-de-barbas (Balaenopteridae)

O modelo seleccionado, de acordo com os critérios mencionados na Metodologia (ponto 3.2.1 Análise de dados, *distance sampling*), tem a função-chave "Hazard rate", truncado à direita aos 1500m, com pós-estratificação por sector e ponderado pela área do respectivo sector.

A função de detecção é apresentada na figura I.5 com o respectivo histograma de frequência das distâncias perpendiculares aos avistamentos.

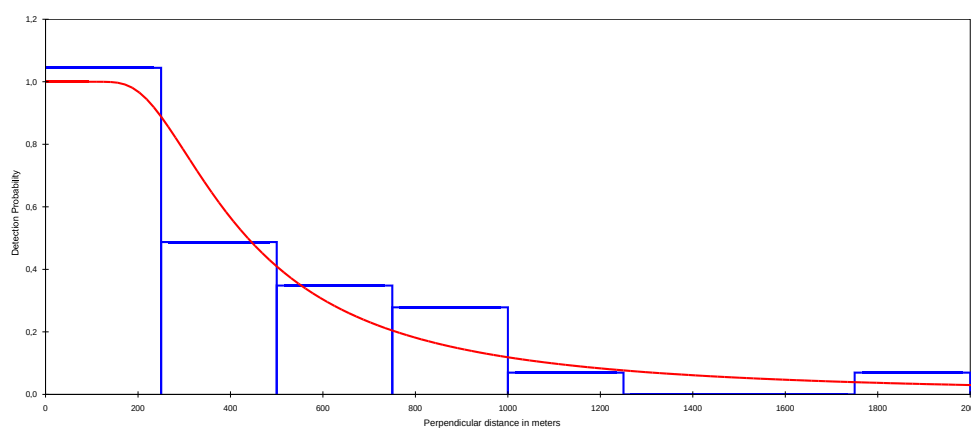


Figura I.5 - Função de detecção e respectivo histograma de frequências das distâncias perpendiculares aos grupos de baleias-de-barbas.

Na tabela I.E são apresentados os parâmetros da função de detecção e o coeficiente da co-variável modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Tabela I.C – Parâmetros da função de detecção modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Parâmetro	Estimativa pontua,l	Erro padrão (SE)
Parâmetro 1	366,1	133,70
Parâmetro 2	2,057	0,6714
$f(0)$	0,17407E-02	0,39378E-03

A probabilidade de detecção foi de $P = 0,29$ ($CV = 22,62\%$) com a respectiva largura efectiva de detecção ($ESW = \text{effective strip width}$) para a família balaenopteridae de 575 m.

A estimativa de abundância obtida para a família balaenopteridae foi de 18 animais ($IC_{95\%} = 10 - 32$; $CV = 0,302$), o que corresponde a uma densidade de $0,004$ animais/ km^2 ($IC_{95\%} = 0,002 - 0,007$).

As estimativas acima apresentadas não foram corrigidas para o desvio de disponibilidade (*availability bias*) nem para o desvio de percepção (*perception bias*), o que significa que esses valores são possivelmente sub-estimados ($g(0) < 1$).

Para investigar a questão da influência do movimento aleatório nas estimativas de abundância foi calculada a velocidade média dos animais a partir de 21 avistamentos para os quais existia o registo do comportamento inicial. A velocidade média das baleias-de-barbas (no momento inicial do avistamento) foi calculada atribuindo velocidades médias a cada categoria de comportamento registada, designadamente: 0 nós em socialização, alimentação e descanso; 8 nós em deslocação. Foi a partir daí obtida a velocidade média de todos os avistamentos no momento da detecção. Todos os avistamentos em esforço de observação registados no período de estudo foram utilizados para este cálculo. A velocidade média estimada para as baleias-de-barbas foi de 6,00 nós ($SE = 3,49$). O rácio da velocidade dos animais sobre a velocidade da embarcação foi de 1, no intervalo de valores considerados problemáticos (Canãdas & Hammond, 2006) (Palka & Hammond, 2001).

Apesar de potencialmente existir movimento de resposta (*responsive movement*) dos animais à embarcação, não existem dados que nos permitam quantificar este comportamento. No entanto, a observação do histograma de distribuição dos avistamentos por classes de distância à linha central (figura I.5), não mostra evidências de movimento de resposta de afastamento das baleias-de-barbas. Não é de esperar um movimento de resposta de aproximação à embarcação acentuado por parte deste grupo de espécies.

Baleias-de-bico (Ziphiidae)

O modelo seleccionado, de acordo com os critérios mencionados na Metodologia (ponto 3.2.1 Análise de dados, *distance sampling*), tem a função-chave "Half-normal", sem avistamentos truncados à direita, com pós-estratificação por sector e ponderado pela área do respectivo sector.

A função de detecção é apresentada na figura I.6 com o respectivo histograma de frequência das distâncias perpendiculares aos avistamentos.

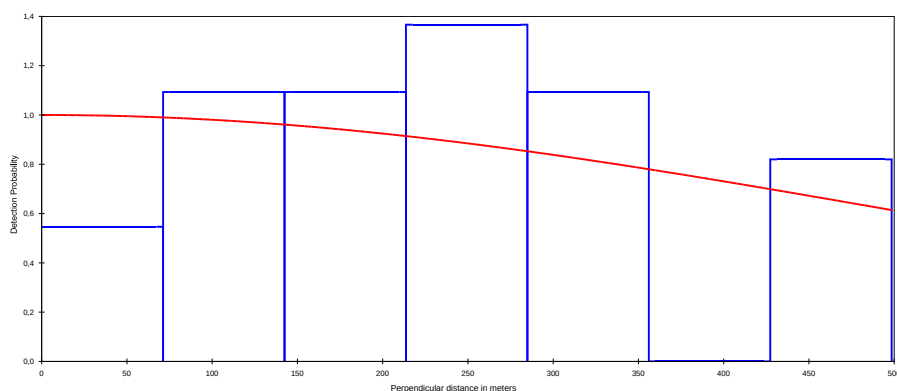


Figura 1.6 - Função de detecção e respectivo histograma de frequências das distâncias perpendiculares aos grupos de baleias-de-bico.

Na tabela I.F são apresentados os parâmetros da função de detecção e o coeficiente da co-variável modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Tabela I.B – Parâmetros da função de detecção modelada com a distância perpendicular a cada avistamento.

Parâmetro	Estimativa pontual	Erro padrão (SE)
Parâmetro	504,9	371,8
$f(0)$	0,23358E-02	0,48975E-03

A probabilidade de detecção foi de $P = 0,85$ ($CV = 20,97\%$) com a respectiva largura efectiva de detecção ($ESW = \text{effective strip width}$) para a família ziphiidae de 428 m.

A estimativa de abundância obtida para a família balaenopteridae foi de 31 animais ($IC_{95\%} = 16 - 61$; $CV = 0,35$), o que corresponde a uma densidade de $0,007$ animais/ km^2 ($IC_{95\%} = 0,004 - 0,014$).

As estimativas acima apresentadas não foram corrigidas para o desvio de disponibilidade (*availability bias*) nem para o desvio de percepção (*perception bias*), o que significa que esses valores são possivelmente sub-estimados ($g(0) < 1$).

Para investigar a questão da influência do movimento aleatório nas estimativas de abundância foi calculada a velocidade média dos animais a partir de 28 avistamentos para os quais existia o registo do comportamento inicial. A velocidade média das baleias-de-bico (no momento inicial do avistamento) foi calculada atribuindo velocidades médias a cada categoria de comportamento registada, designadamente: 0 nós em socialização, alimentação e descanso; 3 nós em deslocação a velocidade moderada; 6 nós em deslocação a velocidade rápida. Foi a partir daí obtida a velocidade média de todos os avistamentos no momento da detecção. Todos os avistamentos em esforço de observação registados no período de estudo foram utilizados para este cálculo. A velocidade média estimada para as baleias-de-bico foi de 2,44 nós ($SE = 1,45$). O rácio da velocidade dos animais sobre a velocidade da embarcação foi de 0,40, abaixo do valor de 0,5 considerado problemático (Canãdas & Hammond, 2006) (Palka & Hammond, 2001).

Apesar de potencialmente existir movimento de resposta (*responsive movement*) dos animais à embarcação, não existem dados que nos permitam quantificar este comportamento. No entanto, a observação do histograma de distribuição dos avistamentos por classes de distância à linha central (figura 1.6), mostra evidências de movimento de resposta de afastamento das baleias-de-bico, que também contribui para uma subestimação dos valores de abundância/densidade deste grupo de espécies.

ANEXO II

MODELAÇÃO ESPACIAL – MODELOS SELECIONADOS E PARÂMETROS

Neste anexo são apresentadas as estatísticas, valores e parâmetros dos modelos seleccionados para a estimar a abundância, através de Modelação Espacial (GAMs), do golfinho-roaz, da baleia-piloto-tropical, do golfinho-pintado, do golfinho-comum, dos balaenopteridae e dos ziphiidae.

Golfinho-roaz

As variáveis seleccionadas nas duas fases da modelação (modelação da abundância de grupos de animais e modelação do tamanho dos grupos) são apresentadas na tabela II.A. Os gráficos com as curvas das formas funcionais para as co-variáveis suavizadas utilizadas nos modelos são apresentados na figura II.1.

Tabela II.A – Modelos para a estimativa da abundância de grupos e tamanho dos grupos de golfinho-roaz, com indicação das variáveis seleccionadas (“:” significa interacção entre duas variáveis) e a percentagem de desvio explicada. As variáveis são designadas pelas seguintes abreviaturas: lon – longitude; lat – latitude; dist_200 – distância linear até à linha batimétrica dos 200m profundidade; sst – temperatura da superfície do mar. Os graus de liberdade estimados para as variáveis (ou interacções de variáveis) de cada modelo são apresentados em parêntesis. As variáveis estão ordenadas do mais significativo para o menos significativo, de acordo com o seu *p-value* no modelo final.

Modelo	Variáveis	% de desvio explicada
Abundância de grupos	lon:lat (17,7) + dist_200 (7,9)	14,9%
Tamanho dos grupos	sst (7,9)	38,5%

Foram testados 92 modelos para modelar a abundância de grupos, testando-se individualmente, em grupos de duas, três ou mais as co-variáveis, evitando-se combinações de co-variáveis correlacionadas (e.g. profundidade média / profundidade máxima). O segundo melhor modelo incluía também 3 co-variáveis - dist_200 (8,0)+lon (8,5)+ lat (8,9) – com um *GCV score* 0,2298 e 14,3% de desvio explicada. O *GCV score* do modelo seleccionado para a abundância de grupos é de 0,2282 (tabela II.A).

Para o tamanho de grupos foram testados 38 modelos, com apenas um modelo (o modelo seleccionado, tabela 3) a apresentar um *p-value* significativo ($p < 0,05$) e *GCV score* de 0,634. O segundo melhor modelo apresentou $p < 0,1$, um *GCV score* de 0,785 e apenas 15,6% de desvio explicada.

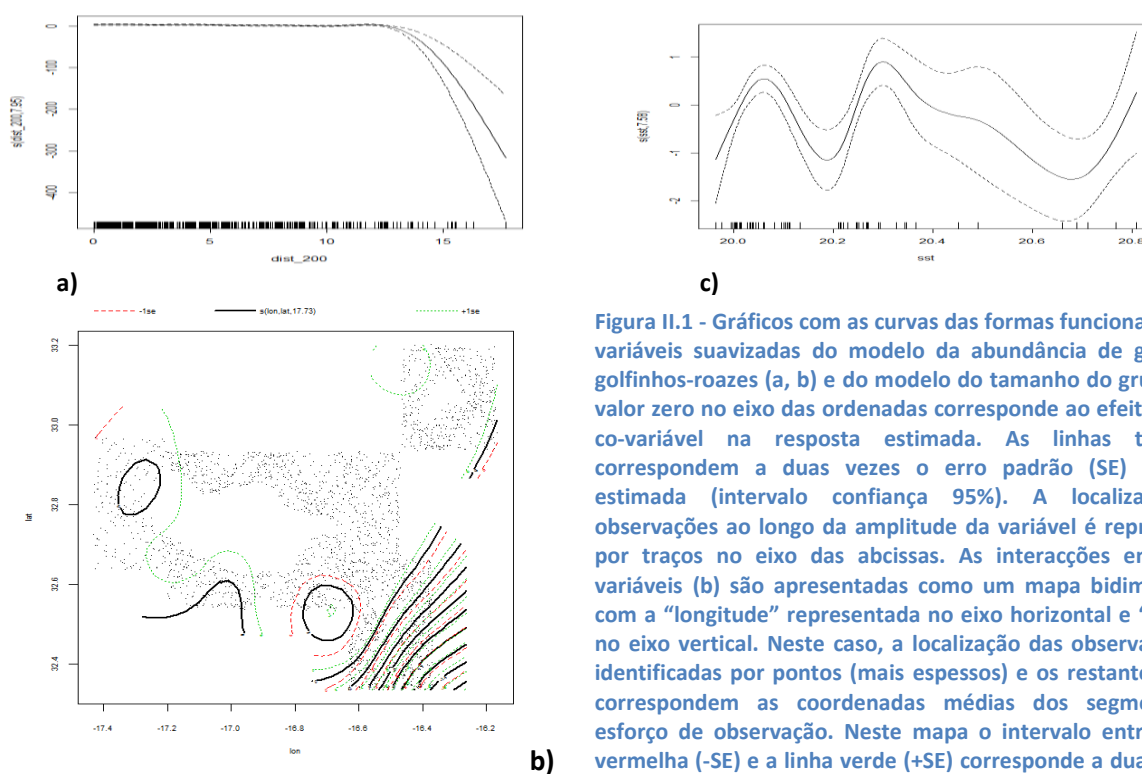


Figura II.1 - Gráficos com as curvas das formas funcionais das co-variáveis suavizadas do modelo da abundância de grupos de golfinhos-roazes (a, b) e do modelo do tamanho do grupo (c). O valor zero no eixo das ordenadas corresponde ao efeito nulo da co-variável na resposta estimada. As linhas tracejadas correspondem a duas vezes o erro padrão (SE) da curva estimada (intervalo confiança 95%). A localização das observações ao longo da amplitude da variável é representada por traços no eixo das abcissas. As interacções entre duas variáveis (b) são apresentadas como um mapa bidimensional, com a “longitude” representada no eixo horizontal e “latitude” no eixo vertical. Neste caso, a localização das observações são identificadas por pontos (mais espessos) e os restantes pontos correspondem as coordenadas médias dos segmentos de esforço de observação. Neste mapa o intervalo entre a linha vermelha (-SE) e a linha verde (+SE) corresponde a duas vezes o erro padrão (SE).

Baleia-piloto-tropical

As variáveis seleccionadas nas duas fases da modelação (modelação da abundância de grupos de animais e modelação do tamanho dos grupos) são apresentadas na tabela II.B. Os gráficos com as curvas das formas funcionais para as co-variáveis suavizadas utilizadas nos modelos são apresentados na figura II.2.

Tabela II.B – Modelos para a estimativa da abundância de grupos e tamanho dos grupos da baleia-piloto-tropical, com indicação das variáveis seleccionadas (“:” significa interacção entre duas variáveis) e a percentagem de desvio explicada. As variáveis são designadas pelas seguintes abreviaturas: lon – longitude; lat – latitude; depth_min – profundidade mínima; dist_2500 – distância linear até à linha batimétrica dos 2500m profundidade. Os graus de liberdade estimados para as variáveis (ou interacções de variáveis) de cada modelo são apresentados em parêntesis. As variáveis estão ordenadas do mais significativo para o menos significativo, de acordo com o seu p-value no modelo final.

Modelo	Variáveis	% de desvio explicada
Abundância de grupos	lon:lat (6,8) + depth_min (2,75)	30%
Tamanho dos grupos	Dist_2500 (1)	23,4%

Foram testados 77 modelos para modelar a abundância de grupos, testando-se individualmente ou em grupos de duas ou três co-variáveis, evitando-se combinações de co-variáveis correlacionadas (e.g. profundidade média / profundidade máxima). O segundo melhor modelo incluía também 2 co-variáveis - dist_moniz (4,9) + depth_av (5,9) – com um *GCV score* 0,10898 e 29,3% de desvio explicado. O *GCV score* do modelo seleccionado para a abundância de grupos é de 0,10756 (tabela II.B).

Para o tamanho de grupos foram testados 31 modelos, tendo apenas um modelo (o modelo seleccionado, tabela II.B) a apresentar um *p-value* significativo ($p = 0,006$) e *GCV score* de 0,4917. O segundo melhor modelo apresentou um *p-value* marginalmente significativo ($p = 0,042$), um *GCV score* de 0,5132, apesar de explicar 30% de desvio.

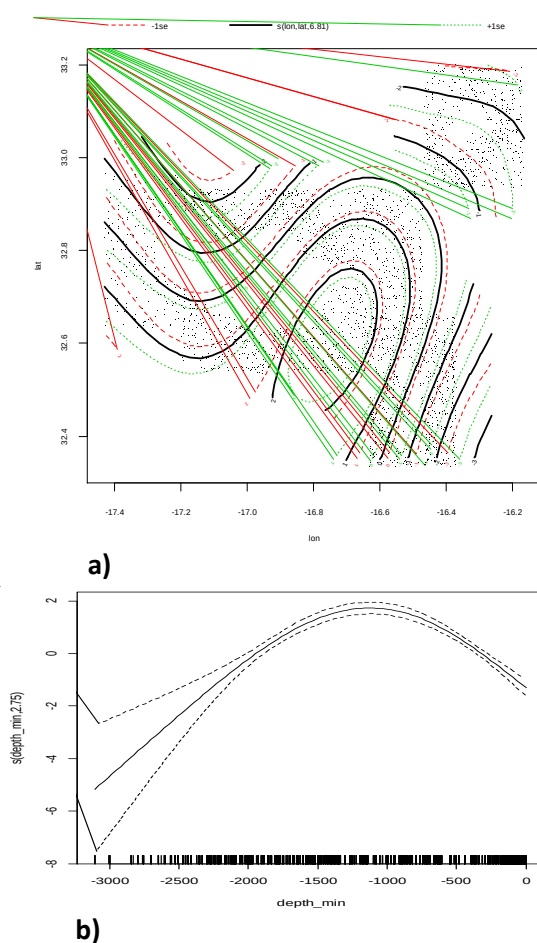


Figura II.2 - Gráficos com as curvas das formas funcionais das co-variáveis suavizadas do modelo da abundância de grupos de baleia-piloto-tropical (a, b) e do modelo do tamanho do grupo (c). O valor zero no eixo das ordenadas corresponde ao efeito nulo da co-variável na resposta estimada. As linhas tracejadas correspondem a duas vezes o erro padrão (SE) da curva estimada (intervalo confiança 95%). A localização das observações ao longo da amplitude da variável é representada por traços no eixo das abcissas. As interacções entre duas variáveis (a) são apresentadas como um mapa bidimensional, com a “longitude” representada no eixo horizontal e “latitude” no eixo vertical. Neste caso, a localização das observações são identificadas por pontos (mais espessos) e os restantes pontos correspondem as coordenadas médias dos segmentos de esforço de observação. Neste mapa o intervalo entre a linha vermelha (-SE) e a linha verde (+SE) corresponde a duas vezes o erro padrão (SE).

Golfinho-pintado

As variáveis seleccionadas nas duas fases da modelação (modelação da abundância de grupos) são apresentadas na tabela II.C. Os resultados da modelação do tamanho de grupos não foi satisfatória, com alguns modelos apenas marginalmente significativos e a não se enquadrarem com a distribuição do tamanho de grupos observados. Os gráficos com as curvas das formas funcionais para as co-variáveis suavizadas utilizadas nos modelos de abundância de grupos são apresentados na figura II.3.

Tabela II.C – Modelos para a estimativa da abundância de golfinho-pintado, com indicação das variáveis seleccionadas e a percentagem de desvio explicada. As variáveis são designadas pelas seguintes abreviaturas: chla – concentração clorofila α , medida por satélite; lon – longitude; lat – latitude. Os graus de liberdade estimados para as variáveis de cada modelo são apresentados em parêntesis. As variáveis estão ordenadas do mais significativo para o menos significativo, de acordo com o seu p -value no modelo final.

Modelo	Variáveis	% de desvio explicada
Abundância de grupos	chla (4,97) + lon (4,95) + lat (5,9)	8,95%

Foram testados 83 modelos para modelar a abundância de grupos, testando-se individualmente, em grupos de duas, três ou mais as co-variáveis, evitando-se combinações de co-variáveis correlacionadas (e.g. profundidade média / profundidade máxima). O segundo melhor modelo incluía também 3 co-variáveis – chla (5,8)+ lon (4,9)+ depth_av (4,9) - com um GCV score 0,18625 e 8,82% de desvio explicado. O GCV score do modelo seleccionado para a abundância de grupos é de 0,18602 (tabela II.C). Para o tamanho de grupos foram testados 39 modelos.

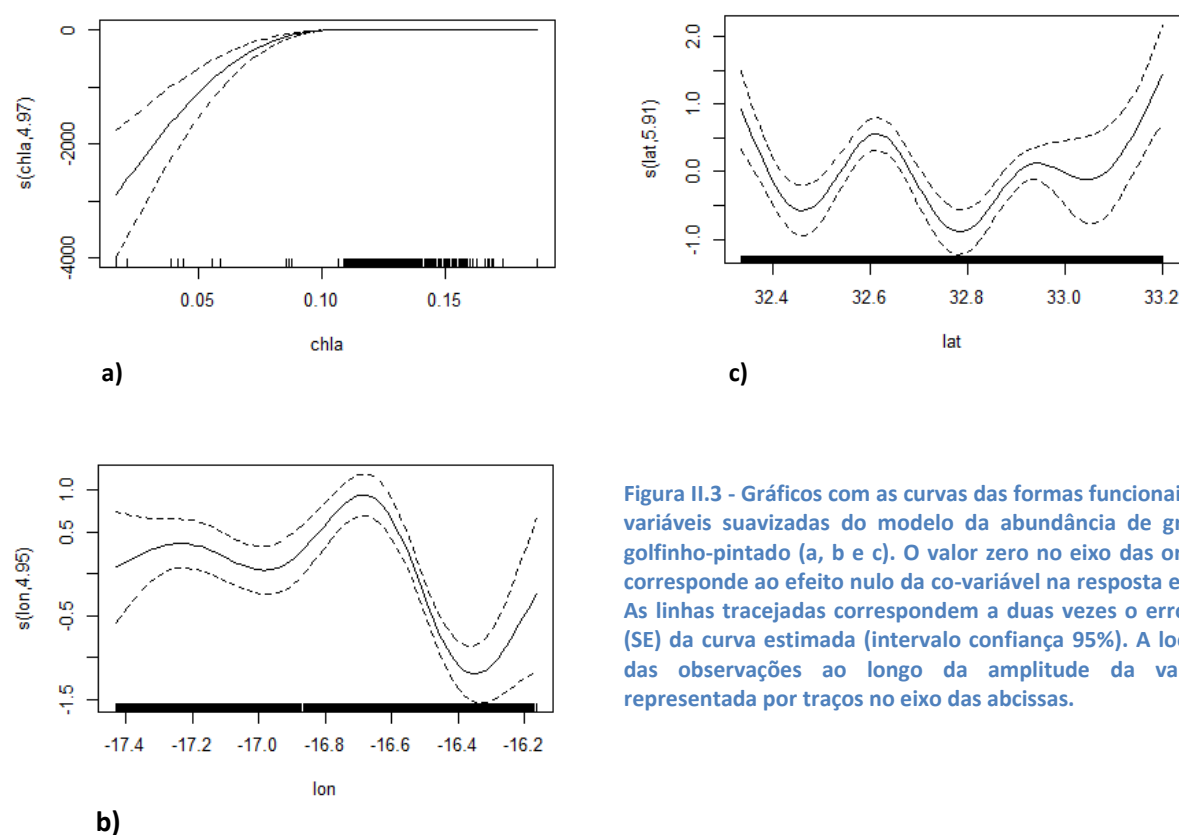


Figura II.3 - Gráficos com as curvas das formas funcionais das co-variáveis suavizadas do modelo da abundância de grupos de golfinho-pintado (a, b e c). O valor zero no eixo das ordenadas corresponde ao efeito nulo da co-variável na resposta estimada. As linhas tracejadas correspondem a duas vezes o erro padrão (SE) da curva estimada (intervalo confiança 95%). A localização das observações ao longo da amplitude da variável é representada por traços no eixo das abcissas.

Golfinho-comum

As variáveis seleccionadas nas duas fases da modelação (modelação da abundância de grupos) são apresentadas na tabela II.D. Os resultados da modelação do tamanho de grupos não foi satisfatória, com alguns modelos apenas marginalmente significativos e a não se enquadrarem com a distribuição do tamanho de grupos observados. Os gráficos com as curvas das formas funcionais para as co-variáveis suavizadas utilizadas nos modelos de abundância de grupos são apresentados na figura II.4.

Tabela II.D – Modelos para a estimativa da abundância de golfinho-comum, com indicação das variáveis seleccionadas e a percentagem de desvio explicada. As variáveis são designadas pelas seguintes abreviaturas: lon – longitude; aspect_av – orientação média do declive; depth_av – profundidade média. Os graus de liberdade estimados para as variáveis de cada modelo são apresentados em parêntesis. As variáveis estão ordenadas do mais significativo para o menos significativo, de acordo com o seu *p-value* no modelo final.

Modelo	Variáveis	% de desvio explicada
Abundância de grupos	lon (7,8) + aspect_av (5,4) + depth_av (2,9)	7,14%

Foram testados 131 modelos para modelar a abundância de grupos, testando-se individualmente, em grupos de duas, três ou mais as co-variáveis, evitando-se combinações de co-variáveis correlacionadas (e.g. profundidade média / profundidade máxima). O segundo melhor modelo incluía também 3 co-variáveis – lon (8,4)+ aspect_av (5,2)+ depth_av (3,0) - com um *GCV score* 0,30234 e 7,19% de desvio explicado. O *GCV score* do modelo seleccionado para a abundância de grupos é de 0,30231 (tabela II.D). Para o tamanho de grupos foram testados 34 modelos.

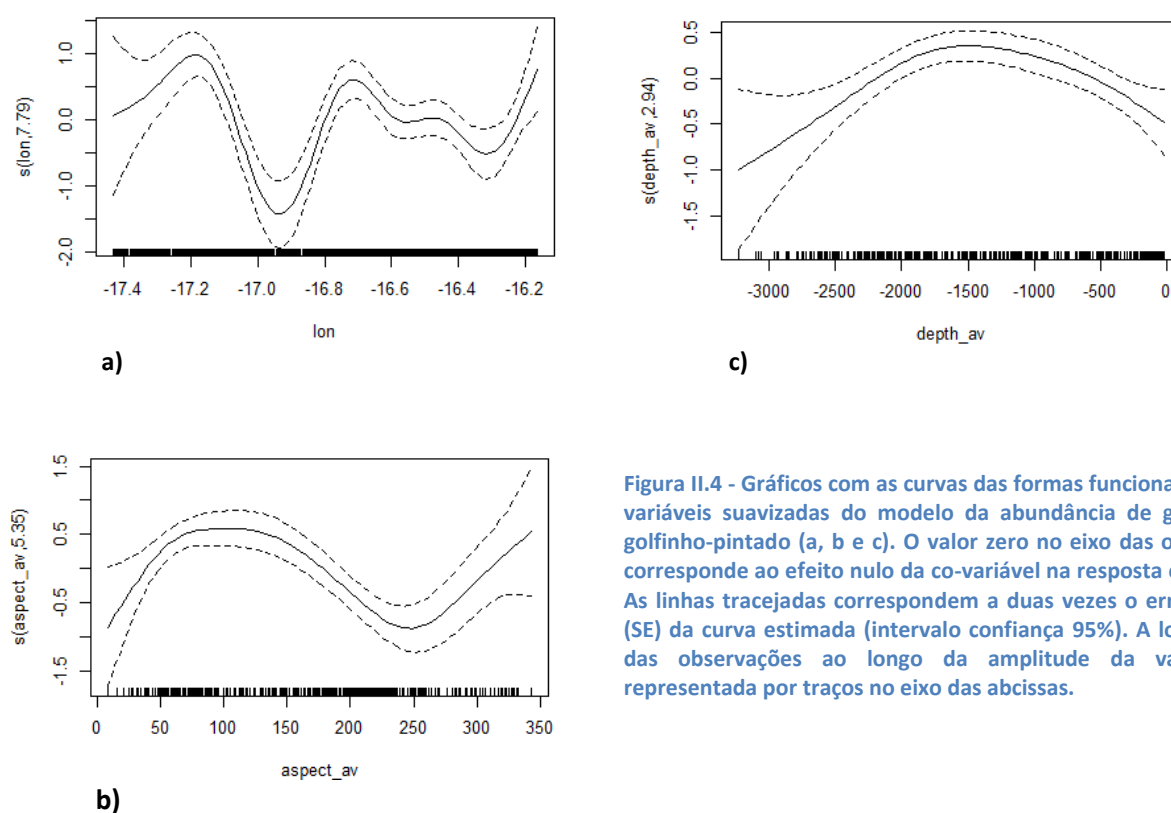


Figura II.4 - Gráficos com as curvas das formas funcionais das co-variáveis suavizadas do modelo da abundância de grupos de golfinho-pintado (a, b e c). O valor zero no eixo das ordenadas corresponde ao efeito nulo da co-variável na resposta estimada. As linhas tracejadas correspondem a duas vezes o erro padrão (SE) da curva estimada (intervalo confiança 95%). A localização das observações ao longo da amplitude da variável é representada por traços no eixo das abcissas.

Baleias-de-barbas (Balaenopteridae)

As variáveis seleccionadas nas duas fases da modelação (modelação da abundância de grupos) são apresentadas na tabela II.E. Os resultados da modelação do tamanho de grupos não foi satisfatória, com alguns modelos apenas marginalmente significativos ou a não se enquadrarem com a distribuição do tamanho de grupos observados. Os gráficos com as curvas das formas funcionais para as co-variáveis suavizadas utilizadas nos modelos de abundância de grupos são apresentados na figura II.5.

Tabela II.E – Modelos para a estimativa da abundância de grupos e tamanho dos grupos de baleias-de-barbas, com indicação das variáveis seleccionadas (":" significa interacção entre duas variáveis) e a percentagem de desvio explicada. As variáveis são designadas pelas seguintes abreviaturas: sst – temperatura da superfície do mar; lon – longitude; lat – latitude. Os graus de liberdade estimados para as variáveis (ou interacções de variáveis) de cada modelo são apresentados em parêntesis. As variáveis estão ordenadas do mais significativo para o menos significativo, de acordo com o seu *p-value* no modelo final.

Modelo	Variáveis	% de desvio explicada
Abundância de grupos	sst (3,1) + lon:lat (10,7)	8,54%

Foram testados 112 modelos para modelar a abundância de grupos, testando-se individualmente, em grupos de duas ou três co-variáveis, evitando-se combinações de co-variáveis correlacionadas (e.g. profundidade média / profundidade máxima). Para o tamanho de grupos foram testados 31 modelos.

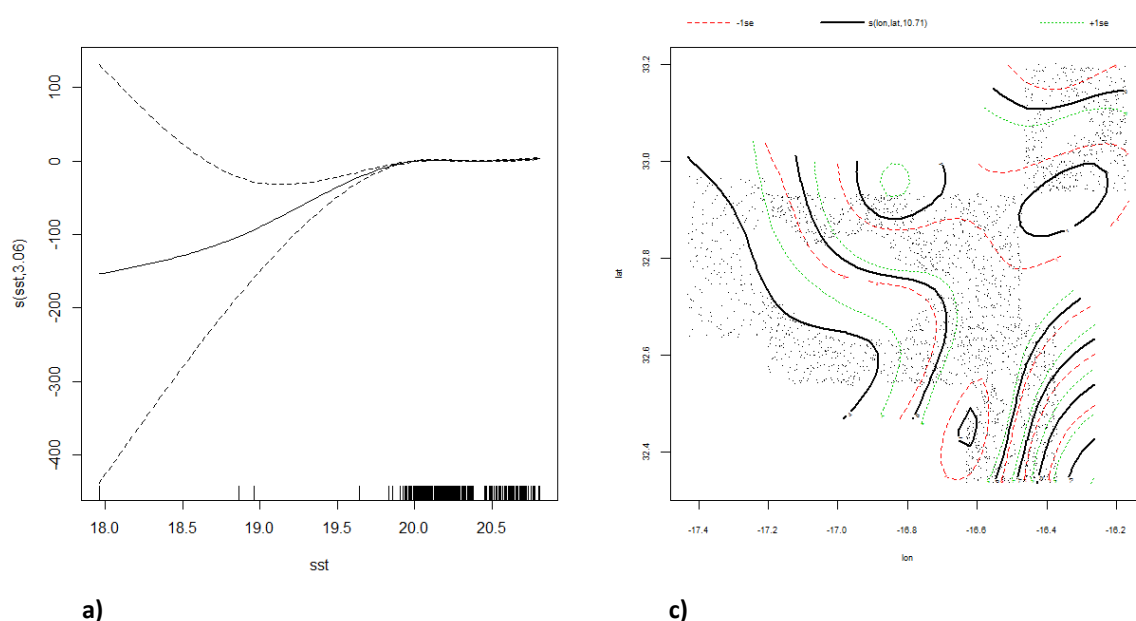


Figura II.5 - Gráficos com as curvas das formas funcionais das co-variáveis suavizadas do modelo da abundância de grupos de baleia-de-barbas (a e b). O valor zero no eixo das ordenadas corresponde ao efeito nulo da co-variável na resposta estimada. As linhas tracejadas correspondem a duas vezes o erro padrão (SE) da curva estimada (intervalo confiança 95%). A localização das observações ao longo da amplitude da variável é representada por traços no eixo das abcissas. As interacções entre duas variáveis (a) são apresentadas como um mapa bidimensional, com a “longitude” representada no eixo horizontal e “latitude” no eixo vertical. Neste caso, a localização das observações são identificadas por pontos (mais espessos) e os restantes pontos correspondem as coordenadas médias dos segmentos de esforço de observação. Neste mapa o intervalo entre a linha vermelha (-SE) e a linha verde (+SE) corresponde a duas vezes o erro padrão (SE).

Baleias-de-bico (Ziphiidae)

As variáveis seleccionadas nas duas fases da modelação (modelação da abundância de grupos) são apresentadas na tabela II.F. Os resultados da modelação do tamanho de grupos não foi satisfatória, com alguns modelos apenas marginalmente significativos ou a não se enquadrarem com a distribuição do tamanho de grupos observados. Os gráficos com as curvas das formas funcionais para as co-variáveis suavizadas utilizadas nos modelos de abundância de grupos são apresentados na figura II.5.

Tabela II.E – Modelos para a estimativa da abundância de grupos e tamanho dos grupos de baleias-de-bico, com indicação das variáveis seleccionadas (":" significa interacção entre duas variáveis) e a percentagem de desvio explicada. As variáveis são designadas pelas seguintes abreviaturas: dist_2500 – distância linear até à linha batimétrica dos 2500m profundidade; depth_min – profundidade mínima. Os graus de liberdade estimados para as variáveis (ou interacções de variáveis) de cada modelo são apresentados em parêntesis. As variáveis estão ordenadas do mais significativo para o menos significativo, de acordo com o seu *p-value* no modelo final.

Modelo	Variáveis	% de desvio explicada
Abundância de grupos	Dist_2500 (3,97) + depth_maxt (2,96)	9,12%

Foram testados 77 modelos para modelar a abundância de grupos, testando-se individualmente ou em grupos de duas co-variáveis, evitando-se combinações de co-variáveis correlacionadas (e.g. profundidade média / profundidade máxima). Para o tamanho de grupos foram testados 29 modelos.

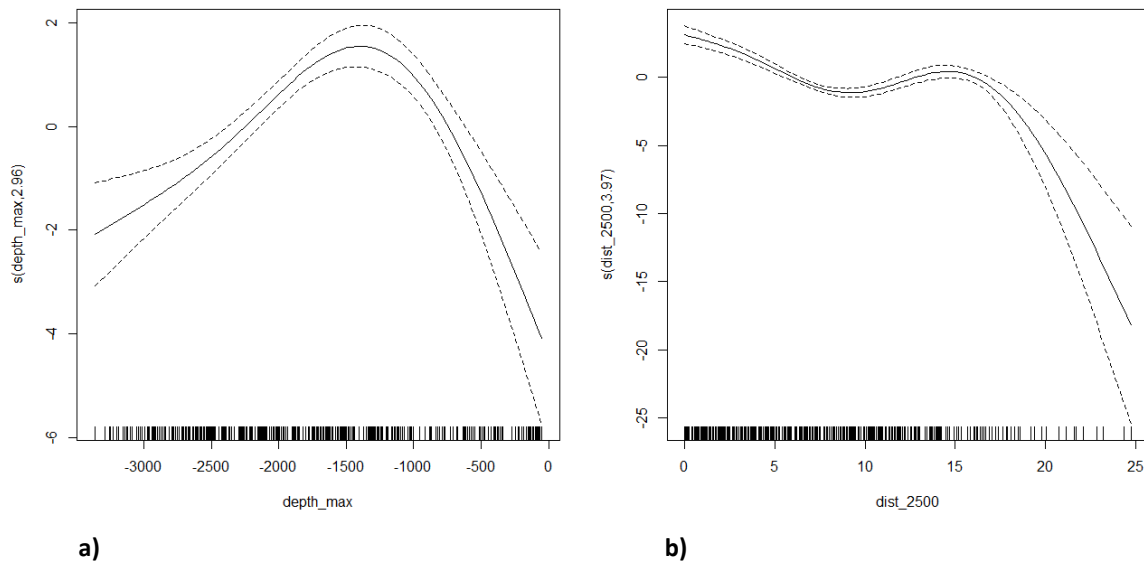


Figura II.5 - Gráficos com as curvas das formas funcionais das co-variáveis suavizadas do modelo da abundância de grupos de baleia-de-bico (a e b). O valor zero no eixo das ordenadas corresponde ao efeito nulo da co-variável na resposta estimada. As linhas tracejadas correspondem a duas vezes o erro padrão (SE) da curva estimada (intervalo confiança 95%). A localização das observações ao longo da amplitude da variável é representada por traços no eixo das abcissas.

ANEXO III

MODELAÇÃO ESPACIAL – MAPAS DE DISTRIBUIÇÃO DE VARIABILIDADE

Golfinho-roaz

Na figura III.1 são apresentados mapas de distribuição da dispersão dos dados (variabilidade) relativamente à média de abundância de animais para cada quadrícula da área de estudo, gerados por *bootstrap*. Os mapas III.1.a e III.1.b apresentam, respectivamente, a distribuição do coeficiente de variação (CV) e a média obtida do *bootstrap* para o golfinho-roaz, enquanto os mapas III.1.c e III.1.d apresentam o limite inferior e o limite superior de confiança a 95%. Quanto maior o CV num determinado ponto do mapa, maior a variância (medida de dispersão dos dados) associada à média de abundância estimada para esse ponto do mapa. Todos os mapas de distribuição de superfície (figuras 12 e figura III.1) foram gerados com base nos valores estimados para cada uma das células da grelha, apresentada na figura 4.

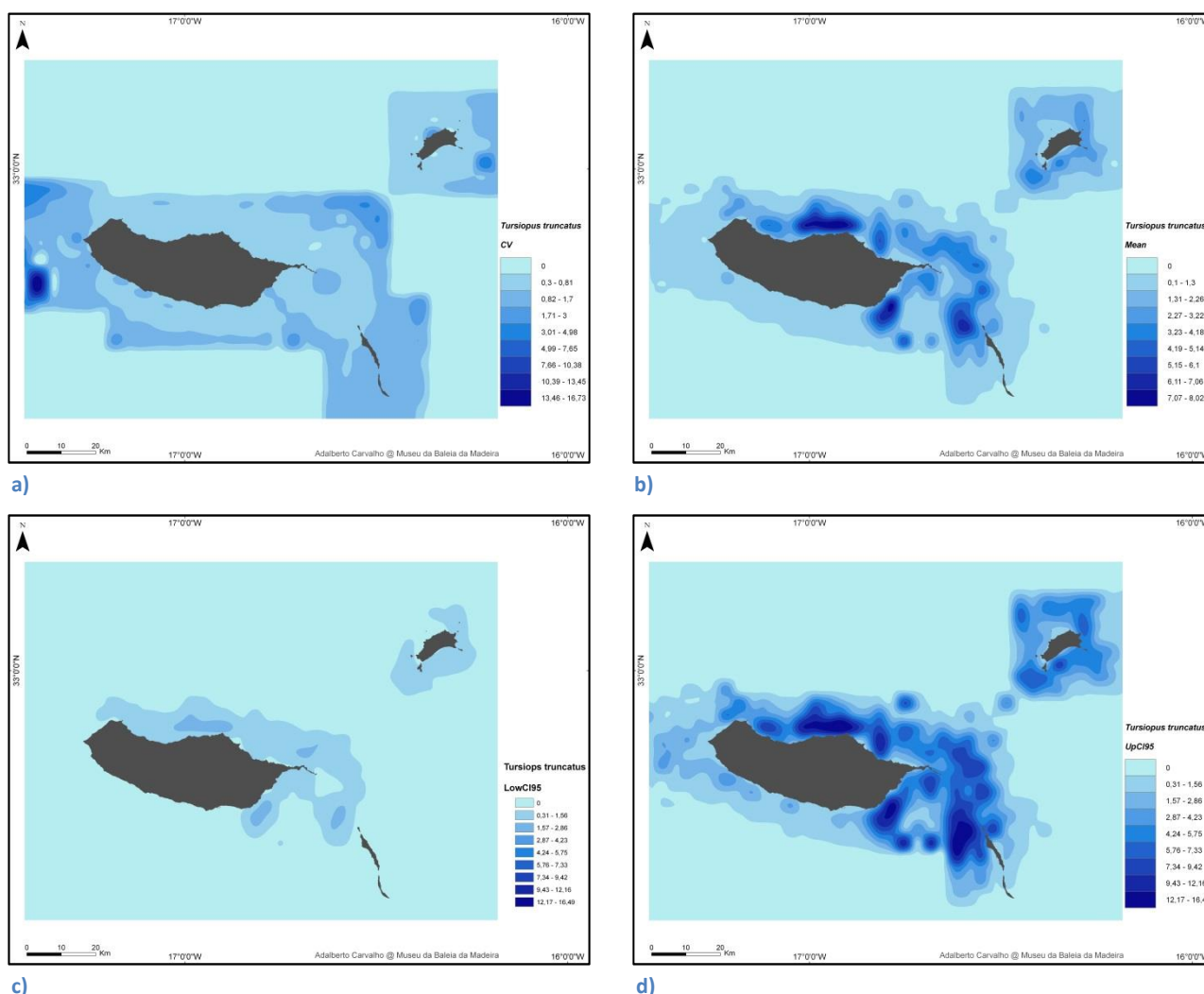


Figura III.1 - Mapas de distribuição da variabilidade das estimativas de abundância de golfinho-roaz e da sua distribuição na área de estudo, designadamente: a - coeficiente de variação (CV); b - média gerada por *bootstrap*; c - limite inferior do intervalo de confiança (95%); (d) limite superior do intervalo de confiança (95%).

Baleia-piloto-tropical

Na figura III.2 são apresentados mapas de distribuição da dispersão dos dados (variabilidade) relativamente à média de abundância de animais para cada quadrícula da área de estudo, gerados por *bootstrap*. Os mapas III.2.a e III.2.b apresentam, respectivamente, a distribuição do coeficiente de variação (CV) e a média obtida do *bootstrap* para a baleia-piloto-tropical, enquanto os mapas III.2.c e III.2.d apresentam o limite inferior e o limite superior de confiança a 95%. Quanto maior o CV num determinado ponto do mapa, maior a variância (medida de dispersão dos dados) associada à média de abundância estimada para esse ponto do mapa. Todos os mapas de distribuição de superfície (figuras 13 e figura III.2) foram gerados com base nos valores estimados para cada uma das células da grelha, apresentada na figura 4.

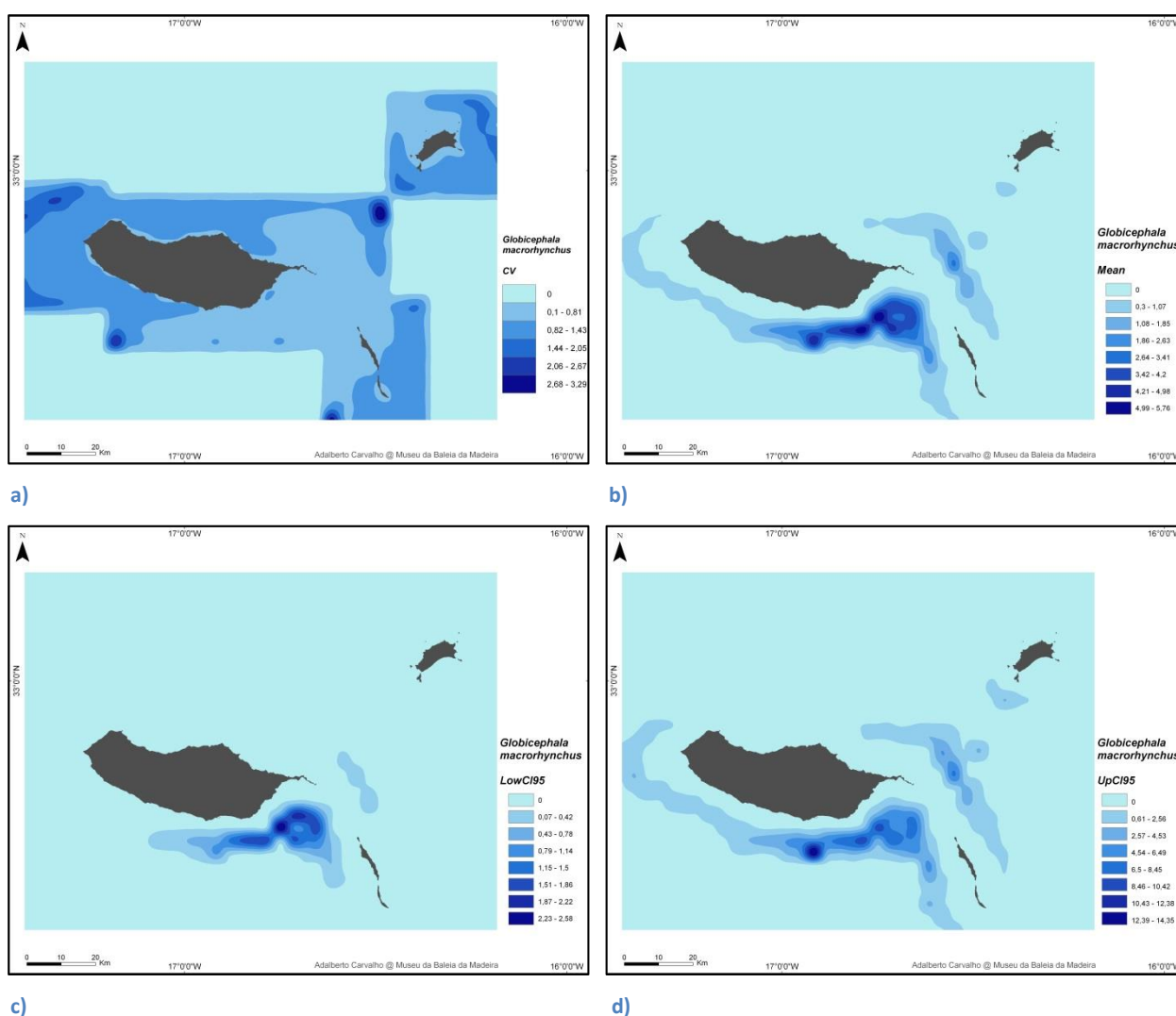


Figura III.2 - Mapas de distribuição da variabilidade das estimativas de abundância de baleia-piloto-tropical e da sua distribuição na área de estudo, designadamente: a - coeficiente de variação (CV); b - média gerada por *bootstrap*; c - limite inferior do intervalo de confiança (95%); d) limite superior do intervalo de confiança (95%).

Golfinho-pintado

Na figura III.3 são apresentados mapas de distribuição da dispersão dos dados (variabilidade) relativamente à média de abundância de animais para cada quadrícula da área de estudo, gerados por *bootstrap*. Os mapas III.3.a e III.3.b apresentam, respectivamente, a distribuição do coeficiente de variação (CV) e a média obtida do *bootstrap* para o golfinho-pintado, enquanto os mapas III.3.c e III.3.d apresentam o limite inferior e o limite superior de confiança a 95%. Quanto maior o CV num determinado ponto do mapa, maior a variância (medida de dispersão dos dados) associada à média de abundância estimada para esse ponto do mapa. Todos os mapas de distribuição de superfície (figuras 14a e figura III.3) foram gerados com base nos valores estimados para cada uma das células da grelha, apresentada na figura 4.

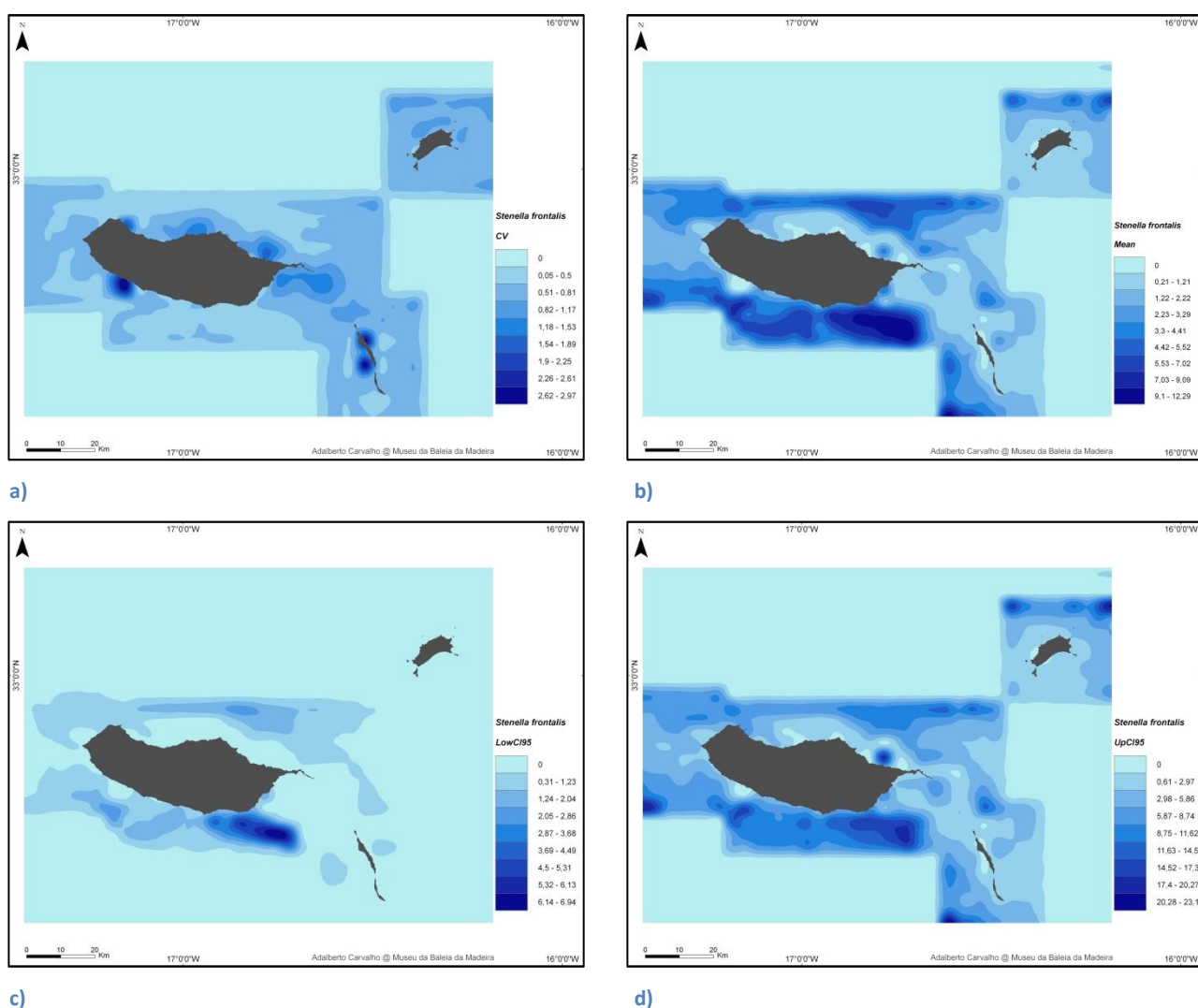


Figura III.3 - Mapas de distribuição da variabilidade das estimativas de abundância de golfinho-pintado e da sua distribuição na área de estudo, designadamente: a - coeficiente de variação (CV); b - média gerada por *bootstrap*; c - limite inferior do intervalo de confiança (95%); (d) limite superior do intervalo de confiança (95%).

Golfinho-comum

Na figura III.4 são apresentados mapas de distribuição da dispersão dos dados (variabilidade) relativamente à média de abundância de animais para cada quadrícula da área de estudo, gerados por *bootstrap*. Os mapas III.4.a e III.4.b apresentam, respectivamente, a distribuição do coeficiente de variação (CV) e a média obtida do *bootstrap* para o golfinho-comum, enquanto os mapas III.4.c e III.4.d apresentam o limite inferior e o limite superior de confiança a 95%. Quanto maior o CV num determinado ponto do mapa, maior a variância (medida de dispersão dos dados) associada à média de abundância estimada para esse ponto do mapa. Todos os mapas de distribuição de superfície (figuras 14b e figura III.4) foram gerados com base nos valores estimados para cada uma das células da grelha, apresentada na figura 4.

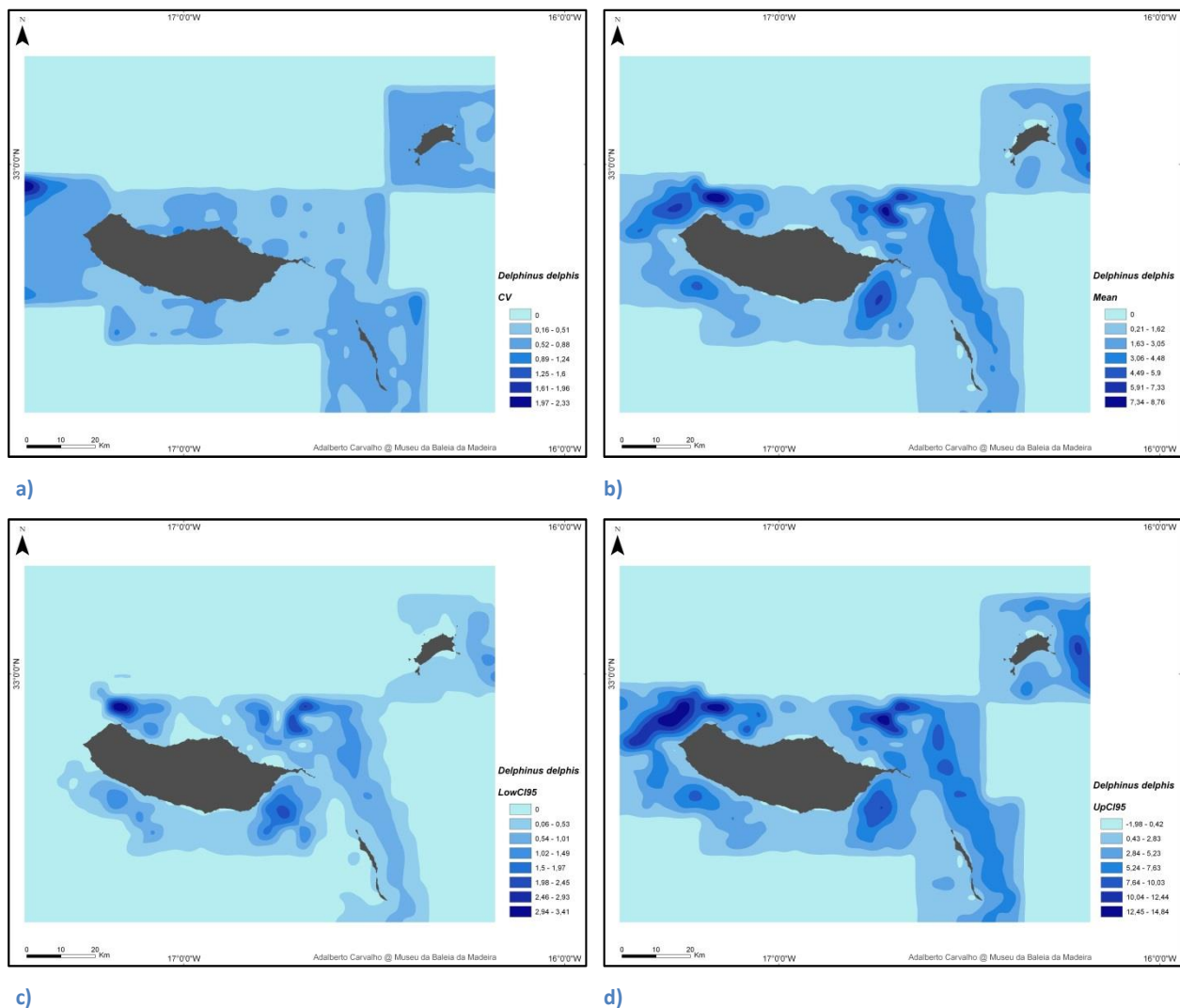


Figura III.4 - Mapas de distribuição da variabilidade das estimativas de abundância de golfinho-comum e da sua distribuição na área de estudo, designadamente: a - coeficiente de variação (CV); b - média gerada por *bootstrap*; c - limite inferior do intervalo de confiança (95%); (d) limite superior do intervalo de confiança (95%).

Baleias-de-barbas (Balaenopteridae)

Na figura III.5 são apresentados mapas de distribuição da dispersão dos dados (variabilidade) relativamente à média de abundância de animais para cada quadrícula da área de estudo, gerados por *bootstrap*. Os mapas III.5.a e III.5.b apresentam, respectivamente, a distribuição do coeficiente de variação (CV) e a média obtida do *bootstrap* para as baleias-de-barbas, enquanto os mapas III.5.c e III.5.d apresentam o limite inferior e o limite superior de confiança a 95%. Quanto maior o CV num determinado ponto do mapa, maior a variância (medida de dispersão dos dados) associada à média de abundância estimada para esse ponto do mapa. Todos os mapas de distribuição de superfície (figuras 15a e figura III.5) foram gerados com base nos valores estimados para cada uma das células da grelha, apresentada na figura 4.

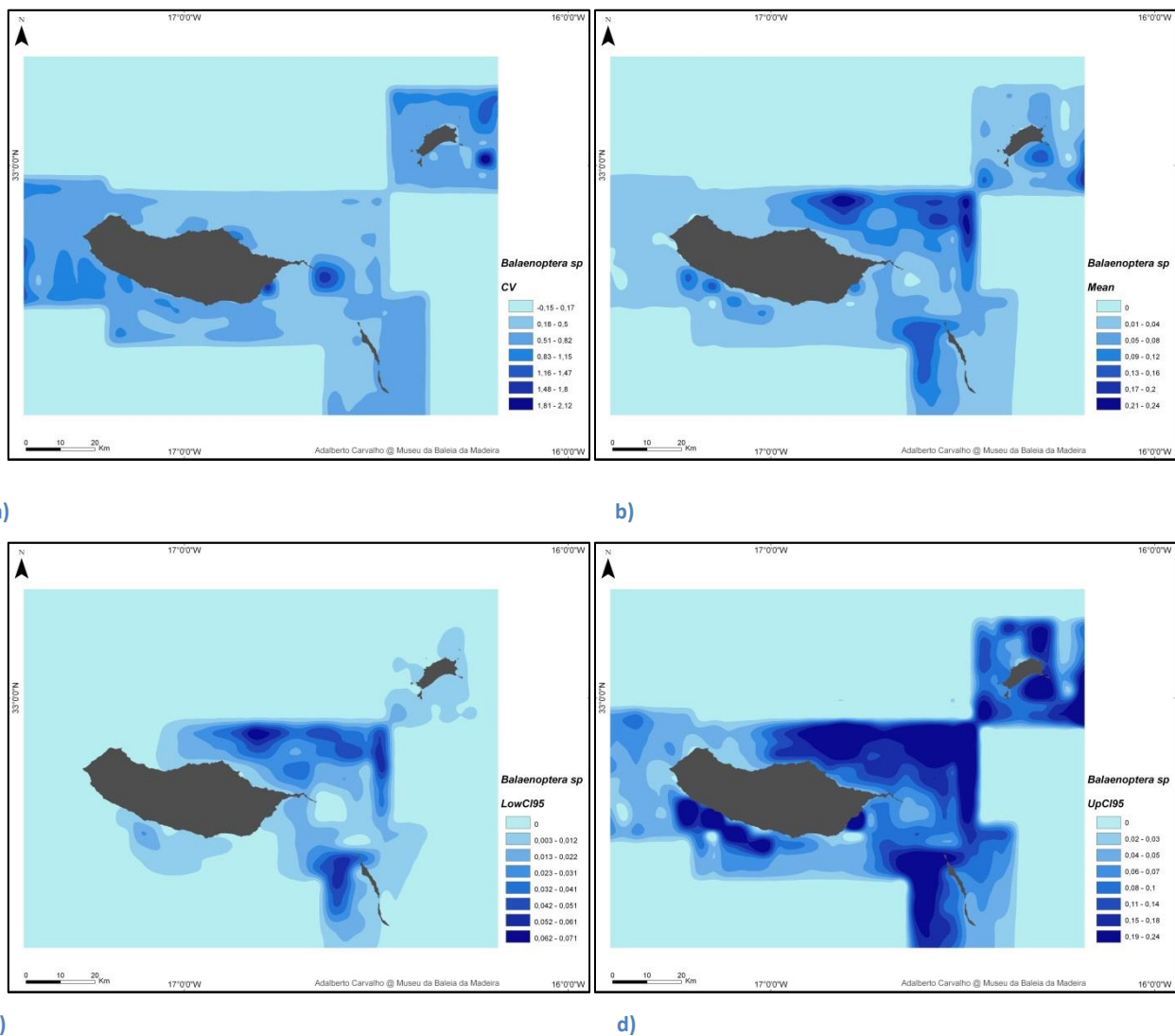


Figura III.5 - Mapas de distribuição da variabilidade das estimativas de abundância de baleias-de-barbas e da sua distribuição na área de estudo, designadamente: a - coeficiente de variação (CV); b - média gerada por *bootstrap*; c - limite inferior do intervalo de confiança (95%); (d) limite superior do intervalo de confiança (95%).

Baleias-de-bico (Ziphiidae)

Na figura III.6 são apresentados mapas de distribuição da dispersão dos dados (variabilidade) relativamente à média de abundância de animais para cada quadrícula da área de estudo, gerados por *bootstrap*. Os mapas III.6.a e III.6.b apresentam, respectivamente, a distribuição do coeficiente de variação (CV) e a média obtida do *bootstrap* para as baleias-de-bico, enquanto os mapas III.6.c e III.6.d apresentam o limite inferior e o limite superior de confiança a 95%. Quanto maior o CV num determinado ponto do mapa, maior a variância (medida de dispersão dos dados) associada à média de abundância estimada para esse ponto do mapa. Todos os mapas de distribuição de superfície (figuras 15b e figura III.6) foram gerados com base nos valores estimados para cada uma das células da grelha, apresentada na figura 4.

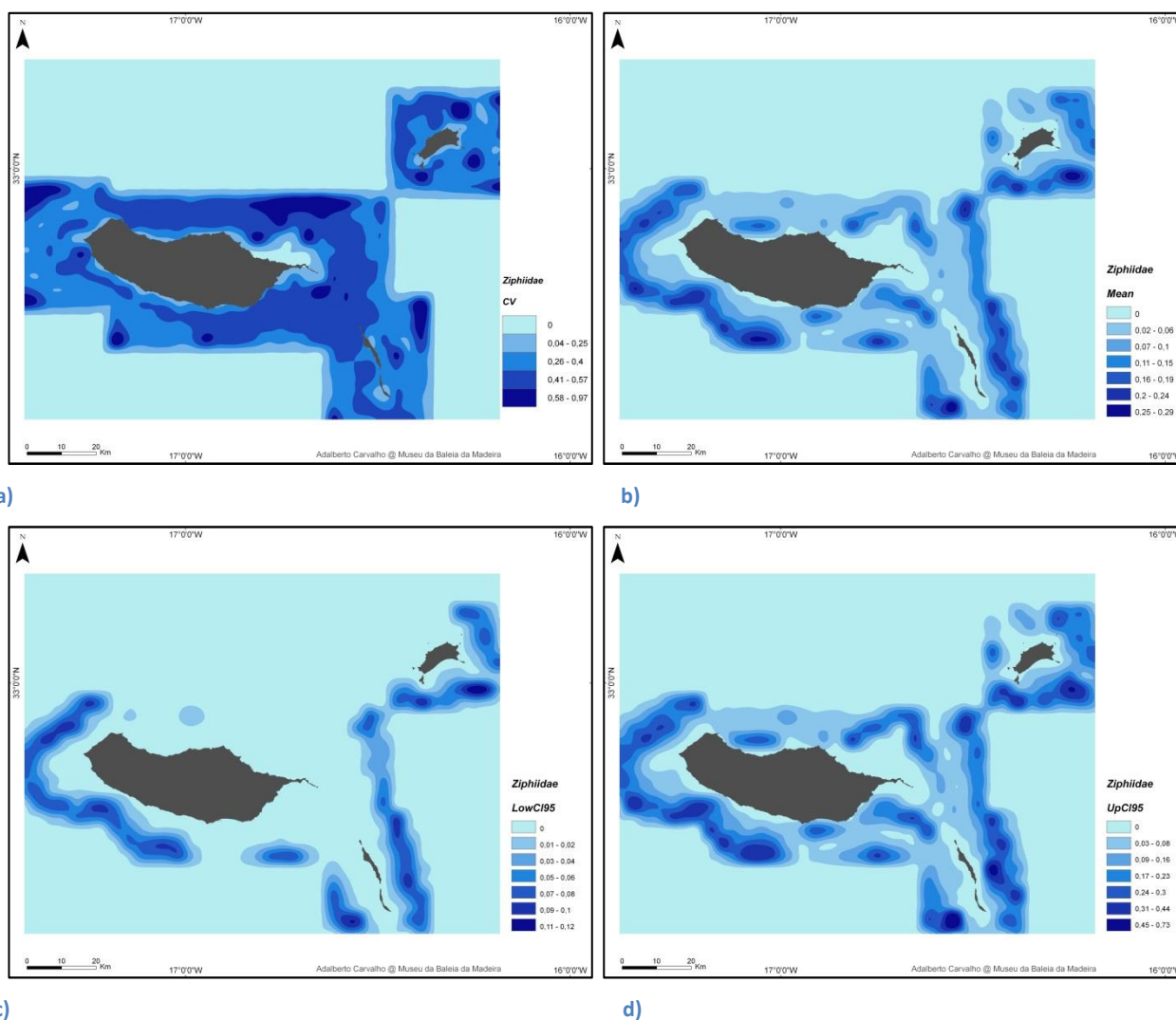


Figura III.6 - Mapas de distribuição da variabilidade das estimativas de abundância de baleias-de-bico e da sua distribuição na área de estudo, designadamente: a - coeficiente de variação (CV); b - média gerada por *bootstrap*; c - limite inferior do intervalo de confiança (95%); (d) limite superior do intervalo de confiança (95%).

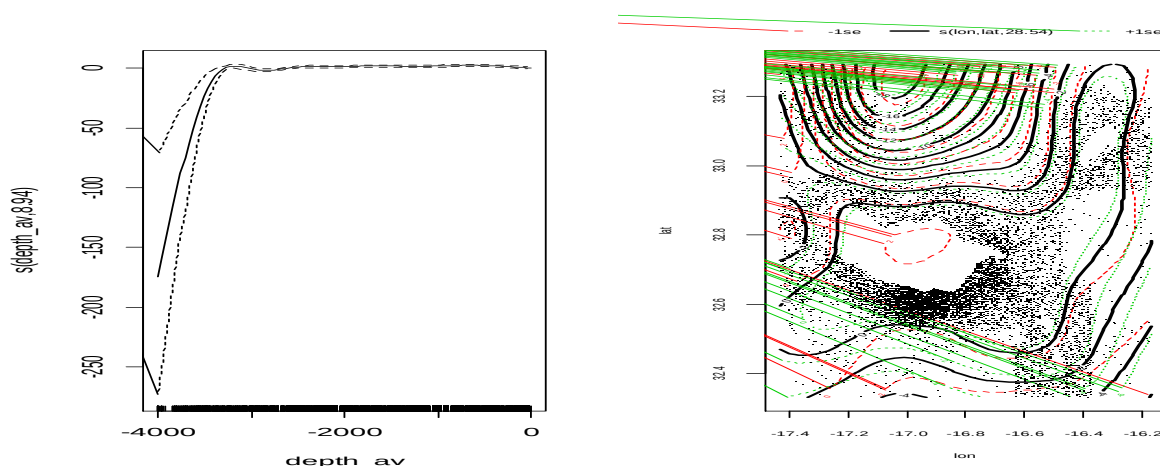
ANEXO IV

MODELAÇÃO ESPACIAL – MODELOS SELECIONADOS E PARÂMETROS

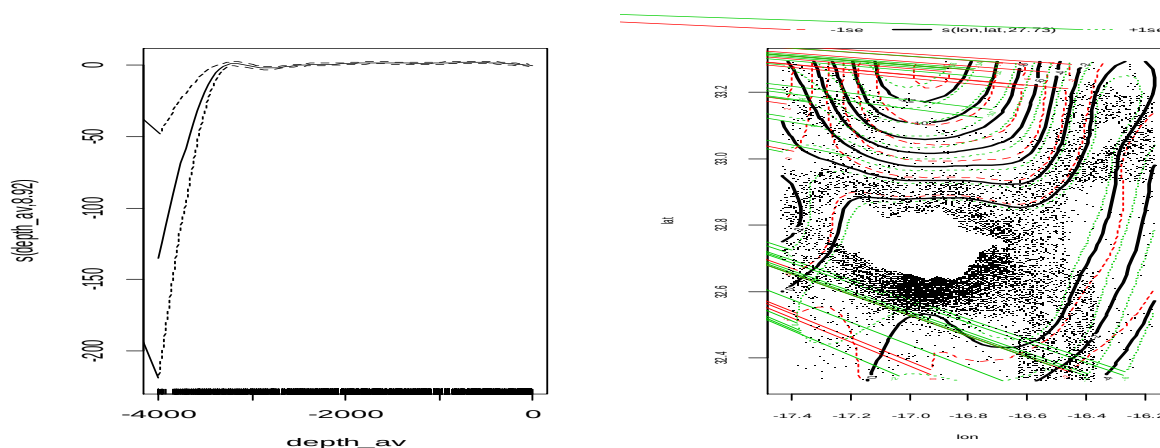
Em baixo são apresentados os gráficos com as curvas das formas funcionais suavizadas das co-variáveis utilizadas nos modelos da abundância relativa dos grupos de golfinho-roaz, baleia-piloto-tropical e golfinho-pintado, para cada actividade/comportamento que foi possível modelar. O valor zero no eixo das ordenadas corresponde ao efeito nulo da co-variável na resposta estimada. As linhas tracejadas correspondem a duas vezes o erro padrão (SE) da curva estimada para o intervalo de confiança de 95%. A localização das observações ao longo da amplitude da variável é representada por traços no eixo das abcissas. As interações entre duas variáveis são apresentadas como um mapa bidimensional. Para os modelos onde a interacção é entre latitude e longitude, a primeira variável é apresentada no eixo vertical e a segunda no eixo horizontal, respectivamente. Neste caso, a localização das observações são identificadas por pontos (mais espessos) e os restantes pontos correspondem as coordenadas médias dos segmentos de esforço de observação. Nestes mapas o intervalo entre a linha vermelha (-1SE) e a linha verde (+1SE) corresponde a duas vezes o erro padrão (SE). Junto com a indicação de cada classe de actividade são apresentadas o número de avistamentos onde foi registada essa classe de actividade (n), as co-variáveis seleccionadas (entre parêntesis os graus de liberdade estimados para cada co-variável no modelo) e a percentagem de desvio explicada.

Golfinho-roaz

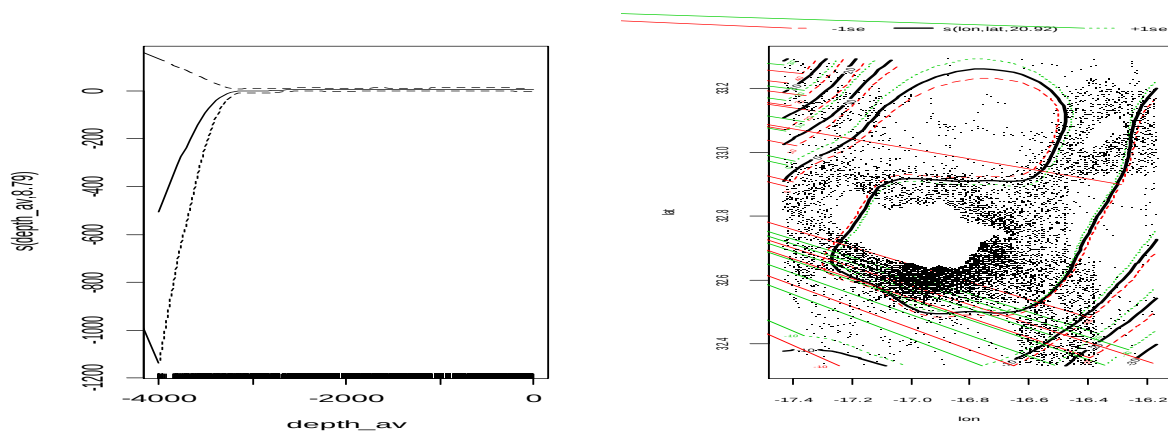
a) Total de grupos (n = 304; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (28,5) + depth_av (8,9) / 12,5%)



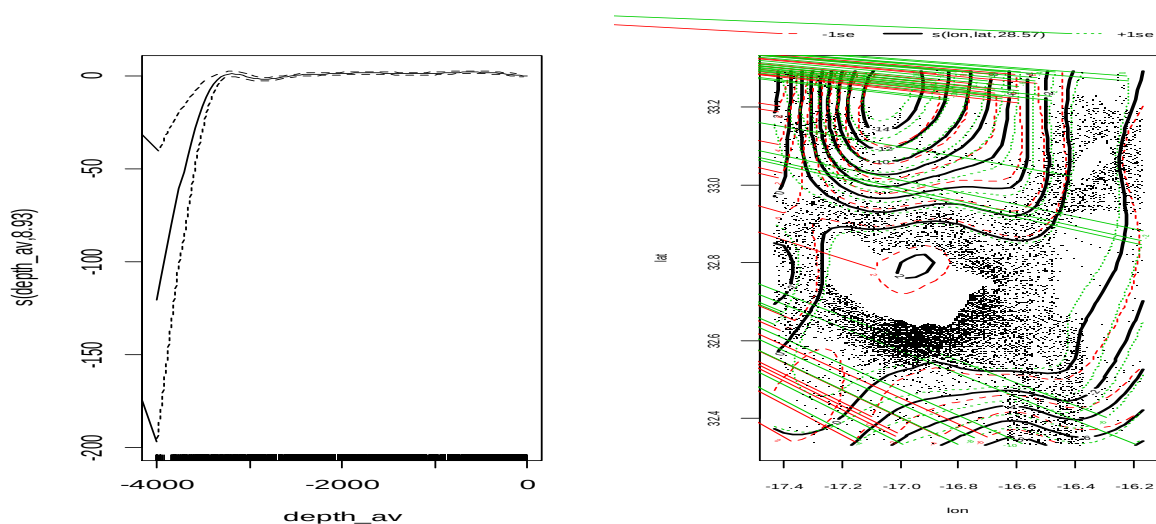
b) Grupos sem crias (n = 219; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (27,7) + depth_av (8,9) / 10,8%)



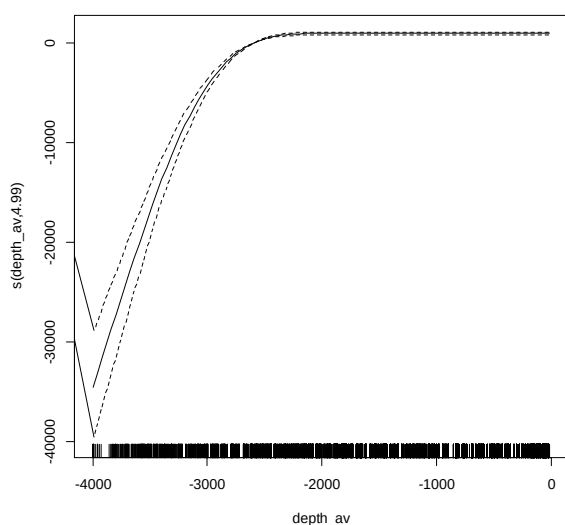
c) Grupos com crias (n = 85; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (20,9) + depth_av (8,7 / 13,8%)



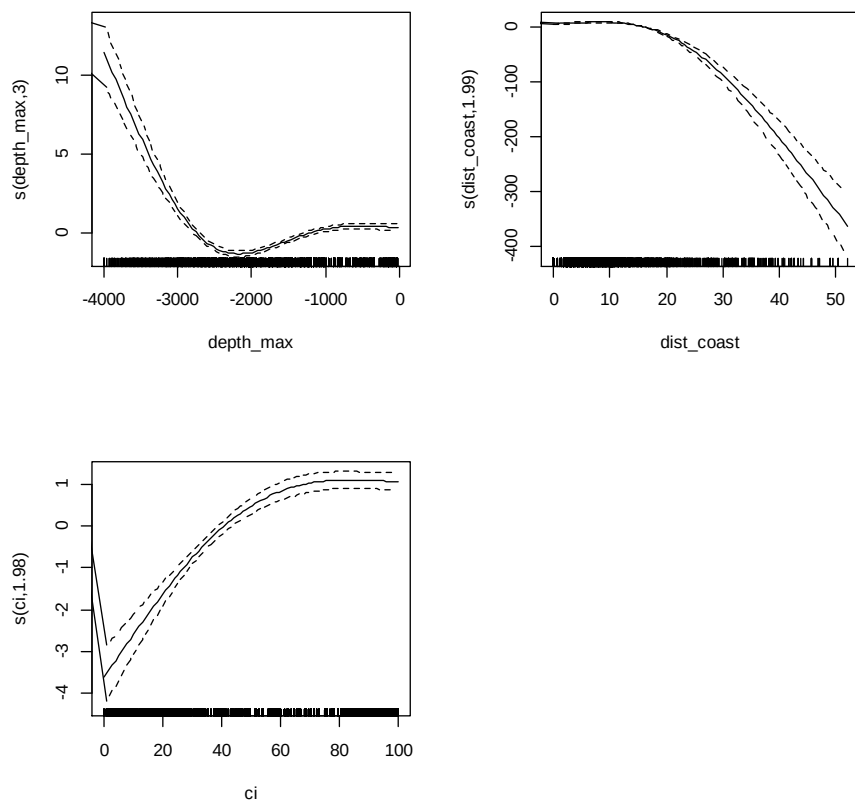
d) Deslocação (n= 210; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (28,6) + depth_av (8,9) / 11,8%)



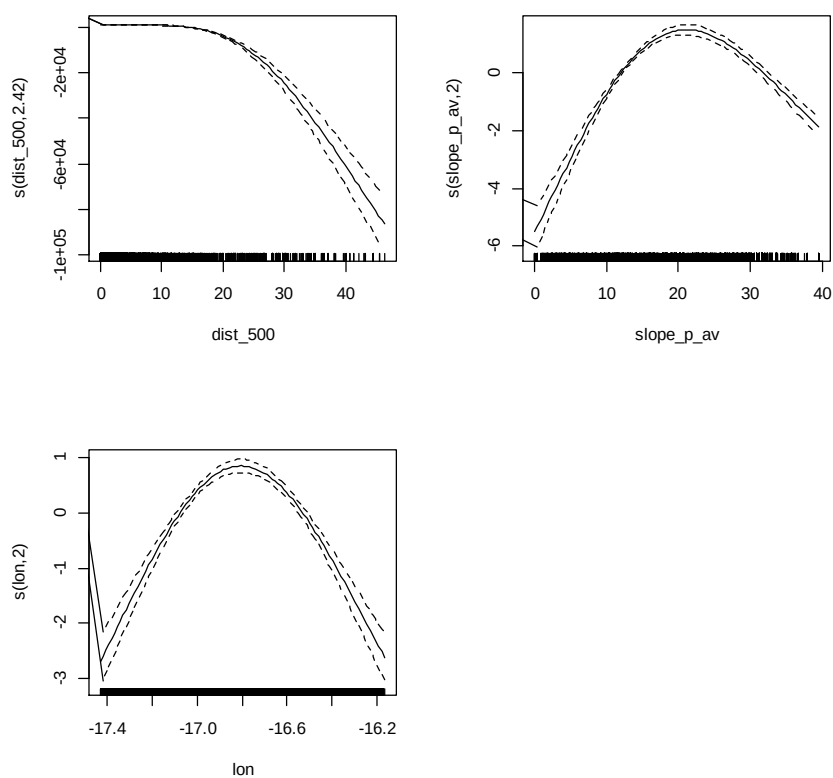
e) alimentação (n = 15; co-variáveis seleccionadas: depth_av (4,9) / 19%)



f) Socialização (n = 18; co-variáveis seleccionadas: depth_max (2,9)+dist_coast(1,9)+ ci (1,9) / 13,3%)

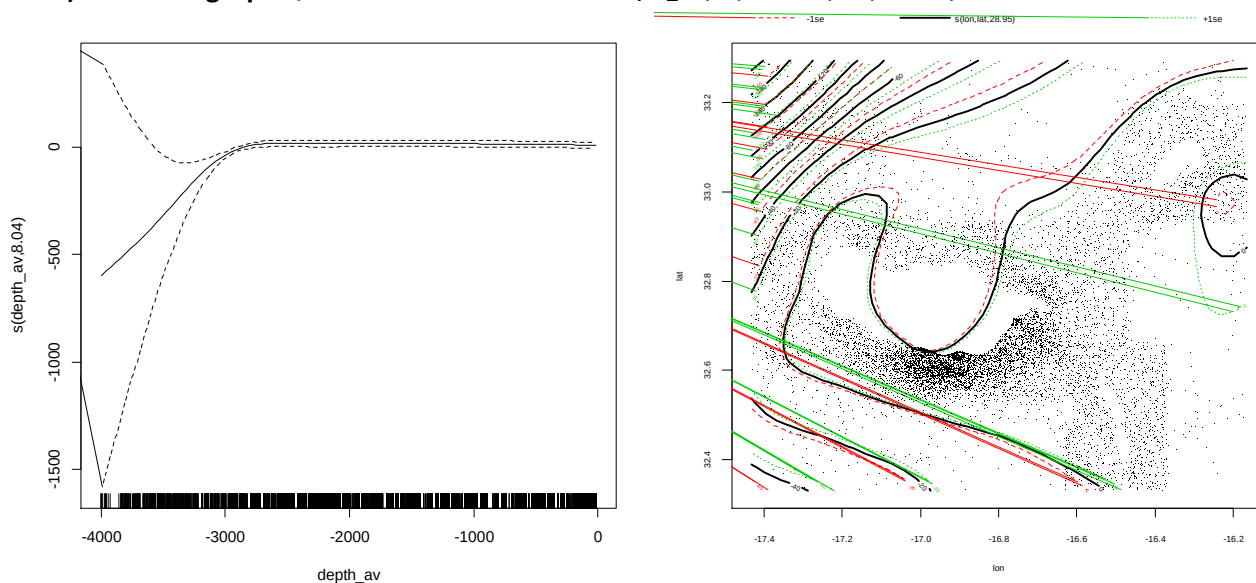


g) Descanso (n = 16; co-variáveis seleccionadas: dist_500 (2,4)+slope_p_av(1,9)+ lon (1,9) / 17,8%)

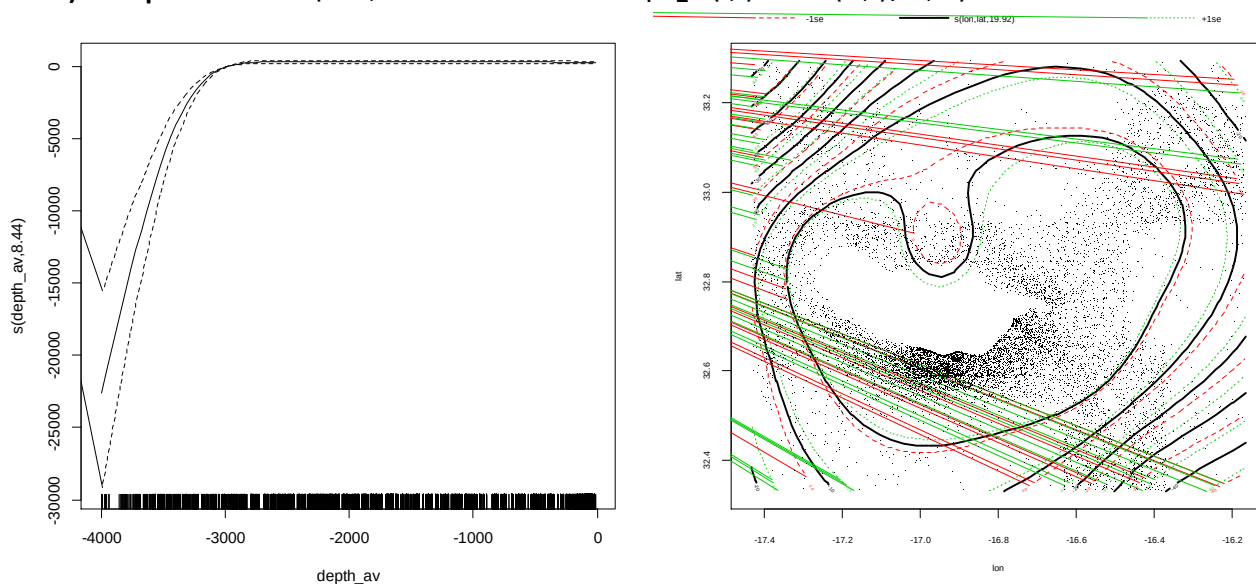


Baleia-piloto-tropical

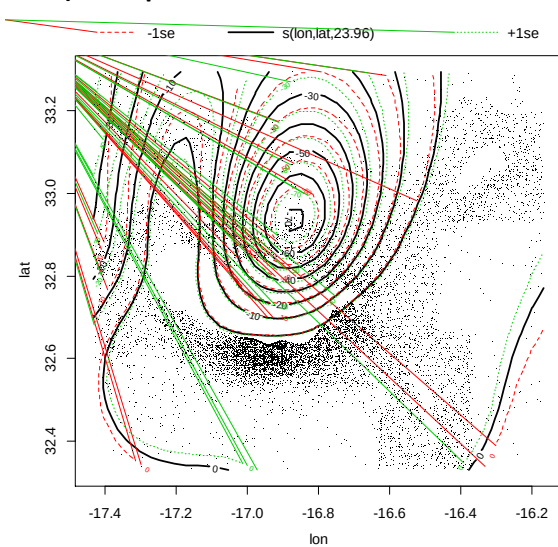
a) Total de grupos (n= 153; co-variáveis seleccionadas: depth_av (8,0) + lon:lat (28,9) / 28,2%)



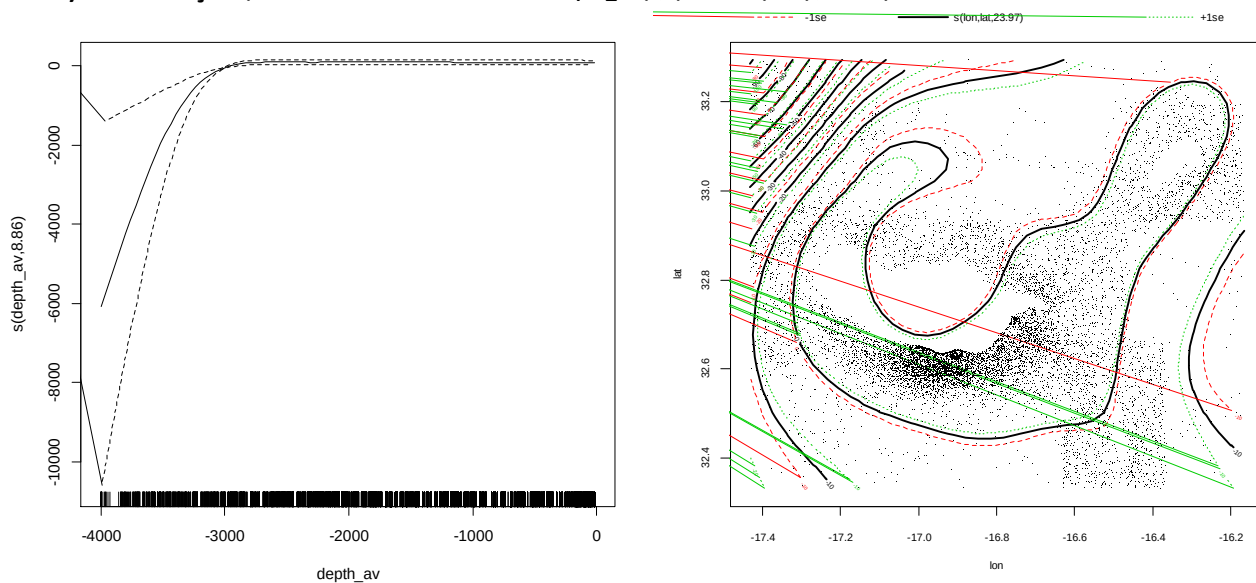
b) Grupos sem crias (n= 83; co-variáveis seleccionadas: depth_av (8,4) + lon:lat (19,9) / 29,5%)



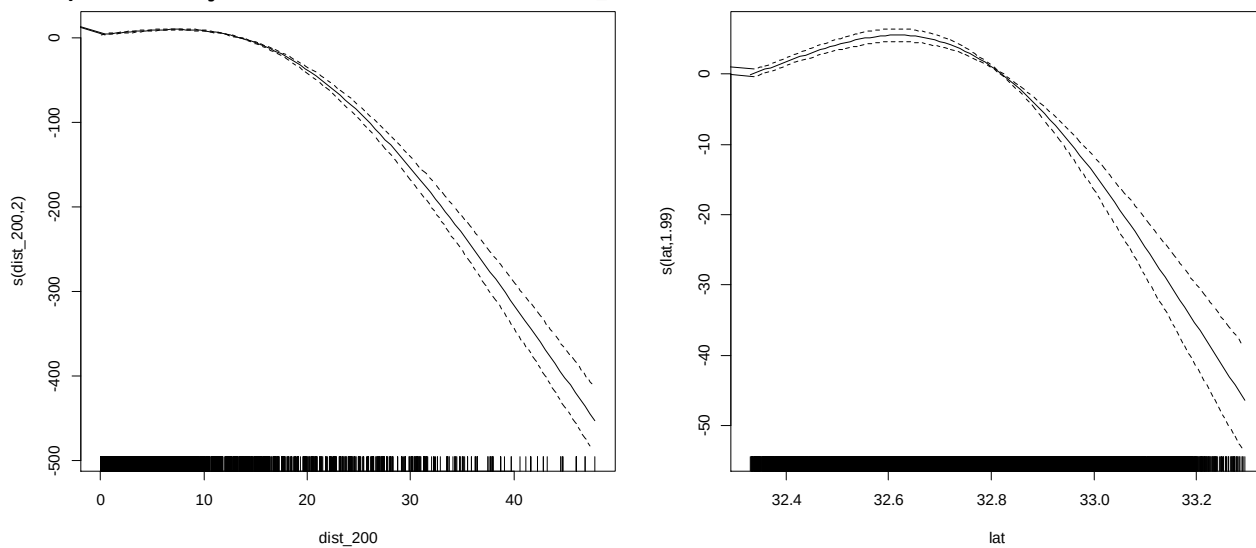
c) Grupos com crias (n= 70; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (23,96) / 22,2%)



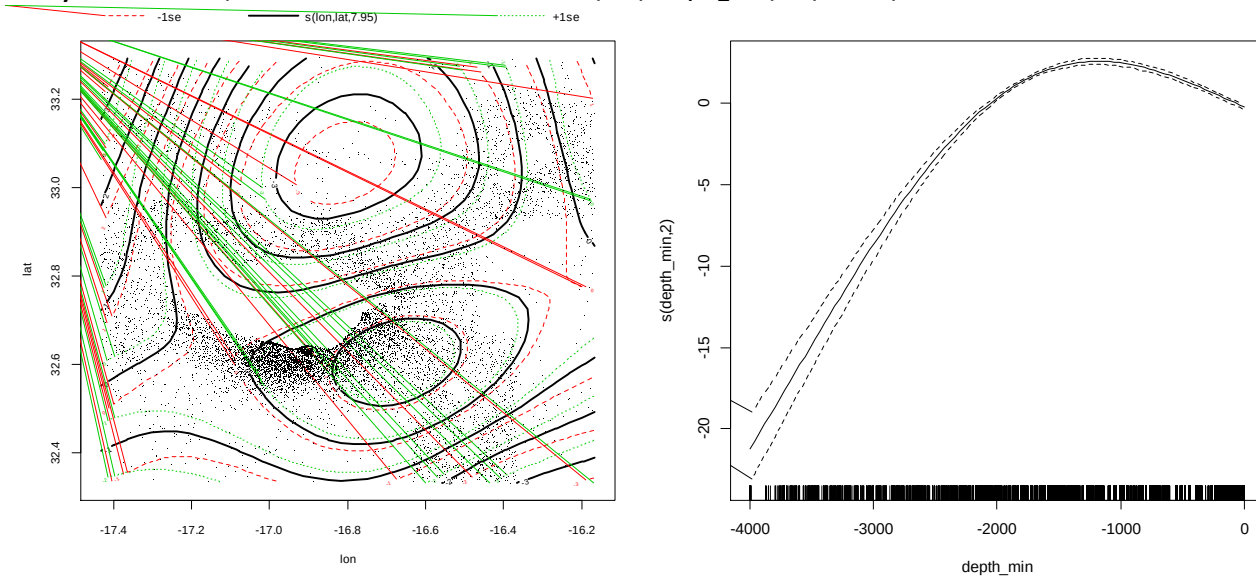
d) Deslocação (n= 99; co-variáveis seleccionadas: depth_av (8,8)+ lon:lat (23,9) / 25,9%)



e) Socialização (n= 11; co-variáveis seleccionadas: dist_200 (1,9)+ lat(1,9) / 23,9%)

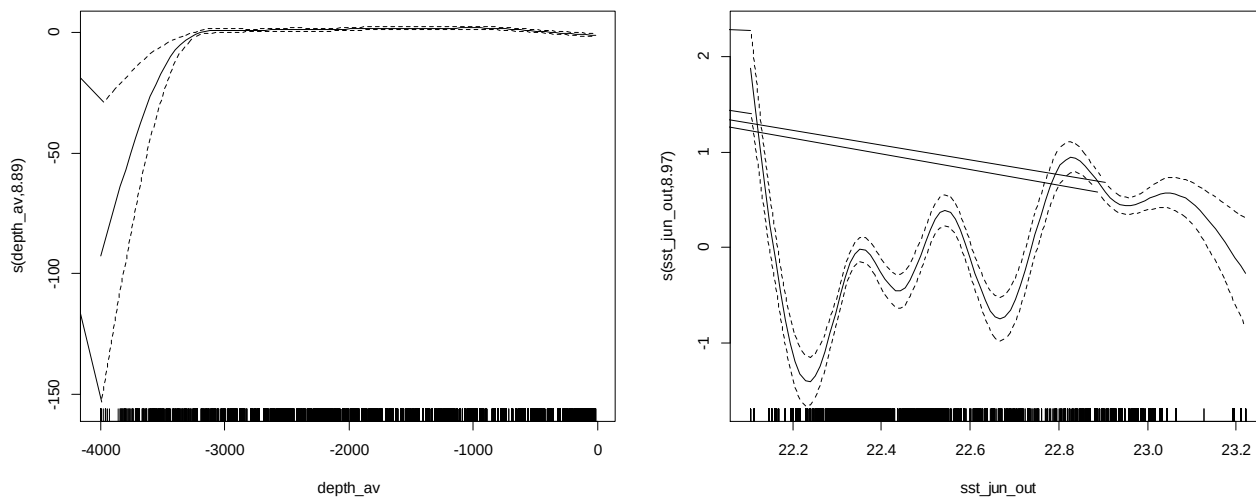


f) Descanso (n= 30; co-variáveis seleccionadas: lon:lat (7,95) + depth_min (1,99) / 19,5%)

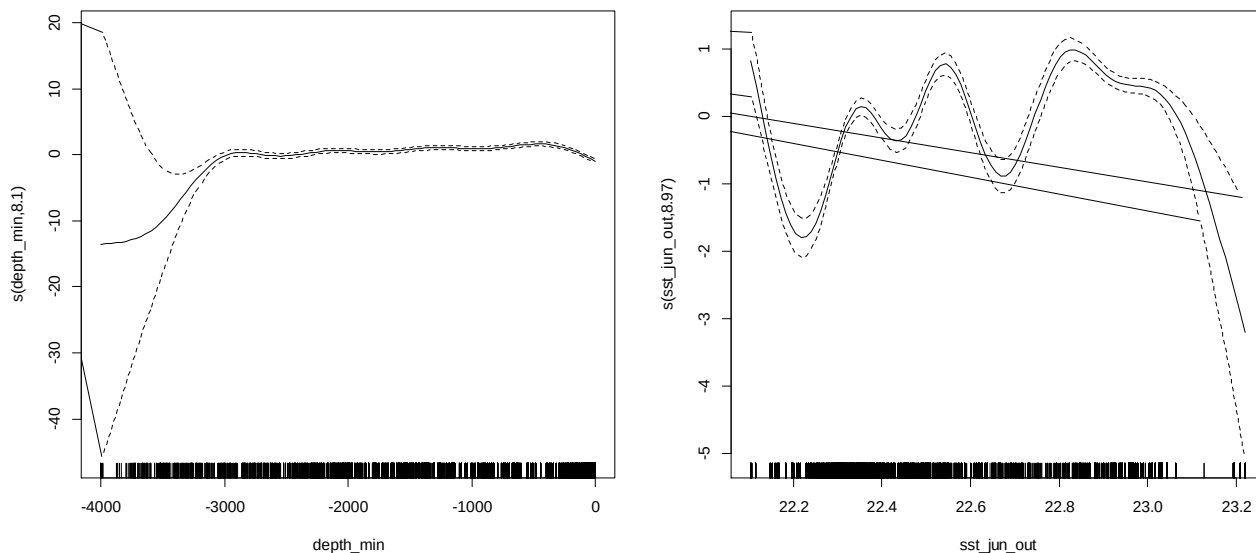


Golfinho-pintado

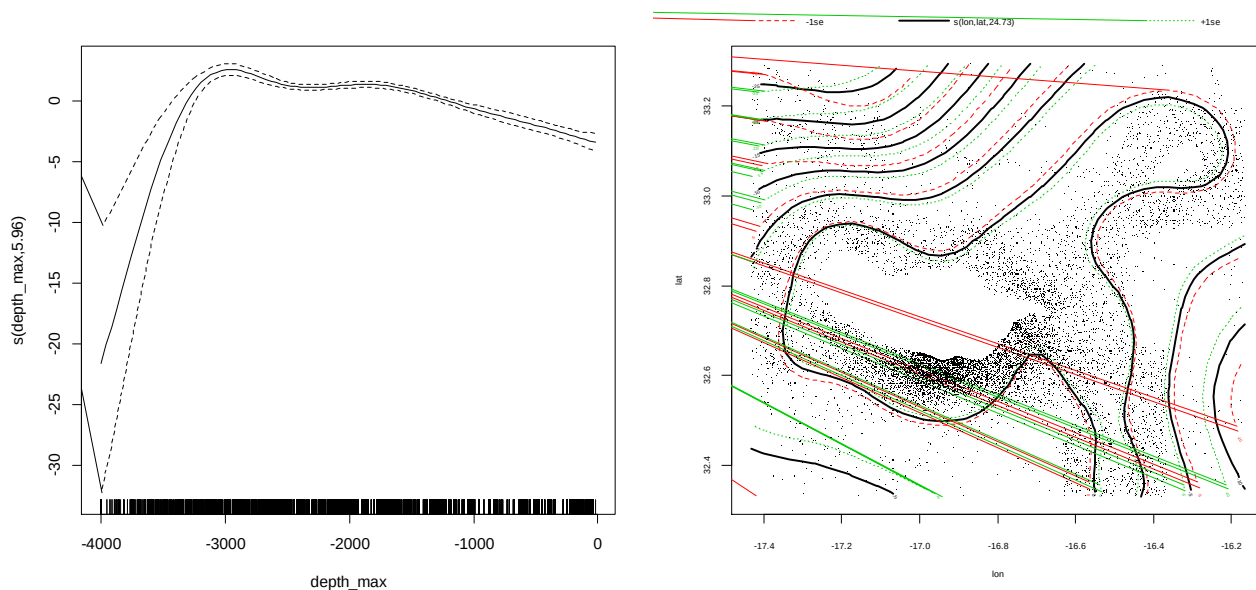
a) Total de grupos (n= 251 ; co-variáveis seleccionadas: depth_av (8,9) + sst_jun_out (8,97) / 11,3%)



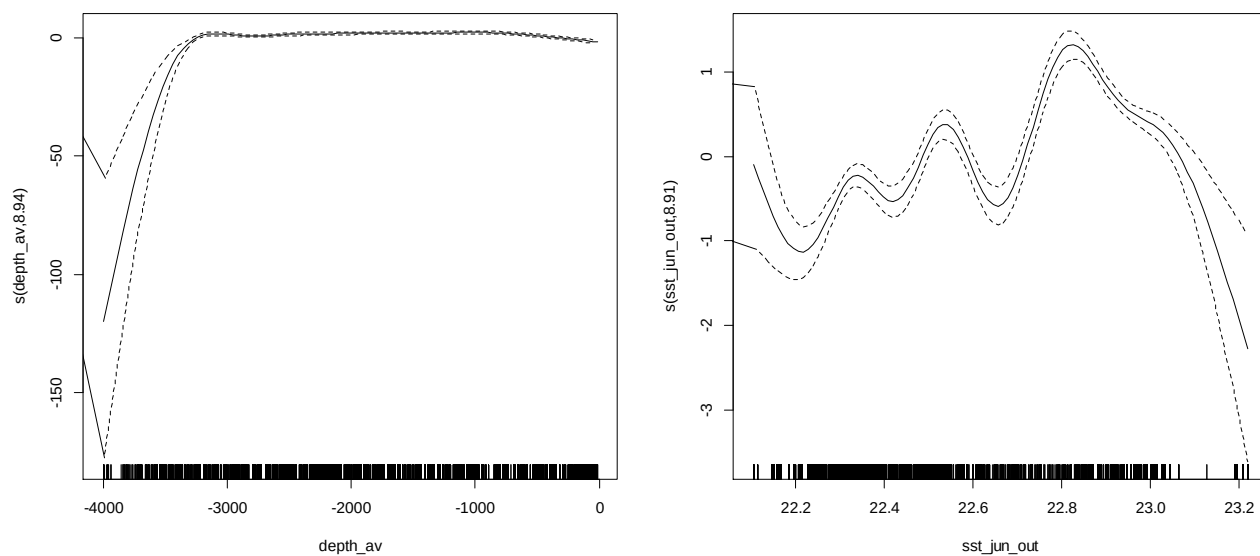
b) Grupos sem crias (n= 163; co-variáveis seleccionadas: depth_min (8,1) + sst_jun_out (8,97) / 10,1%)



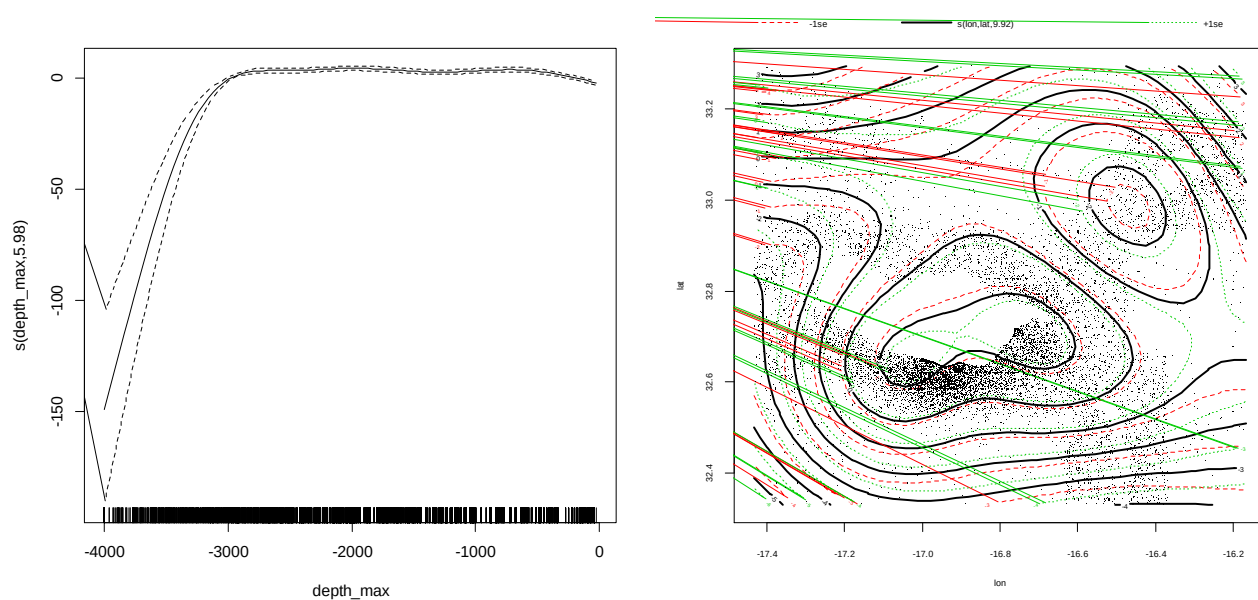
c) Grupos com crias (n=88; co-variáveis seleccionadas: depth_max (5,96) + lon:lat (24,72) / 14,4%)



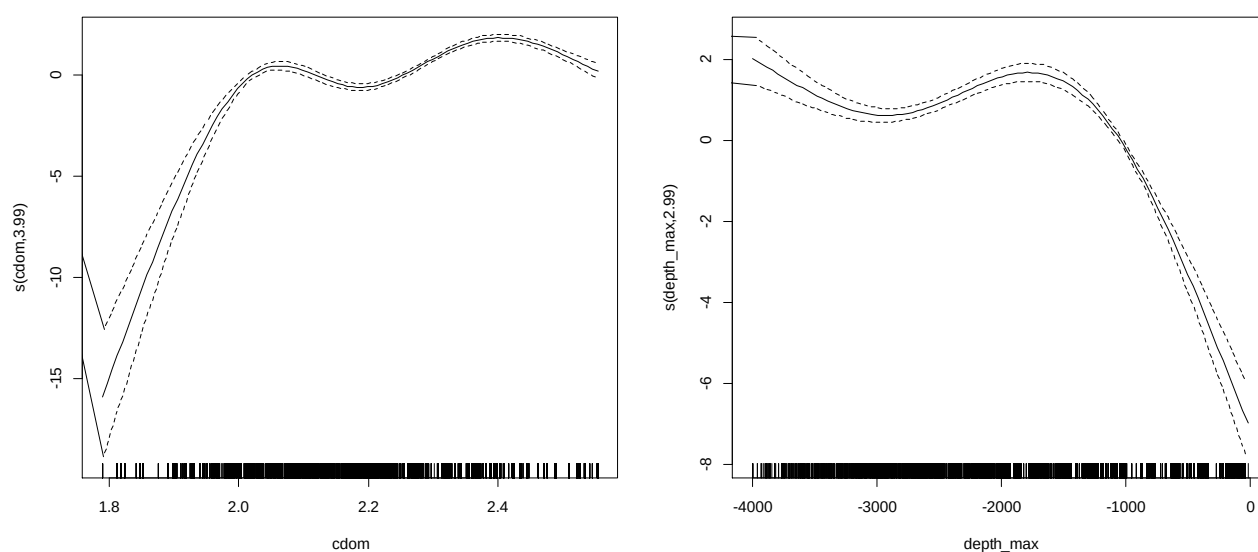
d) Deslocação (n= 111 ; co-variáveis seleccionadas: depth_av (8,94) + sst_jun_out (8,91) / 12%)



e) Alimentação (n=47; co-variáveis seleccionadas: depth_max (5,98)+ lon:lat (9,9) / 12,6%)



f) Socialização (n = 18; co-variáveis seleccionadas: cdom (3,99) + depth_max (2,99) / 14,3%)



g) Descanso (n= 14; co-variáveis seleccionadas: dist_200 (3,99) + sst_jun_out (1,99) / 21,4%)

