

**FLÁVIA LOPES CARVALHO**

**Arrojamentos de cetáceos ao longo da costa do  
Algarve: Causas de morte e ensaios piloto de  
mitigação com alarmes acústicos em pescarias  
costeiras algarvias**



Faculdade de Ciências e Tecnologias

Mestrado em Biologia Marinha

Faro 2018

**FLÁVIA LOPES CARVALHO**

**Arrojamentos de cetáceos ao longo da costa do  
Algarve: Causas de morte e ensaios piloto de  
mitigação com alarmes acústicos em pescarias  
costeiras algarvias**

Mestrado em Biologia Marinha

Trabalho efetuado sob a orientação de:

Professor Doutor Karim Erzini

Doutora Ana Marçalo



**UAAlg**

UNIVERSIDADE DO ALGARVE

Faculdade de Ciências e Tecnologias

Mestrado em Biologia Marinha

Faro 2018

## **Declaração de autoria de trabalho**

Arrojamentos de cetáceos ao longo da costa do Algarve: Causas de morte e ensaios piloto de mitigação com alarmes acústicos em pescarias costeiras algarvias

Declaro ser a autora deste trabalho, que é original e inédito. Autores e trabalhos consultados estão devidamente citados no texto e constam da listagem de referências incluída.

---

(Flávia Lopes Carvalho)

A Universidade do Algarve reserva para si o direito, em conformidade com o disposto no Código do Direito de Autor e dos Direitos Conexos, de arquivar, reproduzir e publicar a obra, independentemente do meio utilizado, bem como de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição para fins meramente educacionais ou de investigação e não comerciais, conquanto seja dado o devido crédito ao autor e editor respetivos

## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar, agradeço ao ICNF, em particular à Dra Marina Sequeira e ao Projecto LIFE+ MarPro por me ter cedido os dados que foram essenciais para a realização deste trabalho. Um muito obrigado ao Professor Doutor Karim Erzini por ter aceite como orientanda. Um sentido agradecimento à minha co-orientadora Doutora Ana Marçalo que sempre acreditou que eu estava apta para levar este desafio avante, e esteve sempre lá para me lembrar e mostrar como. Agradeço também pelos dados do ensaio piloto e das fotografias que me deixou usar para elaborar o trabalho. As palavras nunca poderão expressar a gratidão que sinto por tudo o que fez e continua a fazer por mim.

Às pessoas que amo e que mesmo estando longe, acreditaram, apoiaram e me incentivaram a levar este projeto a bom porto. Mãe, Pai e Irmã obrigado pelo vosso inabalável e constante apoio não só para este trabalho, mas para todos os outros ao longo deste longo percurso de altos e baixos de conquistas e derrotas. No fim, tudo é mais fácil sabendo que vos tenho a vocês a meu lado. Expresso o meu agradecimento à minha outra irmã, não dos mesmos pais, mas de coração, por sempre me fazer acreditar e lembrar que eu conseguia alcançar este objetivo mesmo quando eu duvidava de mim própria. É bom ter alguém que nos dê força e nos diga que somos capazes de fazer o que quer que seja que queremos, tu és essa pessoa Diana. Um obrigado do tamanho do mar para agradecer ao meu querido companheiro por toda a paciência, compreensão e amor. Agradeço também a toda a minha família e amigos, pois sei que embora não estejamos muitas vezes juntos, me desejam tudo de bom assim como eu lhes desejo a eles.

## **Abstract**

Bycatch in fishing gear is one of the main causes that leads to the mortality of cetaceans. It is therefore important in each coastal area to have knowledge of the main affected species and fisheries involved to study the application of appropriate solutions in each case. This work had two objectives: 1. Describe the species of cetaceans stranded dead along the Algarve coast in 34 years (1983-2016), analyzing their spatial and seasonal distribution and main cause of death; 2. Analysis of the results of pilot tests with acoustic devices carried out on gillnets.

For the Algarve coast for the analyzed period, there were 801 strandings with the presence of 13 Odontoceti and 3 species of Mysticeti. With the implementation of a local stranding network in 2010 it was possible to obtain more and better data, namely the cause of death. Anthropogenic causes, mainly incidental capture or bycatch were the main cause of death, affecting about 50% of the stranded cetaceans. The common dolphin and bottlenose dolphin are two of the species that show more evidences on bycatch. In the pilot test with acoustic devices the only species to interact with the gillnet was the bottlenose dolphin. These devices have not shown to have an effect on the reduction of interaction, damage to the nets and depredation, however, the CPUE values of fish have been shown to be higher with the use of pingers.

The results obtained highlight the importance of having in permanent operation a stranding network for collection of data at different levels to acquire scientific knowledge that allows application of conservation measures for these species. The interaction and bycatch of cetaceans in fishing gear proves to be an extremely complex process requiring a careful analysis of spatial, oceanographic and socioeconomic parameters so that effective solutions can be found for the preservation of these endangered species and the reduction of economic losses for the fishermen.

**Keywords:** Cetaceans, Interaction, Stranding, Bycatch, Pingers, South of Portugal

## **Resumo**

A captura acidental em artes de pesca é uma das principais causas que leva à morte de cetáceos. Torna-se por isso importante em cada área de costa haver um conhecimento das principais espécies afetadas e pescarias envolvidas para estudar a aplicação de soluções adequadas a cada caso. Este trabalho teve dois objetivos: 1. A descrição de espécies de cetáceos arrojados ao longo da costa Algarvia em 34 anos (1983-2016), analisando a sua distribuição espacial e sazonal e principal causa de morte; 2. A análise dos resultados dos ensaios piloto com dispositivos acústicos realizado em redes de emalhar.

Para a costa Algarvia para o período analisado, registaram-se 801 arrojamentos com a presença de 13 espécies de Odontocetes e 3 de Mysticetes. Com a implementação de uma rede de arrojamentos local em 2010 foi possível obter mais e melhores dados, nomeadamente a causa de morte de metade dos cetáceos arrojados devido a causas antropogénicas. O golfinho-comum e roaz são as duas espécies que apresentam mais indícios por captura acidental. No ensaio piloto com os dispositivos acústicos a única espécie a interagir com as redes de emalhar foi o roaz. Estes dispositivos não mostraram ter efeito na redução da interação, danos nas redes e depredação, no entanto os valores de CPUE para o peixe mostraram ser superiores com o uso dos pingers.

Com o conjunto de resultados obtidos, fica sublinhada a importância de ter em permanente funcionamento uma rede de arrojamentos que permita a recolha de dados a diversos níveis para adquirir conhecimentos científicos que permitam aplicar medidas de conservação para estas espécies. A interação e captura acidental de cetáceos em artes de pesca demonstra ser um processo extremamente complexo que necessita de uma ponderada análise de parâmetros espaciais, oceanográficos e socioeconómicos para que seja possível encontrar soluções eficazes para a preservação destas espécies ameaçadas e diminuição de perdas económicas para os pescadores.

**Palavras-chave:** Cetáceos, Interação, Arrojamento, Captura Acidental, Pingers, Sul de Portugal

## Índice

<b>Agradecimento</b>	iv
<b>Abstract</b>	v
<b>Resumo</b>	vi
<b>Índice</b>	vii
<b>Lista de Figuras</b>	ix
<b>Lista de Tabelas</b>	xi
<b>Lista de Abreviaturas</b>	xii
<b>1. Introdução</b>	1
1.1. Introdução geral	1
1.2. Cetáceos em Portugal	2
1.3. Interações entre cetáceos e a pesca	4
1.3.1. Arrojamentos	6
1.4. Medidas de mitigação em redes de pesca	6
1.5. Legislação de proteção e monitorização	7
1.6. Objetivos	9
<b>2. Metodologia</b>	10
2.1. Arrojamentos	10
2.1.1. Área de estudo	10
2.1.2. Recolha de dados	11
2.1.3. Análise de dados	12
2.2. Ensaio de Mitigação	13
2.2.1. Artes de pesca e embarcação	13
2.2.2. Alarmes acústicos usados	14
2.2.3. Recolha de dados	15
2.2.4. Análise de dados	16
<b>3. Resultados</b>	17
3.1. Arrojamentos	17
3.1.1. Eficácia da implementação da rede de arrojamentos local	17

3.1.2.	Composição por espécies	18
3.1.3.	Distribuição Espacial	20
3.1.4.	Evolução Anual	22
3.1.5.	Evolução trimestral/sazonal	24
3.1.6.	Proporção do sexo dos animais arrojados	25
3.1.7.	Estado do corpo dos animais arrojados	27
3.1.8.	Causas de arrojamento e mortalidade	28
3.2.	Ensaio de Mitigação	31
3.2.1.	Presença de cetáceos na proximidade da rede	31
	Ensaio com pingers de 10 kHz	31
	Ensaio com pingers de 70 kHz	33
3.2.2.	Efeitos dos pingers nos danos nas redes	33
3.2.3.	Efeito dos pingers na depredação	34
3.2.4.	Evolução mensal da relação entre descargas em lota e número de interações	36
	Ensaio com pingers de 10 kHz	36
	Ensaio com pingers de 70 kHz	37
<b>4.</b>	<b>Discussão</b>	39
4.1.	Arrojamentos	39
4.1.1.	Eficácia da implementação da rede de arrojamentos local	39
4.1.2.	Composição por espécies	40
4.1.3.	Padrões espaciais de arrojamentos	41
4.1.4.	Padrões anuais de arrojamentos	42
4.1.5.	Padrões sazonais/trimestrais dos arrojamentos	42
4.1.6.	Causas de arrojamento e mortalidade	44
4.2.	Ensaio de Mitigação	46
4.2.1.	Interação de cetáceos com redes de emalhar	46
4.2.2.	Efeito dos pingers na captura alvo e danos nas redes	47
<b>5.</b>	<b>Conclusão</b>	49
<b>6.</b>	<b>Referências Bibliográficas</b>	50

## Lista de figuras

**Figura 2.1.** – A área de estudo localiza-se entre as praias de Odeceixe (Aljezur) e Ponta da Areia (Vila Real de Santo António) - toda a costa Algarvia.

**Figura 2.2.** – Esquema da área onde decorreu o ensaio.

**Figura 2.3.** – Esquema de colocação de pingens em redes de emalhar (os pingens devem ser colocados a cada 100 metros). (Imagem retirada de Vingada *et al.*, 2011).

**Figura 2.4.** – Pingens colocados nas redes de pesca durante o ensaio.

**Figura 2.5.** – Pingens (FUMUNDA) que foram colocados nas redes de pesca.

**Figura 3.1.** – Número de arrojamentos de cetáceos por km para os concelhos da costa do Algarve no período compreendido entre 1983 e 2016.

**Figura 3.2.** - Mapas de densidade Kernel para arrojamentos ao longo da costa do Algarve, coletivamente e para as 5 espécies mais reportadas no período de 2010-2016. As cores quentes indicam uma maior densidade de registos.

**Figura 3.3.** – Evolução anual dos arrojamentos por períodos para o conjunto de todas as espécies, golfinho-comum, golfinho-riscado, roaz, baleia-anã e boto na costa do Algarve. A caixa de bigodes vai do 25º ao 75º percentil. A linha que atravessa a caixa é a mediana, e os fins das linhas verticais indicam o 5º e 95º percentil.

**Figura 3.4.** – Evolução trimestral/sazonal do número de arrojamentos na área de estudo para todas as espécies e as cinco espécies mais frequentemente reportadas para o período 1983 a 2016. A caixa de bigodes vai do 25º ao 75º percentil. A linha que atravessa a caixa é a mediana, e os fins das linhas verticais indicam o 5º e 95º percentil.

**Figura 3.5.** - Arrojamentos cumulativos para todas as espécies, golfinho-comum, golfinho-riscado, roaz-corvineiro, baleia-anã e boto relativamente ao estudo do sexo na área de estudo para o período compreendido entre 1983 e 2016.

**Figura 3.6.** - Golfinho-comum e baleia-anã em estado de decomposição 2 - fresco (da esquerda para a direita).

**Figura 3.7.** - Roaz-corvineiro e golfinho riscado em estado de decomposição 3 - moderado (da esquerda para a direita).

**Figura 3.8.** - Golfinho-comum e boto em estado de decomposição 4 - avançado (da esquerda para a direita).

**Figura 3.9.** – Estado de decomposição dos animais detetados na área de estudo durante o período em que a rede local de arrojamentos esteve em funcionamento (2010-2016)

(N=443). Legenda: 1 – animais vivos; 2 - animais frescos; 3 - decomposição moderada; 4 – decomposição avançada; 5 – Restos ósseos ou mumificados.

**Figura 3.10.** – Determinação de capturas acidentais de cetáceos registados na área de estudo durante o período de 2010 até 2016 (N=442).

**Figura 3.11.** – Evidências de captura acidental em diversos cetáceos. A- Marca de cabo multifilamento no dorso; B – Marca de cabo na barbatana caudal; C – Marcas de rede de emalhar no bico; D – Presença de redes no bico; E – Barbatana caudal e dorsal decepadas por objeto cortante; F – Corte limpo na mandíbula inferior.

**Figura 3.12.** – Interação e mortalidade de cetáceos por km de rede para cada tratamento e ano.

**Figura 3.13.** – Frequência de interações com cetáceos na rede de controlo (sem pingers) e nas redes equipadas com pingers de 10kHz tendo em conta os quilómetros de rede.

**Figura 3.14.** – Frequência de interações com cetáceos na rede de controlo (sem pingers) e nas redes equipadas com pingers de 70kHz tendo em conta os quilómetros de rede.

**Figura 3.15.** – Frequência do grau de danos nas redes para o ensaio com os pingers de 10kHz e de 70 kHz.

**Figura 3.16.** – Redes partidas devido à interação de roaz-corvineiro com as artes de pesca.

**Figura 3.17.** – Valores médios do CPUE obtido nas redes de controlo (sem pingers) e nas redes com pingers do tipo 10 kHz e 70 kHz. CPUE (Capturas (kg)/Comprimento da rede (Km)).

**Figura 3.18.** – Frequência do grau de danos no pescado para o ensaio com os pingers de 10kHz e de 70 kHz.

**Figura 3.19.** – Danos causados no peixe devido à interação com roaz-corvineiro que resultou na perda de valor comercial do pescado não podendo estes peixes serem vendidos em lota.

**Figura 3.20.** – Relação entre descargas (kg), número de interações e mortalidade por mês para o ensaio com os pingers de 10 kHz, rede contolo (em cima), rede com dispositivos (em baixo).

**Figura 3.21.** – Relação entre descargas (kg), número de interações e mortalidade por mês para o ensaio com os pingers de 70 kHz, rede contolo (em cima), rede com dispositivos (em baixo).

## **Lista de Tabelas**

**Tabela 1.1.** – Espécies registadas em Portugal Continental. Grau de ocorrência e estatuto de conservação segundo a Directiva de Habitats e o Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005).

**Tabela 1.2.** – Especificações técnicas e condições de utilização dos dispositivos acústicos de dissuasão.

**Tabela 3.1.** – Arrojamentos de cetáceos detetados na área de estudo, divididos por períodos de 6 anos, desde 1983 até 2009 e 7 anos, de 2010 até 2016.

**Tabela 3.2.** - Espécies, número de arrojamentos, % total por espécie no período compreendido entre 1983-2016 para o Algarve. Discriminação por tipo de entidade responsável (ICNF nos períodos anteriores a 2010, e SPVS-MarPro nos períodos entre 2010-2016).

**Tabela 3.3.** – Causa de morte determinada das 5 espécies mais registadas na área de estudo. Legenda: CA – morte por captura acidental em artes de pesca; ND – causa de morte indeterminada; NE – Carcaça não examinada; Causa Naturais (doença e velhice); Outras causas antropogénicas (atropelamento e trauma).

## **Lista de Abreviaturas**

a.C. – Antes de Cristo

(CE) – Comunidade Europeia

CEE – Comunidade Económica Europeia

CODA - Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic

CPUE – Capturas por unidade de esforço

dB – Decibéis

g.l. - Graus de liberdade

IUCN - International Union for Conservation of Nature

Kg – Quilogramas

kHz – Quilohertz

Km – Quilómetros

ICNF - Instituto de Conservação e Florestas

IWC – International Whale Commission

m/s – Metros por segundo

SCANS - Small Cetaceans in European Atlantic and North Sea

SPVS- Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem

ZEE- Zona Económica Exclusiva

N - Número

m – Metros

Mm – milímetros

ms – Milissegundos

ONG's – Organizações Não Governamentais

## 1. Introdução

### 1.1. Introdução geral

A História entre o Homem e os cetáceos (baleias e golfinhos) remonta a tempos muito antigos, havendo evidências arqueológicas dos tempos pré-históricos. Um dos primeiros registos da interação do Homem com baleias pode ser encontrado na crónica das conquistas de Alexandre, o Grande, que nos leva até ao século IV a.C. Os arrojamentos de baleias (evento em que o animais encalham na costa) foram o primeiro contacto importante entre o Homem e estes cetáceos, que levou a que se definisse uma interação entre estes dois mamíferos ao longo de vários séculos (Ellis, 2009). Em alguns locais costeiros do planeta, por exemplo regiões frias como o Ártico, onde a proteína de origem terrestre era muitas vezes escassa, os habitantes não encontravam outra opção para além de procurar recursos no mar para se alimentar ou aquecer, capturando mamíferos marinhos (ex.: cetáceos, focas) pela sua carne, óleo e gordura (Evans & Raga, 2001). Segundo a história, foram os bascos as primeiras pessoas a caçar grandes baleias de maneira organizada e intencional (Ellis, 2009). O primeiro registo que existe de caça à baleia na Europa como atividade industrial foi por volta do século VIII e X no Golfo da Biscaia (Evans, 1987). Já por volta dos séculos XVI e XVII, a caça à baleia tornou-se uma das maiores operações comerciais longe de propósitos de subsistência, levando nos séculos que se seguiram e com modernização do equipamento ao declínio de muitos “stocks” (Evans & Raga, 2001).

Mais recentemente e por meados do século XX, vários países uniram-se tendo sido criada a *International Whaling Commission* (IWC), com o propósito de evitar o excesso de captura à baleia. Contudo, algumas regulamentações não foram respeitadas levando a que os “stocks” continuassem a diminuir. A solução encontrada para esta fenda na gestão foi criar santuários livres de caça primeiro no Oceano Índico em 1979 e posteriormente no Oceano que circunda a Antártica em 1995 (Burns & Wandersforde-Smith, 2002). Por outro lado, com a crescente população mundial e necessidade de proteína marinha é expectável que interações entre cetáceos e o Homem com a pesca comercial continuem a ser uma realidade cada vez mais intensificada até aos dias de hoje (Read *et al.*, 2006).

## 1.2. Cetáceos em Portugal

Mundialmente estão descritas 90 espécies de cetáceos (Vingada *et al.*, 2011). Em Portugal Continental está confirmada a presença de 28 espécies de cetáceos, sendo que 21 dessas espécies pertencem à subordem Odontoceti (cetáceos com dentes) e as outras 7 à subordem Mysticeti (cetáceos com barbas) (Araújo *et al.*, 2015). Para a costa portuguesa a informação sobre distribuição e abundância para muitas espécies foi bastante escassa com projetos mais dedicados a surgirem apenas na última década (Vingada *et al.*, 2011). No entanto, os arrojamentos foram até anos mais recentes, a principal fonte de conhecimento no que diz respeito à ocorrência de cetáceos na costa portuguesa (Vingada *et al.*, 2011). Algumas destas espécies são residentes ou mais frequentes - como é o caso do golfinho-comum (*Delphinus delphis*), boto (*Phocoena phocoena*), roaz-corvineiro (*Tursiops truncatus*), golfinho-riscado (*Stenella coeruleoalba*), ou algumas populações de baleia-anã (*Balaenoptera acuturostrata*) - enquanto que outras são apenas ocasionais (tabela 1.1.).

O golfinho-comum é a espécie mais abundante na nossa costa. Encontra-se amplamente distribuído em regiões temperadas, tropicais e subtropicais, assim como em zonas oceânicas e costeiras. São animais que apresentam um comportamento gregário podendo ter grupos entre 30 até centenas de indivíduos. As principais ameaças desta espécie são a captura acidental por diversas artes de pesca, assim como poluição, tráfego marítimo e perda de habitat (Vingada *et al.*, 2011).

O boto encontra-se amplamente distribuído por águas temperadas e subárticas com maior incidência no Hemisfério Norte. É mais abundante a norte de Portugal continental, embora gradualmente tenha vindo a desaparecer. Tem um comportamento mais solitário apresentando muitas vezes apenas um indivíduo ou pequenos grupos (2-5 indivíduos). É uma espécie costeira e que tem preferência por habitats poucos profundos (até 200m). A sua principal ameaça é a captura acidental por artes de pesca, nomeadamente por arte Xávega e redes de emalhar (Vingada *et al.*, 2011).

O golfinho-riscado apresenta-se como uma espécie muito semelhante ao golfinho-comum, exibindo também um comportamento bastante gregário (grupos de 30 a 500 indivíduos), ativo e social, embora ao contrário do golfinho comum, o golfinho-riscado interaja menos com embarcações e exista uma interação ocasional entre as duas espécies (Carwardine, 1995). É uma espécie cosmopolita com hábitos oceânicos e preferência por

zonas de grande profundidade. As suas principais ameaças passam pela degradação de habitat, poluição e captura acidental por artes de pesca (Vingada *et al.*, 2011).

O roaz-corvineiro apresenta-se em grupos mais pequenos (2-15 indivíduos) em zonas costeiras e até centenas em zonas oceânicas, sendo também possível observar indivíduos solitários. Captura acidental, poluição e tráfego marítimo apresentam-se também como ameaças às populações de roaz. É por vezes responsável por predação de pescado em artes de pesca, levando a conflitos com a comunidade piscatória (Vingada *et al.*, 2011).

A baleia-anã tem uma ampla distribuição, com grande diversidade de habitats, desde zonas costeiras a oceânicas. Podem ocorrer indivíduos solitários ou grupos com 2 ou 3 indivíduos. As suas principais ameaças poderão passar pela captura acidental em artes de pesca, nomeadamente por redes de emalhar e de arrasto (Vingada *et al.*, 2011).

**Tabela 1.1.** – Espécies registadas em Portugal Continental. Grau de ocorrência e estatuto de conservação segundo a Directiva de Habitats e o Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005).

Nome científico	Nome comum	Ocorrência	Directiva Habitats	Categorias IUCN
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Baleia-anã	Residente	B-IV	Vulnerável
<i>Balaenoptera borealis</i>	Baleia-sardineira	Ocasional	B-IV	Não aplicável
<i>Balaenoptera musculus</i>	Baleia azul	Ocasional	B-IV	Não aplicável
<i>Balaenoptera physalus</i>	Baleia-comum	Visitante	B-IV	Em Perigo
<i>Delphinus delphis</i>	Golfinho-comum	Residente	B-IV	Pouco preocupante
<i>Eubalaena glacialis</i>	Baleia-basca	Ocasional	B-IV	Não aplicável
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Baleia-piloto-tropical	?	B-IV	?
<i>Globicephala melas</i>	Baleia-piloto	?	B-IV	Informação insuficiente
<i>Grampo griseus</i>	Grampo	Residente	B-IV	Informação insuficiente
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote-pigmeu	?	B-IV	Informação insuficiente
<i>Kogia simus</i>	Cachalote-anão	?	B-IV	Informação insuficiente
<i>Lagenodelphis hosei</i>	Golfinho de Fraser	?	B-IV	?
<i>Lagenorhynchus acutus</i>	Golfinho-de-flancos-brancos	?	B-IV	?
<i>Langenorhynchus albirostris</i>	Golfinho-de-bico-branco	?	B-IV	?

<i>Megaptera novaeangliae</i>	Baleia-de-bossa	Ocasional	B-IV	Não aplicável
<i>Mesoplodon bidens</i>	Baleia-de-bico de Sowerby	?	B-IV	?
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Baleia-de-bico de Blainville	?	B-IV	?
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Baleia-de-bico de Gervais	?	B-IV	?
<i>Mesoplodon mirus</i>	Baleia-de-bico de True	?	B-IV	?
<i>Orcinus orca</i>	Orca	?	B-IV	Informação insuficiente
<i>Phocoena phocoena</i>	Boto	Residente	B-II/ B-IV	Vulnerável
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Ocasional	B-IV	Não aplicável
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa-orca	Ocasional		Não avaliado
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Golfinho-riscado	Residente	B-IV	Pouco preocupante
<i>Stenella frontalis</i>	Golfinho-pintado	?	B-IV	?
<i>Tursiops truncatus</i>	Roaz	Residente	B-II/ B-IV	Pouco preocupante
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zífió	?	B-IV	Informação insuficiente

### 1.3. Interações entre cetáceos e a pesca

A captura acidental de pequenos cetáceos apresenta-se como uma ameaça extremamente séria para várias populações (Reeves *et al.*, 2003). No Atlântico europeu, a captura acidental é uma ameaça direta de pequenos cetáceos (Read *et al.*, 2006), especificamente do golfinho comum e do boto (Tregenza *et al.*, 1997), que são amplamente distribuídos. A captura acidental foi definida, por Hall (1996), como a fração da captura que é descartada para o mar já morta (ou ferida de tal maneira que a morte é o fim mais provável) porque ou a espécie apresenta pouco valor económico ou a sua retenção está proibida por lei. Outros autores defendem também que a captura acidental de mamíferos marinhos em redes de pesca pode levar ou não à morte do animal (Read *et al.*, 2006; Cox *et al.*, 2007). Destacam-se duas razões principais para justificar a ocorrência de capturas acidentais de cetáceos: (1) os animais alimentarem-se da espécie alvo que está a ser apanhada nas redes (depredação), tendo uma presa em comum, ou (2) não se apercebem da presença da rede (Read *et al.*, 2003; Franse, 2005). Estes encontros entre pescarias e cetáceos geram problemas com duas componentes, uma biológica com a possível morte do animal e outra operacional e sócio-económica com custos extra para

os pescadores devido ao emaranhamento destes animais que causam danos nas redes (Franse, 2005), ou devido à depredação que reduz a quantidade e o valor do pescado (Dawson *et al.*, 2013; Waples *et al.*, 2013). As redes de emalhar são mencionadas como uma das artes de pesca para a qual há mais registos de capturas acidentais de cetáceos em todo o mundo (Cox *et al.*, 2001; Read *et al.*, 2006; Dawson *et al.*, 2013), sendo também a arte de pesca mais utilizada na costa portuguesa com níveis altos de interação com cetáceos (Sequeira & Ferreira, 1994).

Portugal é um país onde a pesca é uma atividade tradicional com grande importância cultural e económica. A política das pescas visa uma implementação progressiva de uma abordagem ao nível do ecossistema das pescarias para viabilizar a pesca economicamente e minimizar os impactos da pesca nos ecossistemas marinhos. A limitada informação disponível sobre a interação entre cetáceos e as diferentes pescarias que se praticam em Portugal é notável, é por isso necessário e urgente a identificação dos fatores que levam a esta interação, a arte de pesca envolvida, os níveis de mortalidade e abordagens para mitigar estes problemas. Nos últimos 20 anos, em Portugal, o conhecimento sobre a intensidade de capturas acidentais e a ocorrência e distribuição de cetáceos era obtido maioritariamente por estudos feitos com dados de arrojamentos e análise de dieta. (Silva, 1999; Silva & Sequeira, 2003; Marçalo *et al.*, 2018). Mais recentemente, surgiram projetos dedicados a esse propósito (exemplo: SAFESEA-EEAGrants; Life+ MarPro), capturas acidentais têm sido documentadas para a maioria das artes de pesca, confirmando o elevado nível de interações com pescarias costeiras como as redes fixas (emalhar e tresmalho), o cerco, ou a arte xávega particularmente com o golfinho comum em toda a costa e o boto no Noroeste da costa portuguesa (Wise *et al.*, 2007; Vingada *et al.*, 2011; Marçalo *et al.*, 2015). Contudo, estudos sobre o impacto das capturas acidentais, que nos dão uma estimativa do número de capturas por espécie e a rede envolvida, ainda são escassos (Vingada *et al.*, 2011; Goetz *et al.*, 2014; Marçalo *et al.*, 2015, 2018).

### **1.3.1. Arrojamentos**

Arrojamento é quando um único ou múltiplos animais dão à costa, podendo estar vivo(s) ou morto(s). A causa de morte pode estar relacionada com ocorrências naturais, como doença, presença de parasitas, lesões ou causas antropogénicas (ex.: captura acidental em artes de pesca, colisão com embarcações). O registo sistemático de

arrojamentos de cetáceos é um método de recolha de dados eficiente que fornece dados e material que pode servir para vários estudos como maior conhecimento sobre ocorrência, diversidade de espécies, ameaças antropogénicas, dieta, estudos genéticos, toxicológicos e outros (Peltier *et al.*, 2014; McGovern *et al.*, 2016). A rede de arrojamentos portuguesa é coordenada pelo Instituto de Conservação e Florestas (ICNF) e sub-coordenada localmente por entidades autárquicas, ONG's e universidades. Os dados dos arrojamentos estão incluídos em bases de dados regionais e posteriormente são adicionadas à base de dados nacional do ICNF.

#### **1.4. Medidas de mitigação em redes de pesca**

A fim de reduzir os conflitos entre os cetáceos e as artes de pesca, e mais importante para fins de conservação, a frequência e severidade destas interações têm de ser reduzidas (Franse, 2005; Waples *et al.*, 2013). Existem várias práticas para mitigar interações prejudiciais entre humanos e a vida selvagem: alteração do comportamento humano, alteração da natureza da interação através da introdução de tecnologia ou mesmo a alteração do comportamento do animal em si, sem ser necessário a mudança da conduta humana. Estas abordagens têm sido direcionadas para o problema de conservação, onde se incluem: alteração da conduta humana através da proibição da pesca durante um período de tempo numa área específica (designado por defeso), modificações tecnológicas nas redes de pesca e o uso de emissores ativos de som ou dispositivos acústicos (*pingers*) para reduzir a depredação e o emaranhamento nas redes através da modificação do comportamento dos animais. Estes procedimentos são, algumas vezes, usados em simultâneo (ex.: defeso e *pingers*) (Dawson *et al.*, 2013). Particularmente sobre o uso de *pingers*, a disposição destes emissores de som permite uma rede tornar-se mais detetável pelos cetáceos que usam a ecolocalização para auxiliar a sua navegação e comunicação (Cox *et al.*, 2007). Não é, pois, de todo estranho que estes dispositivos tenham sido explorados como ferramenta para reduzir a captura acidental e a depredação (Dawson *et al.*, 2013).

Tem sido provado que os dispositivos acústicos são ferramentas na redução de interações letais de várias espécies de cetáceos em pesca com redes de emalhar, incluindo com o boto, a franciscana (*Pontoporia blainvillei*), o roaz, o golfinho comum e baleias de bico (IWC, 2000; Cox *et al.*, 2007; Leeney *et al.*, 2007; Waples *et al.*, 2013). Vários estudos realizados pelo mundo mostram a redução da taxa de capturas acidentais em botos

até 92% sem haver alteração da quantidade de peixe apanhada (Kraus *et al.*, 1997); até 85% no golfinho comum (Barlow & Cameron, 2003); entre 70 e 90% em pequenos cetáceos (Trippel *et al.*, 1999; Larsen, 1999; Gearin *et al.*, 2000; Bordino *et al.*, 2002). Em geral e principalmente para o bôto e golfinho comum, as experiências com *pingers* mostram, não apenas a redução de animais emaranhados, mas também a redução de danos nas redes e depredação. No entanto, alguns destes ensaios revelam resultados inconsistentes e com poucos melhoramentos com algumas espécies, nomeadamente o roaz-corvineiro (Dawson *et al.*, 2013).

### **1.5. Legislação de proteção e monitorização**

A legislação que protege os cetáceos tem sido desenvolvida lentamente ao longo dos anos. Relativamente à legislação internacional destaca-se a Directiva Habitats (92/43/EEC, 21 maio 1992) que visa assegurar a sobrevivência das espécies mais vulneráveis à extinção na Europa. Nesta directiva, que se aplica às águas marinhas de Zonas Exclusivamente Económicas (ZEE) dos Estados Membros, os cetáceos incluem-se no Anexo IV (espécies de interesse comunitário que necessitam de um regime de proteção estrito) e duas espécies deste grupo (Boto e Roaz) estão também compreendidas no Anexo II (a sua conservação requer ainda a designação de Áreas Especiais de Conservação). No que diz respeito à legislação nacional, os cetáceos estão abrangidos pelo Decreto-Lei nº263/81 (3 de setembro) que proíbe a pesca, captura, abate, transporte e comercialização de qualquer uma destas espécies ou seus produtos. Sendo a única exceção, fins exclusivamente científicos mediante a autorização do membro do Governo responsável pelo ordenamento e ambiente.

Numa outra vertente, Portugal, como membro da Comunidade Europeia, está obrigado a tomar medidas para recolher informação científica sobre as capturas acidentais de cetáceos (Regulamento (CE) nº812/2004 do conselho de 26/04/2004).

*“A Directiva 92/43/CEE do Conselho, de 21 de Maio de 1992, relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens (3), confere uma proteção rigorosa aos cetáceos e exige que os Estados-Membros assegurem a vigilância do estado de conservação destas espécies. Os Estados-Membros deverão igualmente instituir um sistema que permita controlar as capturas e os abates acidentais destas espécies e analisar a necessidade de subseqüentes investigações e medidas de conservação, com*

vista a garantir que as capturas ou os abates acidentais não tenham um impacto significativo nas espécies em questão.”

Este regulamento refere também a utilização de dispositivos acústicos de dissuasão (*pingers*), em algumas artes de pesca, nomeadamente as redes de emalhar fundeadas, sendo que em algumas zonas da comunidade europeia em navios com um comprimento igual ou maior que 12 metros é proibido o uso de redes de emalhar fundeadas se não forem usados dispositivos acústicos de dissuasão. A zona económica exclusiva que abrange Portugal continental está excluída da lista de zonas obrigatórias, havendo necessidade no entanto de estudar a aplicação destes dispositivos à realidade das pescarias portuguesas. Estes dispositivos devem de obedecer a uma das seguintes séries de características de sinal e aplicação:

**Tabela 1.2.** – Especificações técnicas e condições de utilização dos dispositivos acústicos de dissuasão.

	Série 1	Série 2
<b>Características de Sinal</b>		
Tipo de Sinal	Digital	Analógico
Tonalidade/banda larga	Banda larga/tonalidade	Tonalidade
Níveis na fonte (máx.-mín.) re 1 mPa@1m	145 dB	130-150 dB
Frequências fundamentais	a) Varrimentos em banda larga 20-160 kHz b) 10 kHz tonalidade	10 kHz
Harmónicas de alta frequência	Sim	Sim
Duração (nominal) dos impulsos	300 ms	300 ms
Intervalo entre impulsos	a)4-30 segundos aleatório; b) 4 segundos	4 segundos
<b>Características de Aplicação</b>		
Espaçamento máximo entre dois dispositivos acústicos de dissuasão ao longo das redes	200 m, com um dispositivo acústico fixado em cada extremidade da rede (ou combinação de redes ligadas umas às outras)	100 m, com um dispositivo acústico fixado em cada extremidade da rede (ou combinação de redes ligadas umas às outras)

## 1.6. Objetivos

Este trabalho tem dois objetivos principais:

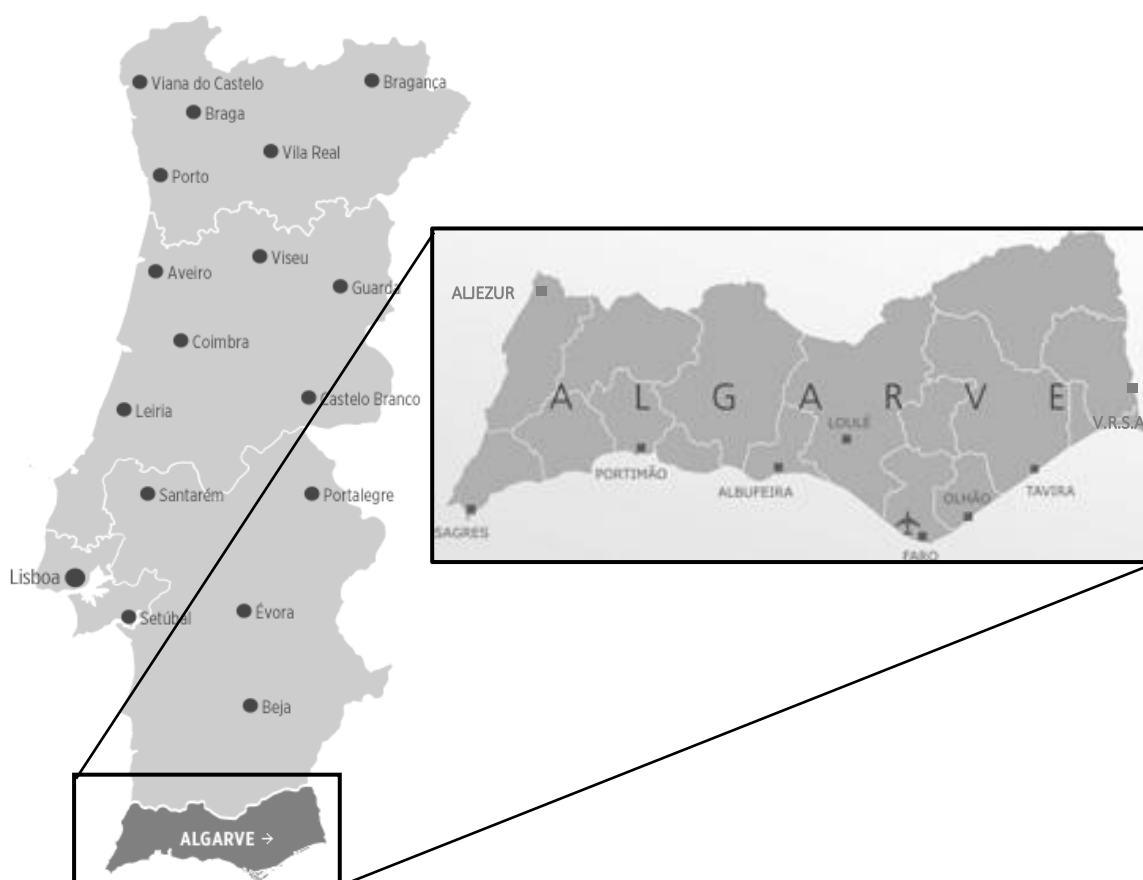
1. Análise dos arrojamentos para a costa Algarvia a partir da base de dados nacional: Descrição de espécies, obtenção de padrões espaciais e sazonais, identificação de principais causas de morte.
2. Análise dos resultados dos ensaios piloto com dispositivos acústicos (*pingers*) durante 2014 e 2015 em redes de emalhar. A principal finalidade deste ensaio foi avaliar se o uso de dispositivos acústicos poderia levar a uma redução significativa de captura de cetáceos em pescarias costeiras, principalmente as redes de emalhar, e diminuição de danos nas redes e da depredação.

## 2. Metodologia

### 2.1. Arrojamentos

#### 2.1.1. Área de estudo

A área de estudo corresponde à faixa costeira do Algarve que se estende na costa oeste em 50 quilómetros de Odeceixe até à ponta do Cabo de São Vicente e 170 quilómetros daqui a Vila Real de Santo António. O Algarve tem uma costa heterogénea que é caracterizada por formações rochosas de vários tipos (ex.: pedregulhos, áreas rochosas de baixo relevo, fundos rochosos submersos) e por diferentes dinâmicas de sedimentos (Cúrdia *et al.*, 2013). Em termos administrativos, a área marítima Algarvia inclui os Concelhos de Aljezur, Vila do Bispo, Lagos, Portimão, Lagoa, Silves, Albufeira, Loulé, Faro, Olhão, Tavira, Vila Real de Santo António e Castro Marim (figura 2.1.). A Costa Sul do Algarve exhibe uma plataforma continental muito estreita (5-20 km de extensão), águas quentes e ventos predominantes de sul. Esta região é localmente afetada por eventos



**Figura 2.1.** – A área de estudo localiza-se entre as praias de Odeceixe (Aljezur) e Ponta da Areia (Vila Real de Santo António) - toda a costa Algarvia.

de ascensão, junto à costa, de águas profundas mais frias e ricas em nutrientes (aflorescimento costeiro) sobre condições favoráveis, ventos de oeste, que sopram apenas ocasionalmente (Fiúza, 1983).

### **2.1.2. Recolha de dados**

Os dados dos arrojamentos foram recolhidos entre 1983 e 2016 pelas autoridades marítimas, funcionários das Áreas Naturais Protegidas e redes de arrojamentos regionais. No Algarve, de 1983 a 2009 os dados foram recolhidos pelas autoridades marítimas (ex.: Polícia Marítima e Unidade de Controlo Costeiro) e funcionários das Áreas Naturais Protegidas e foi registada informação básica (biometria, espécie e sexo), sendo a causa do arrojamento quando determinada baseada apenas em observações externas da carcaça (presença de redes, cabos ou anzóis). A partir de 2010 estabeleceu-se uma equipa dedicada de biólogos e sempre disponível 24/7 aos arrojamentos e os dados foram registados em fichas de dados padronizadas. A informação recolhida de 2010-2016 inclui data e localização (nome da praia e coordenadas geográficas) do evento, identificação da espécie (quando necessário confirmada por fotografia), estado de decomposição do corpo, 1 - vivo; 2 - fresco; 3 - decomposição moderada; 4 - decomposição avançada; 5 - apenas restos ósseos e dados biométricos. Assim que biólogos se estabeleceram e a equipa se tornou operacional em 2010, necrópsias completas começaram também a serem feitas. Os animais foram necropsiados de acordo com um protocolo de dissecação padronizado (Kruiken & Hartmann, 1991), incluindo a recolha de informação biológica (comprimento, sexo) e recolha de amostras de tecidos para estudos futuros (armazenados no Banco Português de Tecidos de Animais Marinhos (MATB, Ordenança 7: 3PT0124/S). A identificação da causa de morte foi baseada em examinações internas e externas. A causa de morte foi dividida em cinco categorias diferentes: captura acidental, trauma (animais demasiado decompostos que não permitem a avaliação da causa da morte, mas tinham presas intactas no esôfago e conteúdo estomacal abundante, sugerindo alimentação recente, Moore *et al.*, 2013), colisão com barcos, arrojamento vivo, e não determinada. A morte por captura acidental foi identificada através da presença de evidências óbvias como partes de redes e/ou marcas de redes na superfície do corpo e nas margens anteriores das barbatanas, cauda ou outras barbatanas amputadas, e outros critérios descritos em Kruiken (1996) e Read & Murray (2000).

### 2.1.3. *Análise de dados*

Os dados obtidos foram usados para avaliar a ocorrência espacial, anual e sazonal/trimestral, composição de espécies, proporção de sexos e causas de morte. Os registos de todos os arrojamentos e para as cinco espécies mais frequentemente reportadas: golfinho-comum, golfinho-riscado, roaz, baleia-anã e boto foram agregados em períodos, o primeiro com 6 anos (1983-1988) e os outros períodos com 7 anos (1989-1995; 1996-2002; 2003-2009; 2010-2016). A sazonalidade foi analisada em períodos de três meses, definidos pelas estações do ano: Inverno de Janeiro a Março; Primavera de Abril a Junho; Verão de Julho a Setembro; e Outono de Outubro a Dezembro.

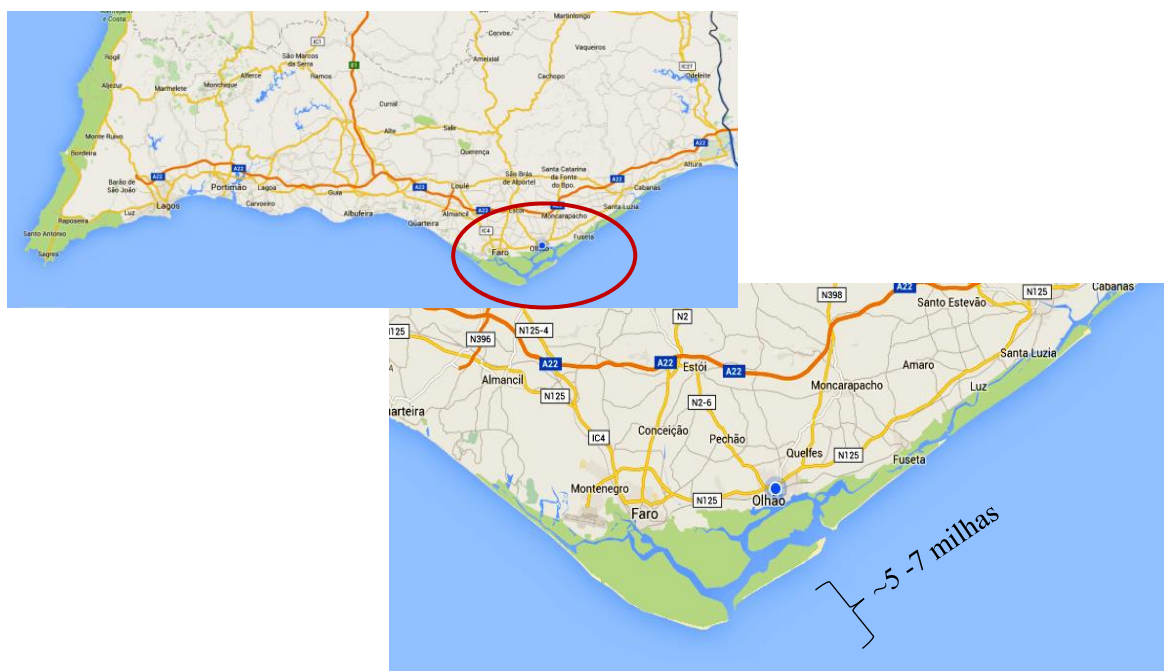
Os dados anuais foram examinados com recurso a testes não-paramétricos (Kruskal-Wallis e posteriormente com o teste de Dunn) pois os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias não foram cumpridos. A sazonalidade foi testada com recurso ao teste da Anova e posteriormente com o teste de Holm-Sidak (pressupostos de normalidade assegurados). A avaliação da proporção de fêmeas e machos foi testada com o auxílio do teste de qui-quadrado. A distribuição espacial foi analisada tendo em conta o número de quilómetros de costa de cada concelho do Algarve. Para averiguar as diferenças entre a zona ocidental e oriental recorreu-se ao teste de t-student, pois os pressupostos de normalidade e de homogeneidade de variâncias foram assegurados. Para identificar os *hotspots* de arrojamentos, ou seja, as zonas onde mais espécies arrojaram, utilizou-se a ferramenta de “hotspots analysis” no ArcGIS v.10.2. Esta ferramenta permite calcular o Getis-Ord  $G_i^*$  para as características numa base de dados gerando um valor de Z que explica onde essas características com valores altos ou baixos se agrupam. Calcula se a aglomeração é significativamente alta ou baixa através do cálculo da proporção que o cluster representa dentro da soma de todas as características, dando locais “hot” e “cold” estatisticamente significativos ( $P < 0.05$ ). As áreas identificadas como *hotspots* podem posteriormente ser interpretados como *hotspots* de arrojamentos. Todas as análises estatísticas foram orientadas com uso do SigmaPlot.

## 2.2. Ensaio de Mitigação

### 2.2.1. Artes de Pesca e Embarcação

As redes fundeadas (emalhar ou tresmalho) que estão inseridas na frota polivalente, foram selecionadas para esta monitorização por serem uma arte que apresenta das mais elevadas taxas de captura accidental, de acordo com inquéritos realizados a esta frota em 2010 e 2012 em que foram declaradas pelos pescadores 816 capturas accidentais (Vingada *et al.*, 2012). Neste trabalho foram monitorizadas redes de emalhar fundeadas dirigidas à pescada numa embarcação registada no porto de Olhão com 14.92 metros de comprimento e, que operou aproximadamente entre as 5 e 7 milhas da costa, próximo de Olhão (figura 2.2.). Em cada saída para o mar, foi lançada uma rede em que se tentou que metade desta fosse a parte ativa (equipada com pingens) e outra metade a rede controlo (sem pingens).

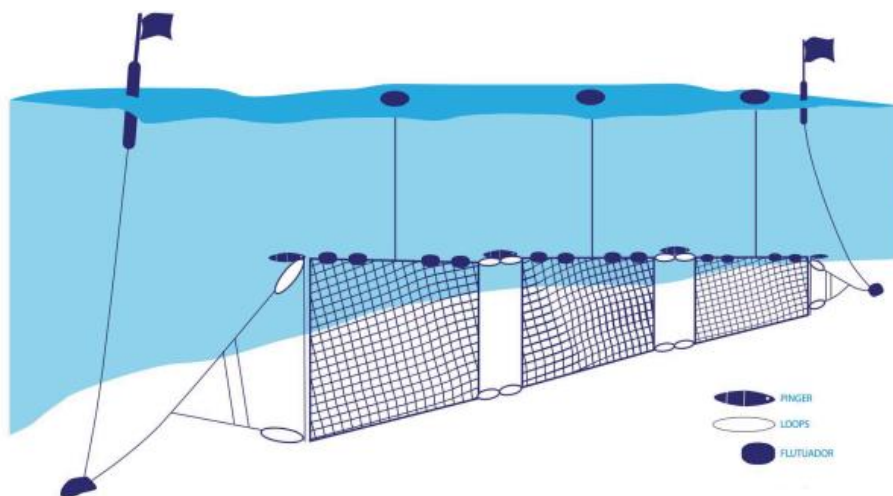
As redes variavam de tamanho entre 2700 e 5300 metros de comprimento, com altura de cerca de 2.5-3 metros e malhagem de 80-99 mm. Estas redes foram colocadas entre os 80 e os 280 metros de profundidade.



**Figura 2.2.** – Esquema da área onde decorreu o ensaio.

As redes de emalhar usadas foram construídas quer por empresas comerciais ou pelos pescadores envolvidos na monitorização de capturas accidentais. Os pingens

(FUMUNDA F10 e F70) foram colocados a cada 100 metros no cabo superior da rede, preferencialmente na proximidade de uma ou duas bóias de flutuação (figuras 2.3. e 2.4.).



**Figura 2.3.** – Esquema de colocação de pingings em redes de emalhar (os pingings devem ser colocados a cada 100 metros). (Imagem retirada de Vingada *et al.*, 2011).



**Figura 2.4.** – Pingings colocados nas redes de pesca durante o ensaio.

### 2.2.2. Alarmes acústicos usados

Os dispositivos acústicos (ou pingings) utilizados na experiência foram produzidos pela FUMUNDA, tendo-se usado os modelos F10 e F70 (figura 2.5.). O modelo F10 foi inicialmente desenvolvido de forma a obedecer aos requisitos legais para a mitigação de capturas acidentais de boto. Estes pingings apresentam uma forma bi-cônica com um comprimento de 152.4 mm e uma largura de 44.5 mm, sendo que o invólucro exterior é constituído por um copolímero resistente. Os pingings são ativados em contato com a água

devido a um interruptor electrónico. O peso no ar é de 210 gramas, sendo que dentro de água tem fluutuabilidade nula. A frequência operacional é de 10 kHz com um nível de pressão sonora de 132 dB ( $\pm 4$  dB), com uma frequência de emissão a cada 4 segundos e duração da emissão de 300 m/s. O modelo F70 foi desenvolvido posteriormente, sendo mais direccionado para a mitigação de capturas de delfinídeos. A dimensão e o peso deste pinger são iguais às do F10, no entanto a frequência operacional é de 70 kHz com um nível de pressão sonora de 145 db ( $\pm 4$  db), com uma frequência de emissão a cada 4 segundos e duração da emissão de 300 m/s.



**Figura 2.5.** – Pingers (FUMUNDA) que foram colocados nas redes de pesca.

### **2.2.3. Recolha de dados**

No presente trabalho os dados analisados foram recolhidos nos meses de Junho a Outubro de 2014, para o pinger 10 khz, nos meses de Abril e Maio de 2015, para o pinger de 70 kHz, e ainda em 2015 nos meses de Junho a Setembro, para os pingers 10 kHz. O registo efetuou-se por observadores a bordo e “logbooks” preenchidos pelo mestre da embarcação. A informação registada inclui a posição das redes, o esforço de pesca (espécie/s e quantidade), tempo de permanência das redes, interação de cetáceos com as operações de pesca, captura de cetáceos, recolha de informação sobre os animais capturados (espécie e quantidade), e por fim danos nas redes e perda de pescado no caso de ter ocorrido captura e/ou interação. Uma interação não implica somente captura, mas pode ser considerada quando existe aproximação dos animais à rede com danos na mesma e também na captura. Caso se verificasse danos nas redes e/ou perda de pescado a classificação usada foi pouco, médio e muito consoante a gravidade dos danos tanto nas redes como no pescado.

#### **2.2.4. Análise de dados**

No presente capítulo foi analisado o efeito dos pingers em relação ao número de interações entre cetáceos e a arte de pesca, número de capturas de cetáceos, número de cetáceos mortos, danos nas redes e pescado causados pela interação e/ou captura e efeitos dos pingers sobre a captura de pescado, traduzido em CPUE (captura por unidade de esforço). No ano de 2014, para o ensaio com as redes com pingers de 10 kHz, os comprimentos foram de 4.2 e 3.8 km, nas redes com pingers e controlo, respetivamente. No ano de 2015 para os ensaios para os pingers de 10 e 70 kHz, os comprimentos usados foram 5.3 e 2.7 km, nas redes com pingers (10 e 70 kHz) e de controlo, respetivamente. Os valores de CPUE foram calculados com as capturas de pescado em função do comprimento da rede para uniformizar a informação, já que o tamanho das redes variou de um ano para o outro. Dado que no caso dos pingers de 10 kHz a recolha de dados se fez nos anos de 2014 e 2015, realizou-se uma comparação estatística usando o teste não paramétrico de Mann-Whitney (uma vez que os dados recolhidos não apresentavam uma distribuição normal) entre os dois anos e como não houve diferenças significativas em termos de valores de interações, juntaram-se os dados destes dois anos e estabeleceu-se uma média. Tanto para os ensaios com pingers 10 kHz como 70 kHz, valores de nível de interação e valores de CPUE basearam-se no teste não paramétrico de Mann-Whitney, uma vez que os dados recolhidos não apresentavam uma distribuição normal. Todas as análises foram efetuadas no programa SigmaPlot.

### 3. Resultados

#### 3.1. Arrojamentos

##### 3.1.1. *Eficácia da implementação da rede de arrojamentos local*

Entre os anos de 1983 e 2016, foram reportados 801 arrojamentos de cetáceos ao longo da costa do Algarve. A média anual de arrojamentos variou entre 3.5 arrojamentos/ano no período de 1983-1988 até um máximo de 63.3 arrojamentos/ano no período de funcionamento da rede local de arrojamentos (2010-2016), como se pode observar na tabela 3.1. O último período (2010-2016) foi responsável por uma maior deteção de animais arrojados num menor espaço de tempo, comparando com o conjunto dos períodos anteriores. Tendo em conta o período de estudo, cerca de 55% dos arrojamentos foram registados de 2010 a 2016.

**Tabela 3.1.** – Arrojamentos de cetáceos detetados na área de estudo, divididos por um período de 6 anos, desde 1983 até 1988 e os restantes por 7 anos, de 1989 até 2016.

	1983-1988	1989-1995	1996-2002	2003-2009	2010-2016
<b>Nº de arrojamentos</b>	21	44	158	135	443
<b>Média anual</b>	3.5	6.3	22.6	19.3	63.3

### 3.1.2. *Composição por espécies*

Tendo em conta o período do estudo foram identificadas 13 espécies de Odontocetes e 3 de Mysticetes (Tabela 3.2). Os odontocetes perfizeram 88.9% do total dos arrojamentos. Particularmente neste grupo, o golfinho-comum foi a espécie mais representativa perfazendo 38.6% dos arrojamentos seguido pelo golfinho-riscado com 10.2%, o roaz-corvineiro com 7.5%, o boto com 4.4% e o grampo (*Grampus griseus*) com 2.0%. Foram também identificadas espécies ditas raras nas águas continentais portuguesas como a baleia-de-bico de True (*Mesoplodon mirus*); o cachalote-pigmeu (*Kogia breviceps*), o cachalote-anão (*Kogia simus*), o cachalote (*Physeter macrocephalus*); o zífio (*Ziphius cavirostris*); baleia-de-bico de Gervais (*Mesoplodon europaeus*) e a Falsa-orca (*Pseudorca crassidens*). Registaram-se também 191 (23.8%) Delfínídeos não identificados devido ao seu estado de decomposição avançado (restos ósseos ou animais muito degradados) ou falta de equipa especializada no local, não permitindo assim uma identificação mais precisa.

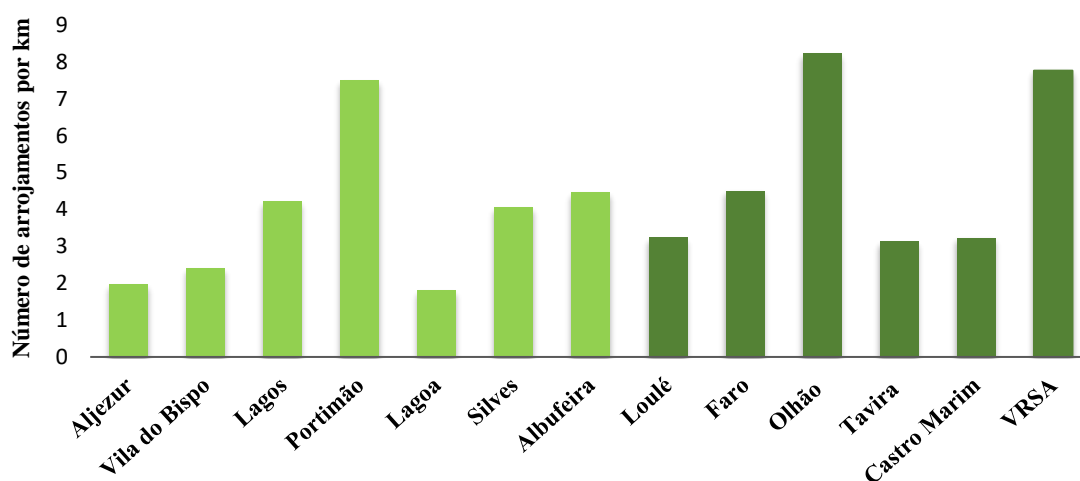
Relativamente aos Mysticetes, a espécie mais arrojada foi a baleia-anã com 59 (7.4%) exemplares. Foram também identificados exemplares de baleia-comum (*Balaenoptera physalus*) e de baleia-de-bossa (*Megaptera novaeangliae*). Registaram-se ainda 21 (2.6%) exemplares do género *Balaenoptera* que não foi possível identificar devido às mesmas razões proferidas anteriormente para os odontocetes.

**Tabela 3.2.** – Espécies, número de arrojamentos, % total por espécie no período compreendido entre 1983-2016 para o Algarve. Discriminação por tipo de entidade responsável (ICNF nos períodos anteriores a 2010, e SPVS-MarPro nos períodos entre 2010-2016).

Família/Espécie	Nome-comum	ICNF		SPVS-MarPro										N Total	% Total	
		1983-2009	% Total	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	% Total					
<b>Delphinidae</b>																
<i>Delphinus delphis</i>	Golfinho-comum	97	27.1%	26	31	21	65	46	9	14	47.9%	309	38.6%			
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Golfinho-riscado	31	8.7%	4	9	6	10	16	4	2	11.5%	82	10.2%			
<i>Tursiops truncatus</i>	Roaz-covineiro	26	7.3%	4	4	1	6	6	8	5	7.7%	60	7.5%			
<i>Grampus griseus</i>	Grampo	7	2.0%	1	1	1	2	3	0	1	2.0%	16	2.0%			
<i>Globicephala</i> sp.	Baleia-piloto	4	1.1%	0	0	0	0	1	0	0	0.2%	5	0.6%			
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa-orca	1	0.3%	0	0	0	0	0	0	0	0.0%	1	0.1%			
Delphinidae não identificado		138	38.5%	14	10	1	9	5	6	8	12.0%	191	23.8%			
<b>Balaenopteridae</b>																
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Baleia-anã	24	6.7%	8	5	3	2	6	5	6	7.9%	59	7.4%			
<i>Balaenoptera physalus</i>	Baleia-comum	4	1.1%	1	0	0	1	1	0	1	0.9%	8	1.0%			
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Baleia-de-bossa	0	0.0%	0	0	0	0	1	0	0	0.2%	1	0.1%			
Balaenopteridae não identificado		7	2.0%	0	2	2	3	2	1	4	3.2%	21	2.6%			
<b>Phocoenidae</b>																
<i>Phocoena phocoena</i>	Boto	12	3.4%	5	3	3	3	2	2	5	5.2%	35	4.4%			
<b>Physeteridae</b>																
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	2	0.6%	0	0	0	0	0	0	0	0.0%	2	0.2%			
<i>Kogia simus</i>	Cachalote-anão	0	0.0%	0	0	0	0	0	0	1	0.2%	1	0.1%			
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote-pigmeu	2	0.6%	0	0	0	0	0	0	0	0.0%	2	0.2%			
<b>Ziphiidae</b>																
<i>Mesoplodon mirus</i>	Baleia-de-bico de True	0	0.0%	0	1	0	3	0	1	0	1.1%	5	0.6%			
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Baleia-de-bico de Gervais	1	0.3%	0	0	0	0	0	0	0	0.0%	1	0.1%			
<i>Ziphius cavirostris</i>	Baleia-de-bico de Cuvier	2	0.6%	0	0	0	0	0	0	0	0.0%	2	0.2%			
<b>TOTAL</b>		358	100.0%	63	66	38	104	89	36	47	100.0%	801	100.0%			

### 3.1.3. Distribuição Espacial

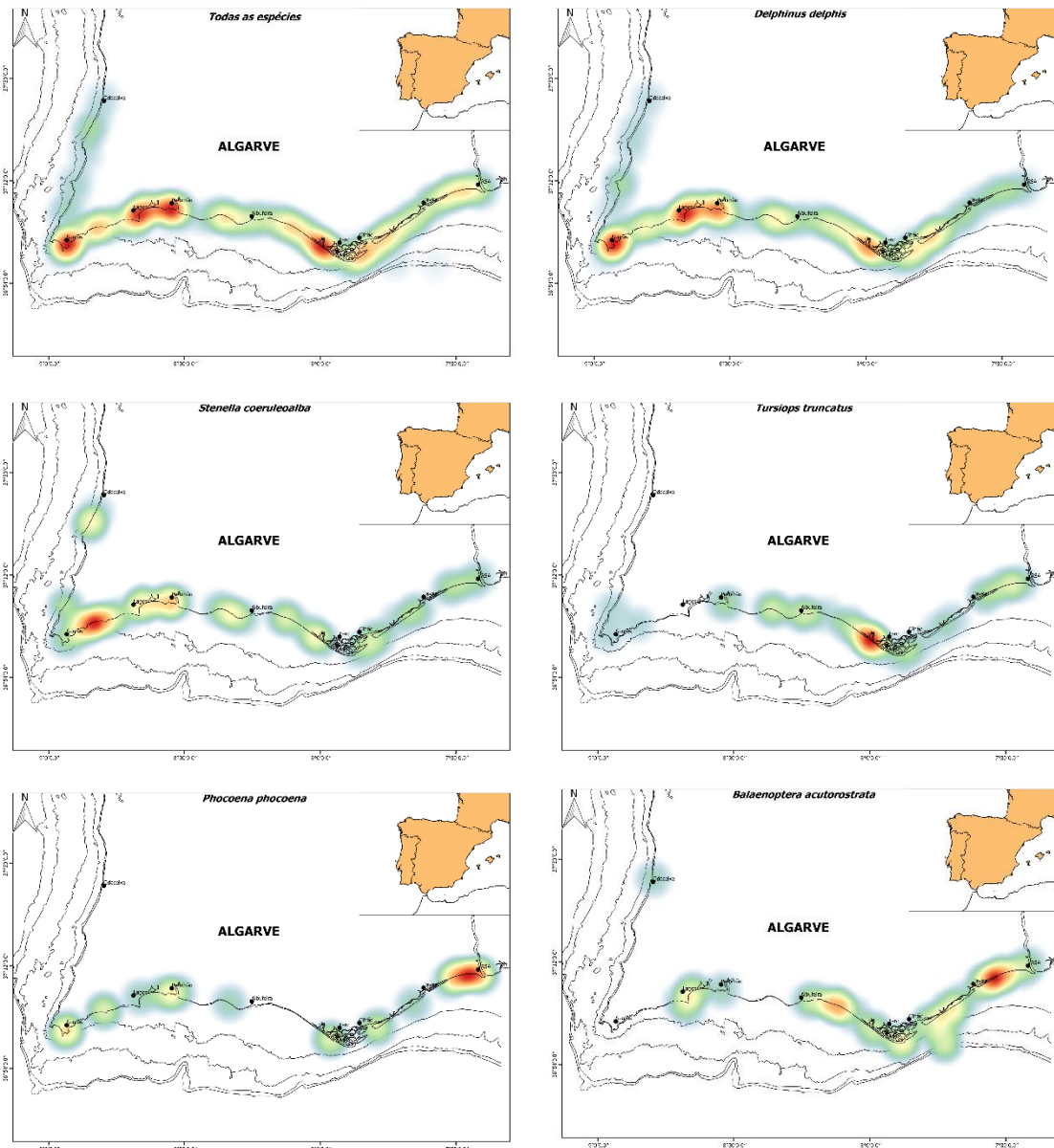
Na zona ocidental do Algarve, denominada Barlavento (Aljezur, Vila do Bispo, Lagos, Portimão, Lagoa, Silves, Albufeira) foram detetados 432 (54% do total) arrojamentos e na zona oriental, denominada Sotavento (Loulé, Faro, Olhão, Tavira, Castro Marim, Vila Real de Santo António) 369 (46% do total). Olhão, Vila Real de Santo António e Portimão foram os concelhos que se destacaram pelo maior número de arrojamentos por km, com valores de 8.22, 7.76 e 7.50 respetivamente (figura 3.1.). Os concelhos que revelaram menos arrojamentos por km de costa foram o concelho de Lagoa, com apenas 1.81 arrojamentos/km e Aljezur com 1.97 arrojamentos/km. Na totalidade, ocorreram 30.08 arrojamentos/km no Sotavento e 26.43 arrojamentos/km no Barlavento, esta diferença revelou não ser significativa (teste t-student,  $P=0.991$ ).



**Figura 3.1.** – Número de arrojamentos de cetáceos por km para os concelhos da costa do Algarve no período compreendido entre 1983 e 2016.

A análise do padrão de distribuição espacial ao longo da costa algarvia do total dos arrojamentos e para as cinco principais espécies arrojadas no período de 2010-2016 encontra-se na figura 3.2. Pode notar-se, que para o total das espécies e de certa forma também para o golfinho-comum (já que esta espécie perfaz cerca de 50% dos arrojamentos deste período), que a maior densidade de registos de arrojamentos ocorreu no barlavento, destacando-se a zona de Sagres, Lagos e Portimão. No sotavento a maior densidade para todas as espécies e para o golfinho-comum foi observada na zona do cabo de Santa Maria-Faro. Para o golfinho-riscado a maior densidade de arrojamentos ocorreu entre Lagos e Sagres, para o roaz-corvineiro o maior número de arrojamentos ocorreu junto ao cabo de Santa Maria-Faro, para o boto a maior densidade foi observada junto a

Vila Real de Santo António e para a baleia-anã foi na zona de Tavira que se registou um maior número de arrojamentos.



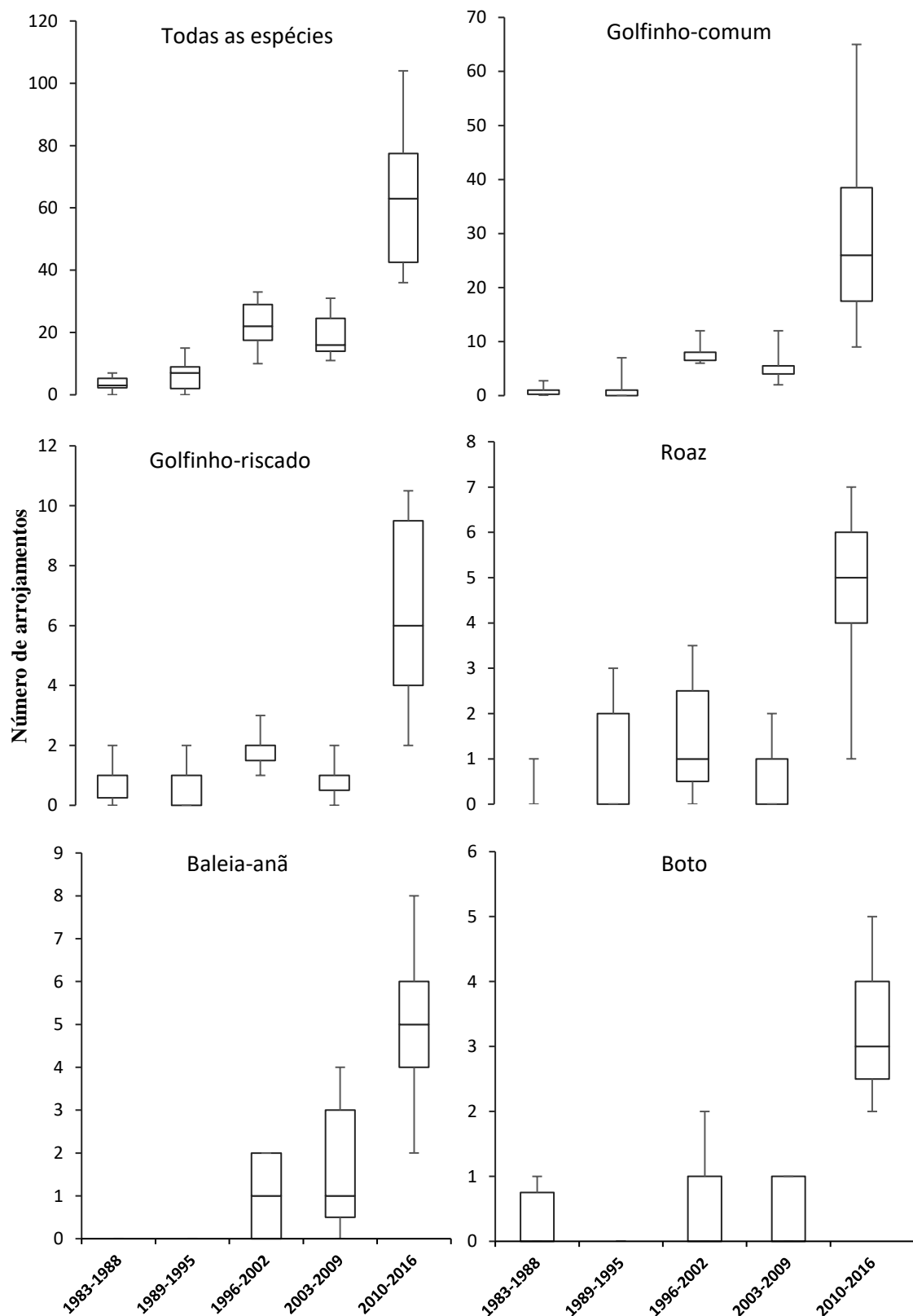
**Figura 3.2.** - Mapas de densidade Kernel para arrojamentos ao longo da costa do Algarve, coletivamente e para as 5 espécies mais reportadas no período de 2010-2016. As cores quentes indicam uma maior densidade de registos.

### 3.1.4. *Evolução anual*

A evolução anual do total de indivíduos arrojados, bem como de golfinho-comum, golfinho-riscado, roaz, baleia-anã e boto, entre o 1983 e 2016 na área de estudo apresenta-se na figura 3.3. Para o total de todas as espécies, nos períodos de 1983-1988 e 1989-1995 o número de arrojamentos detetados foi inferior a 20 indivíduos detetados por ano, sendo que a partir de 1996 registou-se um aumento de registos. Apesar disto, o período de 2003 a 2009 mostrou um decréscimo de arrojamentos em relação aos períodos anterior e posterior. O último período (2010-2016), que corresponde ao intervalo de tempo em que a rede de arrojamentos local operou, foi o que apresentou um incremento mais acentuado.

Para o golfinho-comum, golfinho-riscado, roaz, baleia-anã e boto os períodos de 1983-1988 e 1989-1995 apresentaram valores bastante baixos. De 2003 a 2009 também se verificaram poucos registos de arrojamentos, sendo que não houve deteções em alguns dos anos deste período. Os últimos anos (2010-2016) exibiram, inegavelmente, um maior número de indivíduos arrojados para estas cinco espécies.

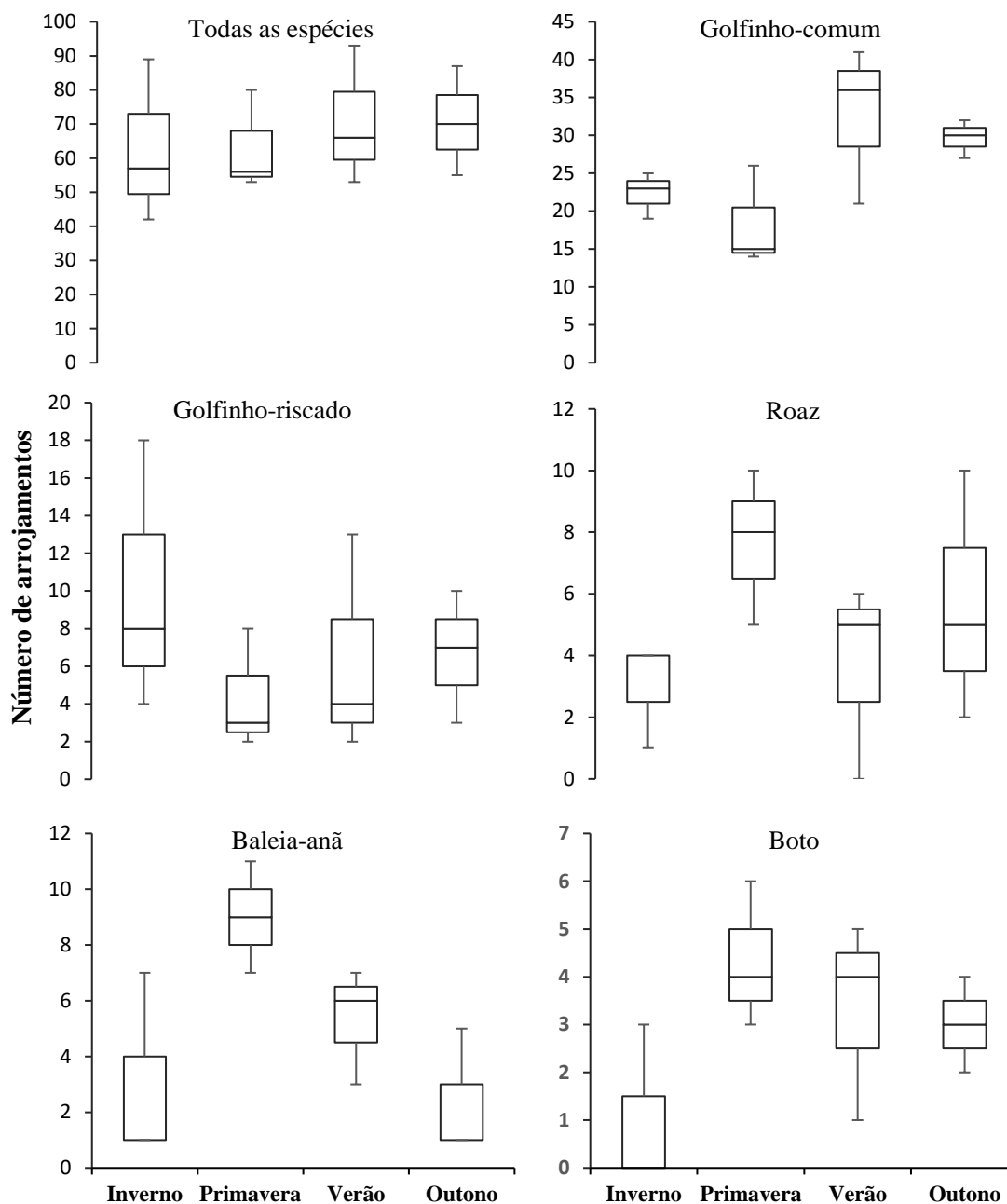
Com recurso ao teste de Kruskal-wallis apurou-se que houve de facto diferenças significativas entre os períodos anuais para todas as espécies ( $H=27.550$ ; g.l.=4;  $P<0.001$ ) em especial entre 2010-2016 e os primeiros dois períodos, 1983-1988 e 1989-1995 ( $P<0.05$ ). Também se notaram diferenças significativas para as seguintes espécies: golfinho-comum ( $H=20.305$ ; g.l.=4;  $P<0.001$ ), entre o período de 2010-2016 e os períodos de 1983-1988 e 1989-1995 ( $P<0.05$ ), golfinho-riscado ( $H=10.626$ ; g.l.=4;  $P=0.031$ ), roaz ( $H=11.889$ ; g.l.=4;  $P=0.018$ ) e boto ( $H=18.701$ ; g.l.=4;  $P<0.001$ ). Para a baleia-anã este teste mostrou não existir diferenças entre as medianas dos períodos testados.



**Figura 3.3.** – Evolução anual dos arrojamentos por períodos para o conjunto de todas as espécies, golfinho-comum, golfinho-riscado, roaz, baleia-anã e boto na costa do Algarve. A caixa de bigodes vai do 25º ao 75º percentil. A linha que atravessa a caixa é a mediana, e os fins das linhas verticais indicam o 5º e 95º percentil.

### 3.1.5. Evolução trimestral/sazonal

Os resultados da variação sazonal dos arrojamentos encontram-se na figura 3.4.



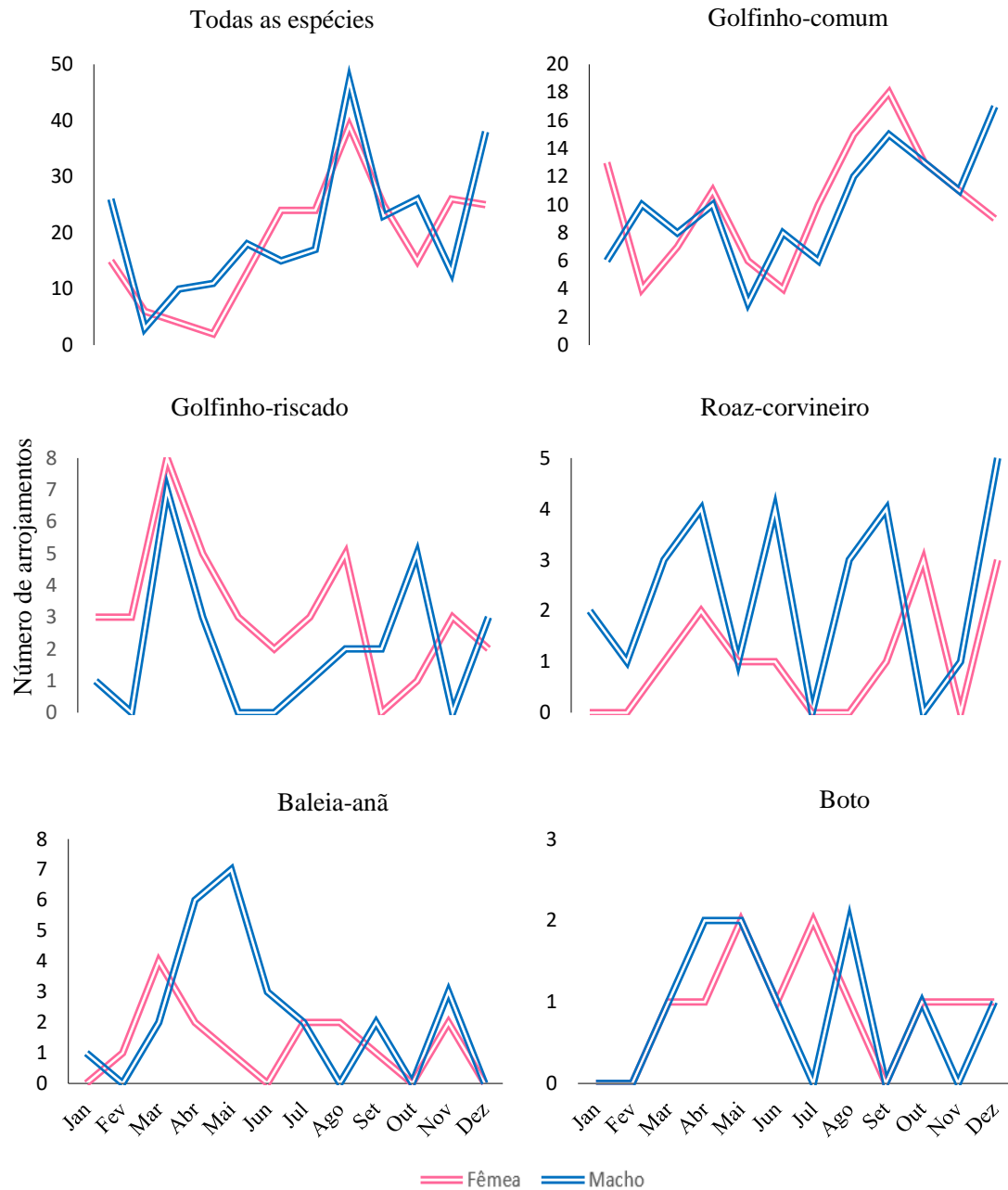
**Figura 3.4.** – Evolução trimestral/sazonal do número de arrojamentos na área de estudo para todas as espécies e as cinco espécies mais frequentemente reportadas para o período 1983 a 2016. A caixa de bigodes vai do 25° ao 75° percentil. A linha que atravessa a caixa é a mediana, e os fins das linhas verticais indicam o 5° e 95° percentil.

Para o golfinho-comum denota-se um número de arrojamentos superior no Verão. Para o golfinho-riscado o trimestre mais relevante em número de registos foi o Inverno.

Para o roaz foram a Primavera e o Outono que se destacaram com um número de ocorrências elevado. Para a baleia-anã os valores mais altos de arrojamentos foram exibidos na Primavera. Para o boto todos os trimestres se mostraram relevantes há exceção do Inverno que apresentou um menor número de registros. No entanto, para todas as espécies não existem diferenças significativas entre trimestres, com exceção da baleia-anã que apresentou uma tênue variação significativa ( $P=0.045$ ).

### **3.1.6. *Proporção do sexo dos animais arrojados***

Os registros obtidos ao longo destes 34 anos mostram 218 (27.2% do total) arrojamentos de fêmeas, 247 (30.8% do total) de machos e 336 (41.9% do total) de sexo indeterminado. Como se pode observar pela figura 3.5. foi realizada uma análise para o número de arrojamentos por mês e o sexo dos indivíduos para todas as espécies, para o golfinho-comum, golfinho-riscado, roaz-corvineiro, baleia-anã e boto. Em relação a todas as espécies, verifica-se uma diferença significativa entre os arrojamentos de fêmeas e machos ao longo dos meses do ano ( $\chi^2= 25.919$ ; g.l.= 11;  $P=0.007$ ). Para o golfinho-comum e o boto não parece existir grande disparidade, para a primeira espécie comprova-se, pois, o teste estatístico não se revelou significativo. Relativamente ao golfinho-riscado, vê-se um padrão bastante idêntico entre o arrojamento de fêmeas e machos, à exceção do pico de mortalidade de fêmeas em Agosto, seguido de um pico de mortalidade para os machos em Outubro. De todas estas espécies analisadas o roaz-corvineiro foi o que demonstrou uma diferença entre o padrão de arrojamentos entre sexos com 28 (46.7%) machos e 12 (20.0%) fêmeas arrojados durante o período de estudo, mas sem variação significativa. O padrão de arrojamentos de baleia-anã é bastante uniforme entre sexos, à exceção do pico de mortalidade de machos em Abril e Maio. Para o golfinho-riscado, roaz, baleia-anã e boto não foi possível efetuar testes estatísticos devido à falta de valores em alguns dos meses.



**Figura 3.5.** - Arrojamentos totais para todas as espécies, golfinho-comum, golfinho-riscado, roaz-corvineiro, baleia-anã e boto relativamente ao estudo do sexo na área de estudo para o período compreendido entre 1983 e 2016.

### 3.1.7. Estado do corpo dos animais arrojados

Nas figuras (3.6., 3.7., 3.8.) é possível ver o estado de decomposição para algumas das espécies arrojadas na costa algarvia.



**Figura 3.6.** - Golfinho-comum e baleia-anã em estado de decomposição 2 - fresco (da esquerda para a direita).

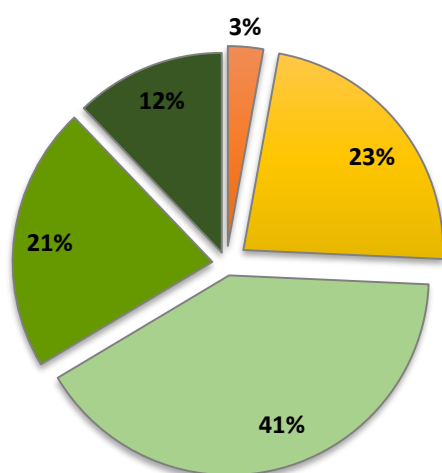


**Figura 3.7.** - Roaz-corvineiro e golfinho riscado em estado de decomposição 3 - moderado (da esquerda para a direita).



**Figura 3.8.** - Golfinho-comum e boto em estado de decomposição 4 - avançado (da esquerda para a direita).

Como se observa pela figura 3.4, a maioria e quase metade dos cetáceos arrojados apresentam um estado de decomposição moderado, correspondente ao estado 3. Os estados de decomposição fresco e avançado encontram-se em proporções idênticas. Não foi possível avaliar o estado de decomposição de 24 indivíduos devido ao difícil acesso aos corpos (não incluídos na figura abaixo, 3.9.).

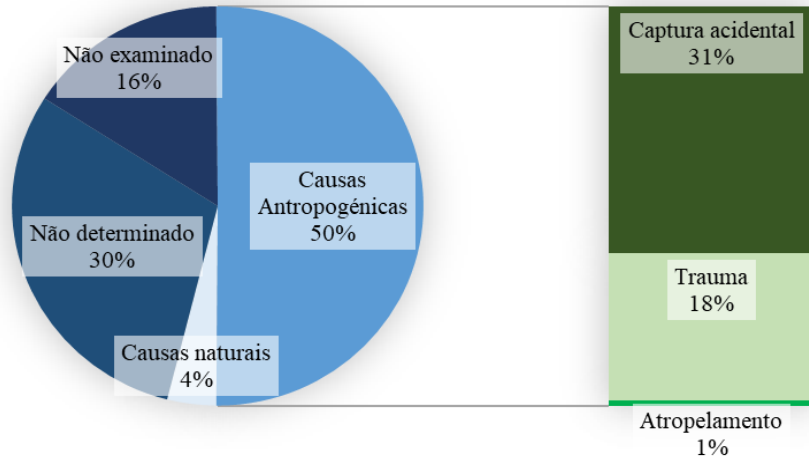


**Figura 3.9.** – Estado de decomposição dos animais detetados na área de estudo durante o período em que a rede local de arrojamentos esteve em funcionamento (2010-2016) (N=443).  
 Legenda: 1 – animais vivos; 2 - animais frescos; 3 - decomposição moderada; 4 – decomposição avançada; 5 – Restos ósseos ou mumificados.

### 3.1.8. Causas de arrojamento e mortalidade

A determinação da causa de arrojamento foi possível efetuar-se para animais registados entre 2010 e 2016, os dados anteriores a este período encontram-se bastante incompletos.

Tendo em conta os animais observados e nos quais foi possível obter a causa de arrojamento, a interação antropogénica foi responsável por 50% apresentando evidências sólidas. Para além disso, a interação com artes de pesca foi a principal causa de arrojamento (31%), seguida por trauma (18%) e atropelamento (1%) (Figura 3.10.). Na figura 3.11. é possível ver algumas das provas que indicam que a causa de morte foi por captura acidental, como marcas de cabos, barbatanas decepadas e presença de redes no corpo. Devido a causas naturais (doença ou velhice) registaram-se 4% das causas de morte dos animais examinados, e finalmente, não foi possível, no entanto, estabelecer a causa de morte em 30% dos animais examinados (figura 3.10.). Cerca de 16% dos animais ficaram ainda por examinar devido a não haver biólogo disponível, à inacessibilidade da carcaça ou ao estado bastante avançado de decomposição que não permitiu uma melhor análise.



**Figura 3.10.** – Determinação de capturas acidentais de cetáceos registrados na área de estudo durante o período de 2010 até 2016 (N=442).



**Figura 3.11.** – Evidências de captura acidental em diversos cetáceos. A- Marca de cabo multifilamento no dorso; B – Marca de cabo na barbatana caudal; C – Marcas de rede de emalhar no bico; D – Presença de redes no bico; E – Barbatana caudal e dorsal decepadas por objeto cortante; F – Corte limpo na mandíbula inferior.

O golfinho-comum e o roaz foram as espécies que mais evidenciaram indícios de mortalidade por captura acidental em artes de pesca (Tabela 3.3.) apresentando uma mortalidade de 41.2% e 44%, respectivamente. A baleia-anã conta com cerca de 37% de mortalidade devido a artes de pesca. O golfinho-riscado apresenta também uma mortalidade devido à captura acidental de cerca de 20%. De todas estas espécies diagnosticadas com captura acidentais, o boto é a espécie que apresenta uma menor percentagem de interações com artes de pesca (8.7%).

**Tabela 3.3.** – Causa de morte determinada das 5 espécies mais registadas na área de estudo. Legenda: CA – morte por captura acidental em artes de pesca; ND – causa de morte indeterminada; NE – Carcaça não examinada; Causas Naturais (doença e velhice); Outras causas antropogénicas (atropelamento e trauma).

<b>Espécie</b>	<b>CA</b>	<b>Outras causas antropogénicas</b>	<b>ND</b>	<b>NE</b>	<b>Causas Naturais</b>	<b>%CA</b>
Golfinho-comum	87	53	54	12	5	41.2%
Golfinho-riscado	10	9	25	1	6	19.6%
Roaz	15	3	11	4	1	44.1%
Baleia-anã	13	8	12	2	0	37.1%
Boto	2	4	13	3	1	8.7%
<b>TOTAL</b>	<b>127</b>	<b>77</b>	<b>115</b>	<b>22</b>	<b>13</b>	<b>35.9%</b>

### **3.2. *Ensaio de Mitigação***

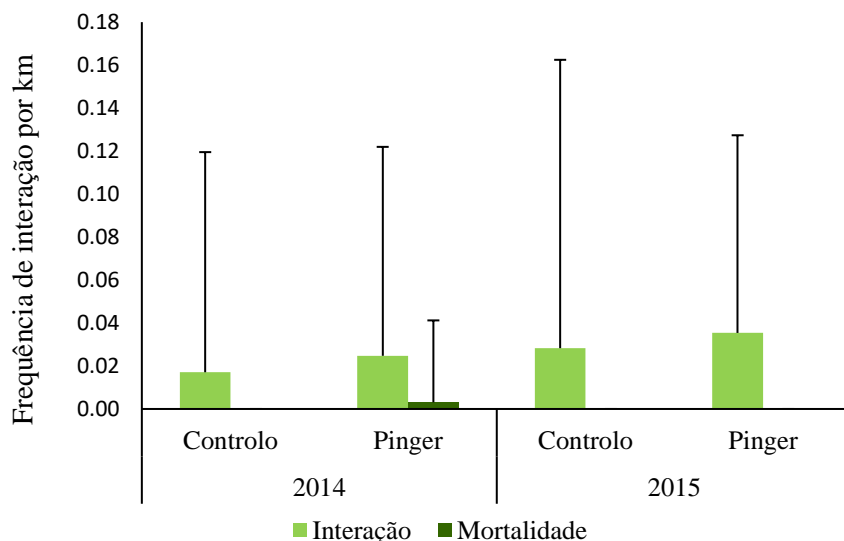
Foram monitorizados um total de 366 eventos de pesca, sendo que destes 154 foram para ensaios com redes de controlo e pingers de 10kHz em 2014 (77 dias de mar para cada tratamento) e 144 para ensaios com redes de controlo e pingers de 10kHz em 2015 (72 dias de mar para cada tratamento). Para redes de controlo e pingers de 70kHz foram monitorizados 68 eventos de pesca apenas em 2015 (34 dias de mar para cada tratamento).

#### **3.2.1. *Presença de cetáceos na proximidade da rede***

##### **Ensaio com pingers 10 kHz**

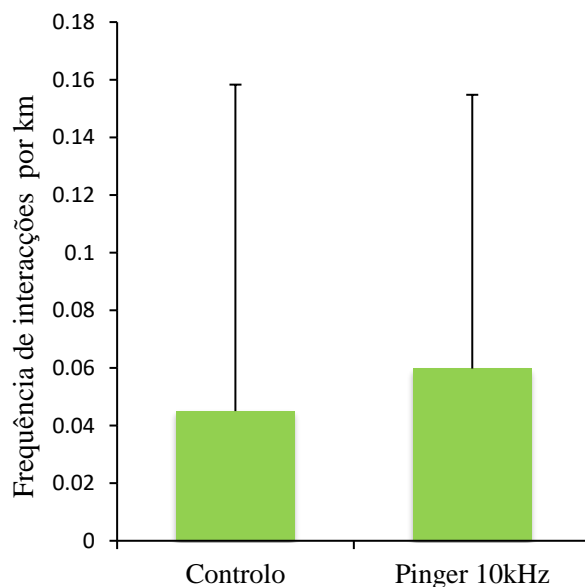
Em 2014, no total de eventos de pesca monitorizados (77 redes de controlo e 77 redes com pingers) foi registado apenas uma espécie de cetáceo a interagir com a arte de pesca, o roaz-corvineiro. O roaz foi responsável por 26 interações, sendo que 2.63 interações/km ocorreram em redes de controlo e 3.81 interações/km aconteceram em redes com pingers. De duas destas interações com as redes de pingers resultou a captura de dois exemplares desta espécie, levando à sua morte.

Em 2015, no total de eventos de pesca monitorizados (72 redes de controlo e 72 redes com pingers), novamente o roaz foi a única espécie a interagir com as artes de pesca sendo responsável por 4.07 interações/km em redes de controlo e 5.09 interações/km em redes com pingers, perfazendo um total de 38 interações. Apesar deste aumento substancial de interações de 2014 para 2015 (figura 3.12.), para redes com pingers, os valores foram transformados em interações por km de rede, já que as redes diferiram de ano para ano em tamanho e a sua análise não revelou diferenças significativas (Mann-Whitney  $U=2653.5$ ;  $P= 0.458$ ), o que possibilitou a junção dos dados dos dois anos para o tratamento com o pinger de 10 kHz.



**Figura 3.12.** – Interação e mortalidade de cetáceos por km de rede para cada tratamento e ano.

A frequência de interações com cetáceos nos eventos de pesca monitorizados para o ensaio de 10kHz (figura 3.13.), mostrou ser maior nas redes com pingers sendo a interação significativamente superior nas redes com estes dispositivos comparando com as redes sem dispositivos (Mann-Whitney  $U=9913$ ;  $P=0.026$ ), levando a concluir que não cumprem o propósito de redução de encontros entres cetáceos e atividade piscatória.

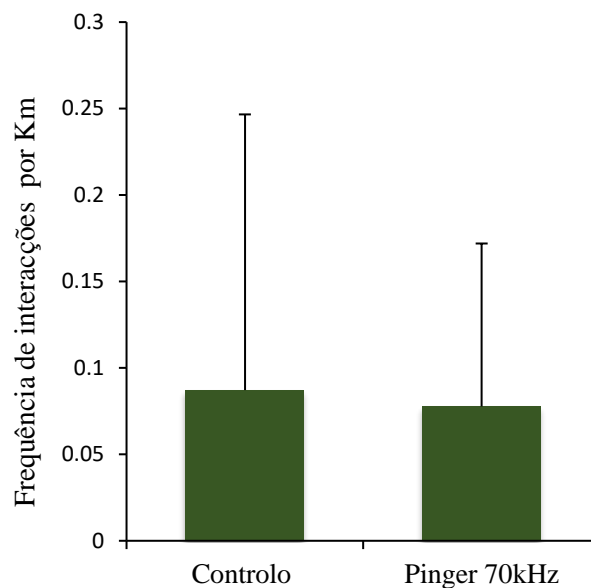


**Figura 3.13.** – Frequência de interações com cetáceos na rede de controlo (sem pingers) e nas redes equipadas com pingers de 10kHz tendo em conta os quilómetros de rede.

### Ensaio com pingers 70 kHz

Num total de 68 eventos de pesca monitorizados, 34 redes de controlo e 34 redes com pingers, verificou-se tal como havia acontecido com os pingers de 10 kHz interações apenas com o roaz. Sendo que 9 dessas interações foram com redes de controlo e 14 com redes com pingers, perfazendo um total de 23 interações durante o ensaio.

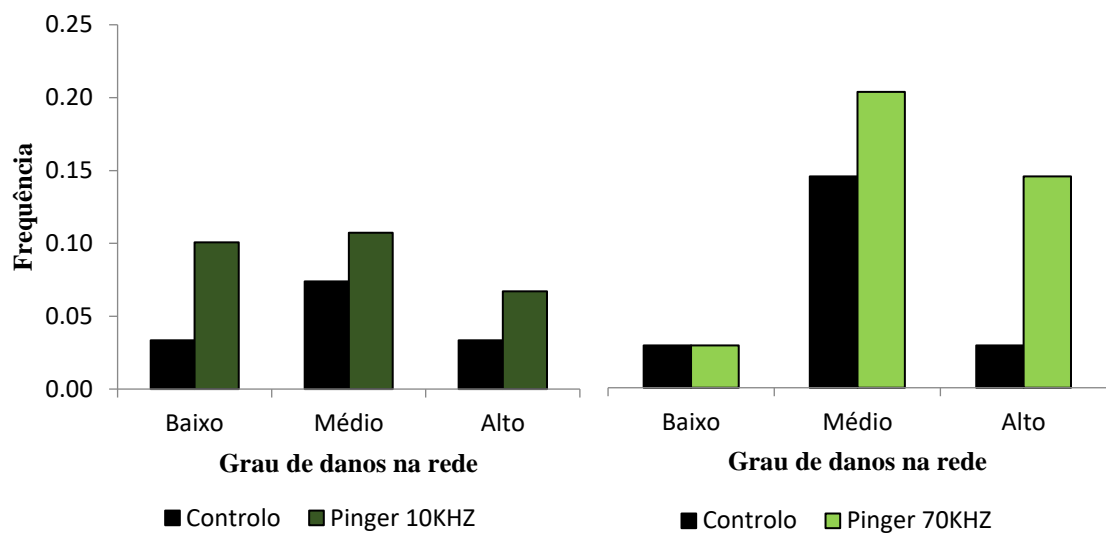
No ensaio com os pingers de 70kHz, a frequência de interações com cetáceos nos eventos de pesca monitorizados (figura 3.14.), mostrou ser menor nas redes com estes dispositivos comparando com as redes de controlo, embora essa diferença não tenha sido significativa (Mann-Whitney  $U=532$ ;  $P=0.499$ ).



**Figura 3.14.** – Frequência de interações com cetáceos na rede de controlo (sem pingers) e nas redes equipadas com pingers de 70kHz tendo em conta os quilómetros de rede.

#### 3.2.2. Efeito dos pingers nos danos nas redes

Os ensaios com os pingers de 10 kHz mostraram danos baixos/médios nas redes com os dispositivos e danos maioritariamente médios nas redes sem dispositivos (controlo). Nos ensaios com os pingers de 70 kHz, os danos das redes mostraram ser médio/alto nas redes com os dispositivos e maioritariamente médio nas redes sem dispositivos (controlo) (figura 3.15.). Na figura 3.16. é possível ver algum dos danos provocados nas redes devido à interação de cetáceos com as artes de pesca.



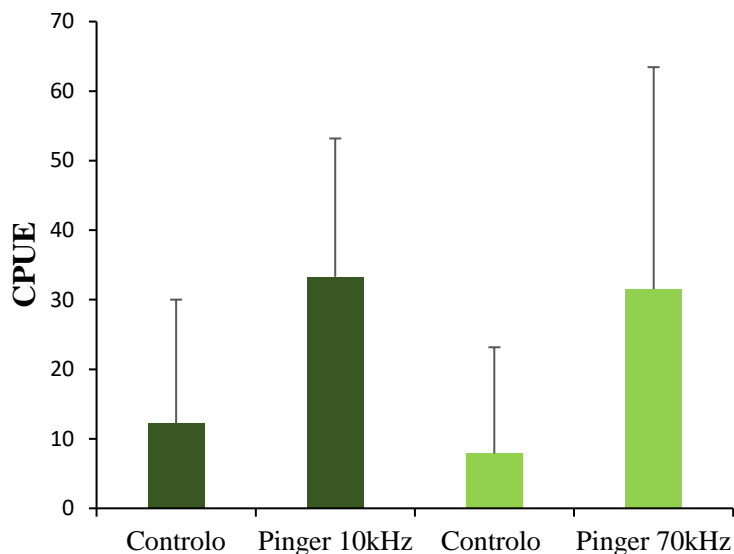
**Figura 3.15.** – Frequência do grau de danos nas redes para o ensaio com os pingers de 10kHz e de 70 kHz.



**Figura 3.16.** – Redes partidas devido à interação de roaz-corvineiro com as artes de pesca.

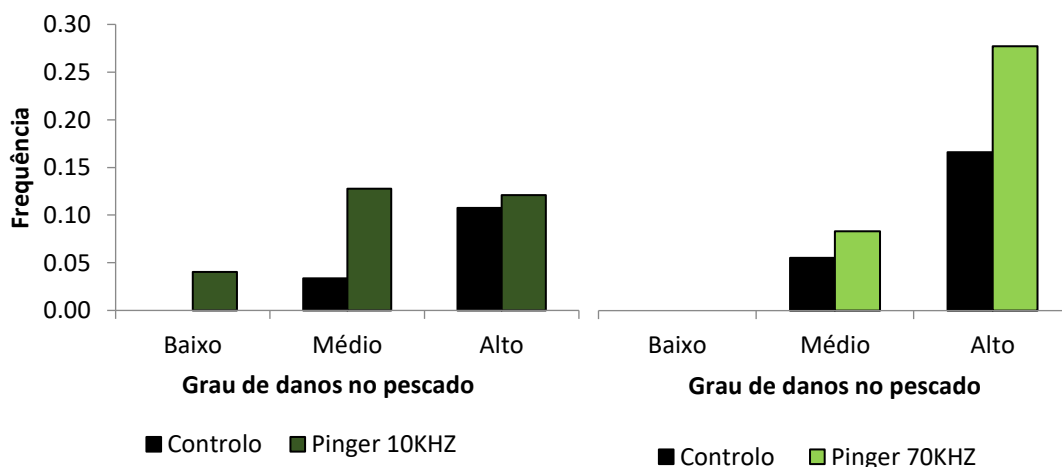
### 3.2.3. Efeito dos pingers na depredação

O CPUE do peixe capturado foi significativamente superior nas redes com pingers, tanto para 10kHz (Mann-Whitney  $U=4262.5$ ;  $P=0.001$ ) como para 70 kHz (Mann-Whitney  $U=285.5$ ;  $P=0.001$ ), e inferiores para as redes controlo (rede sem pingers) (figura 3.17.).



**Figura 3.17.** – Valores médios do CPUE obtido nas redes de controlo (sem pingers) e nas redes com pingers do tipo 10 kHz e 70 kHz. CPUE (Capturas (kg) / Comprimento da rede (Km)).

A figura 3.18. reflete os resultados do grau de danos no pescado para pingers de 10 kHz ou 70kHz. Para o ensaio com os pingers de 10 kHz os danos no pescado são maioritariamente médio/altos com recurso dos pingers e altos nas redes sem pingers (controlo). Para o ensaio com os pingers de 70 kHz, tanto as redes com pingers como as de controlo apresentam um grau de danos do pescado maioritariamente alto, sendo, porém, superior para a rede com os dispositivos acústicos. Na figura 3.19. é possível ver alguns dos danos provocados no pescado devido à depredação dos cetáceos nas artes de pesca. Estes danos por depredação levam a que o pescado danificado não possa ser vendido em lota refletindo-se em perda económica para o pescador.



**Figura 3.18.** – Frequência do grau de danos no pescado para o ensaio com os pingers de 10kHz e de 70 kHz.

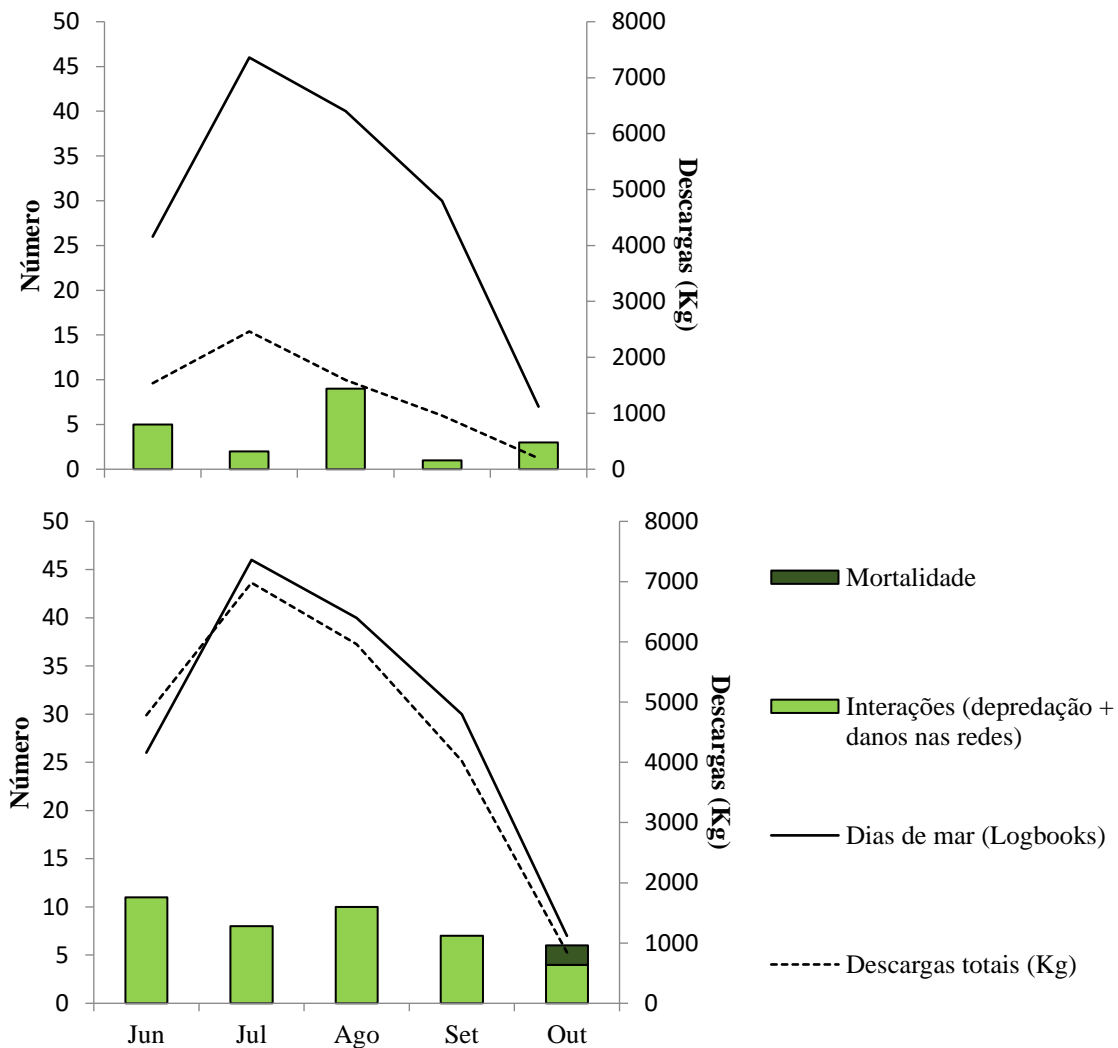


**Figura 3.19.** – Danos causados em pescada, *Merluccius merluccius*, devido à interação com roaz-corvineiro que resultou na perda de valor comercial do pescado não podendo estes peixes serem vendidos em lota.

#### **3.2.4. *Evolução mensal da relação entre descargas em lota e número de interações***

##### **Ensaio com pingers 10 kHz**

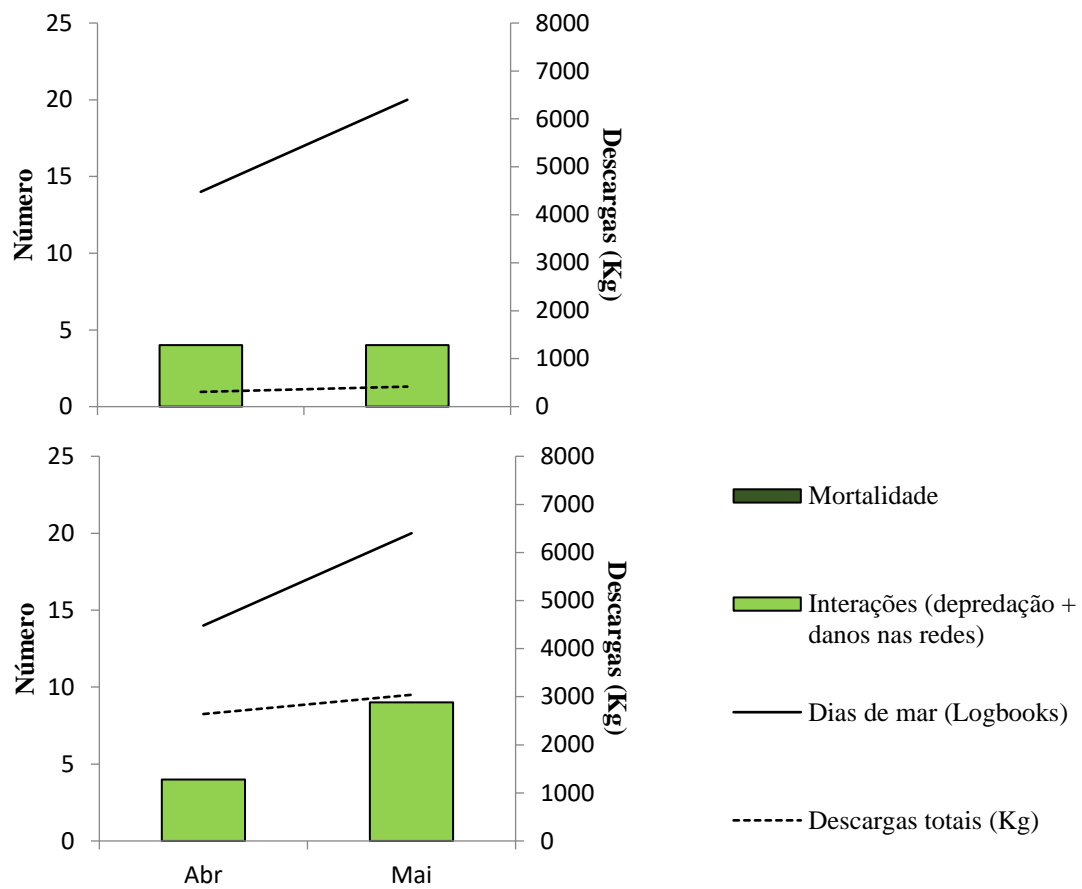
O número de lances e descargas em lota efetuados não parece ter uma relação com o número de interações com cetáceos para o ensaio com os pingers de 10kHz, como se pode constatar na figura 3.20. Referido anteriormente, comprova-se de novo que ocorreram mais interações com as redes com pingers em detrimento das redes de controlo. A mortalidade que se verificou neste ensaio ocorreu em Outubro, curiosamente onde os níveis de descargas em lota e lances foram inferiores.



**Figura 3.20.** – Relação entre descargas (kg), número de interações e mortalidade por mês nos dois anos em que se desenvolveu o ensaio com os pingers de 10 kHz, rede controlo (em cima), rede com dispositivos (em baixo).

### Ensaio com pingers 70 kHz

O número de lances aumentou de Abril para Maio, no entanto só se verificou um aumento das interações com cetáceos para a rede com dispositivos acústicos (figura 3.21.). Como referido anteriormente, comprova-se de novo que ocorreram mais interações com as redes com pingers em detrimento das redes de controlo, embora seja menos evidente. Tendo em conta que o número de lances foi o mesmo, as descargas mostraram ser superiores na rede com os dispositivos acústicos. Não se verificou mortalidade de cetáceos para este ensaio.



**Figura 3.21.** – Relação entre descargas (kg), número de interações e mortalidade por mês para o ensaio com os pingers de 70 kHz, rede contolo (em cima), rede com dispositivos (em baixo).

## 4. Discussão

### 4.1. Arrojamentos

#### 4.1.1. *Eficácia da implementação da rede de arrojamentos local*

Vários países apresentam redes e programas de arrojamentos nacionais ou regionais para registo de arrojamentos de cetáceos (Silva & Sequeira, 2003; López, 2003; Norman *et al.*, 2004; Perrin & Geraci, 2009; McGovern *et al.*, 2016). Este trabalho reflete uma comparação e sistematização de arrojamentos numa área específica de Portugal continental, o Algarve, depois da rede local de arrojamentos ter sido melhorada em 2010. O registo sistemático dos arrojamentos de cetáceos é de enorme importância pois proporciona um maior conhecimento da abundância e estrutura populacional de cada espécie, assim como de ameaças antropogénicas, variações temporais e geográficas (Sequeira *et al.*, 1992; Siebert *et al.*, 2006; McGovern *et al.*, 2016). Dependendo da natureza de cada rede, podem obter-se dados importantes para estudos bio-ecológicos, como: biologia da reprodução, longevidade, taxas e sazonalidade de reprodução, patologia, taxonomia, genética, dieta, toxicologia, imunologia, entre outros (Evans & Hammond, 2004). De acordo com Peltier *et al.* (2012; 2016) a interpretação do número de carcaças encontradas na costa corresponde a uma pequena proporção da mortalidade no mar, sendo possível inferir sobre estimativas da abundância destas espécies.

Os resultados apresentados mostram que, na análise dos arrojamentos por períodos existe um aumento nítido no número de arrojamentos na área de estudo a partir de 2010, mostrando uma maior eficácia na deteção desde que foi implementada a rede local de arrojamentos. A presença de uma equipa permanente de recolha de cetáceos arrojados permitiu aceder a quase todos os animais detetados e recolher várias informações, o que até então não tinha sido possível. Para além das informações básicas, como a identificação da espécie e as biometrias padronizadas, foi possível recolher amostras biológicas e efetuar necrópsias para avaliar a causa de morte. Este tipo de atuação é comparável a outros estudos semelhantes na Europa e Estados Unidos da América. Na Galiza foi possível, através da implementação de uma rede regional de arrojamentos (CEMMA) em 1990, detetar um maior número de mamíferos marinhos arrojados e aumentar a recolha de informação relativamente aos arrojamentos (López, 2003). No estado de Oregon e Washington (EUA) também se observou um aumento considerável da deteção de arrojamentos após a implementação de uma rede em 1980

(Norman *et al.*, 2004). Na Irlanda, com a implementação de uma rede de arrojamentos em 2002, constatou-se um aumento do número de cetáceos registados (McGovern *et al.*, 2016).

#### **4.1.2. Composição por espécies**

Na costa portuguesa, a espécie de cetáceo mais abundante é o golfinho-comum (Silva & Sequeira, 2003; SCANS-III, 2016) e isso refletiu-se na composição da abundância de espécies, em que o golfinho comum foi a espécie mais arrojada. Também para o Nordeste do Atlântico, que abrange a costa da Galiza, Golfo de Biscaia, costa atlântica de França, costa da Irlanda, costa oeste da Noruega e Reino Unido esta espécie é a que conta com mais arrojamentos, em alguns casos perfazendo mais de metade dos registos (Van Canneyt *et al.*, 2000; López, 2003; Castège *et al.* 2013; Murphy *et al.*, 2013; McGovern *et al.*, 2016). A frequência de arrojamentos, obtida neste trabalho para as diferentes espécies, mostra concordância com as estimativas de abundância obtidas para as águas portuguesas (na costa e no alto-mar), ou seja, o golfinho-comum, golfinho-riscado, roaz, baleia-anã e boto são, por esta ordem, as espécies mais abundantes (CODA, 2009; SCANS-III, 2016).

A análise dos períodos antes e durante o funcionamento da rede local de arrojamentos mostrou que há uma certa mudança na tendência dos arrojamentos. Foi possível verificar que com a presença da equipa especializada se identificaram à espécie mais golfinhos e baleias em relação ao período anterior. Ainda assim a discrepância entre o número de arrojamentos de odontocetes e de mysticetes manteve-se. A baleia-anã, espécie com mais registos da Ordem Mysticeti, tem preferência por habitats costeiros, nomeadamente águas da plataforma continental (Quiroga, 1996), o que leva a que esteja mais suscetível a capturas acidentais, visto que se alimenta de peixes pelágicos (ex.: sardinha, cavala e carapau) e compete com a atividade piscatória (ex.: pescaria do cerco) pelos mesmos recursos naturais (Vingada *et al.*, 2011). Nos estudos realizados tanto em Portugal como nos EUA, os arrojamentos de baleia-anã mostraram predominância sobre todas as outras espécies de mysticetes (Sequeira *et al.* 1996; Norman *et al.* 2004; Marques, 2005; Ferreira, 2007; Vingada *et al.*, 2011).

De entre as 16 espécies registadas, algumas são consideradas raras ou ocasionais como é o caso do cachalote-pigmeu, cachalote-anão, cachalote, zífio, baleia-de-bico de True, baleia-de-bico de Gervais e falsa-orca. A informação destas espécies é ainda muito

pouca, sendo a maior fonte de informação os arrojamentos ocasionais. Tem-se conhecimento que habitam maioritariamente zonas fora da plataforma continental, ou seja, são espécies oceânicas (Culik, 2004), levando a que estejam 50 vezes menos suscetíveis a condições oceanográficas e climatéricas que possam aumentar a sua probabilidade de virem dar a costa (Silva & Sequeira, 2003; Peltier *et al.*, 2012; Vianna *et al.*, 2016).

#### **4.1.3. Padrões espaciais dos arrojamentos**

A costa Sul de Portugal mostrou ser importante para os cetáceos, registando-se um número elevado de arrojamentos, com mais ocorrências na zona ocidental do Algarve (Barlavento). Sabe-se que as águas ocidentais da Península Ibérica apresentam um regime sazonal de afloramento costeiro (Fiúza, *et al.*, 1982; Fiúza, 1983), responsável pela abundância de águas ricas em nutrientes capazes de sustentar um sistema altamente produtivo e diverso que favorece a presença de pequenos peixes pelágicos (Marçalo *et al.*, 2018). Estes peixes fazem parte da dieta de algumas espécies de cetáceos, como é o exemplo do golfinho-comum que se alimenta predominantemente de sardinha (*Sardina pilchardus*), cavala (*Scomber japonicus*), verdinho (*Micromesistius poutassou*) e carapau (*Trachurus* sp.) (Silva, 1999; Marçalo *et al.*, 2018). Segundo vários autores, a distribuição e abundância dos cetáceos podem estar relacionadas com o movimento sazonal das suas presas (Evans, 1980; Silva & Sequeira, 2003; Ferreira, 2007), ou seja, uma maior abundância de presas vai influenciar positivamente a presença de algumas espécies cetáceos. Hastie *et al.* (2004) verificou que havia uma relação entre os padrões de distribuição e a procura de alimento para o roaz-corvineiro. Outro ponto relevante é a maior severidade de estados do mar e ventos provenientes de NW (Costa, 1994; Fiúza *et al.*, 1982), característicos da costa ocidental Portuguesa tornado-a mais propícia a intempéries, que pode resultar num maior número de animais a dar à costa como observado noutros trabalhos (Marques, 2005; Ferreira, 2007). Segundo o trabalho de Marques (2005), para o período de 1982 a 2003, as costas centro e norte de Portugal mostraram ser mais relevantes no arrojamento de cetáceos, apresentando a costa Sul apenas 18,4% num total de 1968 ocorrências. Também Ferreira (2007), mostrou a importância da costa centro e norte de Portugal, onde ocorreram 360 arrojamentos de 2000 a 2005, dando uma média anual de 72 cetáceos arrojados, superior à do presente trabalho. Estes resultados vêm dar ênfase à necessidade de existir uma rede de

arrojamentos que objetiva uma recolha sistemática de dados para chegar a resultados mais precisos.

#### **4.1.4. Padrões anuais dos arrojamentos**

A frequência de arrojamentos de cetáceos, a cada ano, apresenta uma tendência geral de crescimento, com dois momentos de destaque. A partir do ano de 1996 até 2009 que teve cerca de 5 vezes mais arrojamentos do que de 1983 a 1995, e a partir de 2010 que apresentou valores em média mais de 3 vezes superiores ao período anterior. Na análise dos dados dos arrojamentos é necessário ter em conta os processos oceanográficos, onde estão incluídos padrões de vento, correntes superficiais, temperatura da água assim como as alterações que possam existir com o esforço na obtenção de dados (Bellido *et al.*, 2008; Nicolau *et al.*, 2016). Neste trabalho, para o aumento registado a causa mais provável deve-se ao estabelecimento da rede local de arrojamentos e também a maior sensibilização da população local para a problemática. A partir de 2010, existiu um maior esforço na recolha de informação e também na sensibilização das populações locais e entidades marítimas. Este mesmo padrão de crescimento, em consequência do aumento da eficiência da recolha de dados foi também observado noutros trabalhos a nível mundial tanto para cetáceos como para outras espécies protegidas como tartarugas marinhas (López *et al.*, 2002; Norman *et al.*, 2004; Evans *et al.*, 2005; Danil *et al.*, 2010; Nicolau *et al.*, 2016).

#### **4.1.5. Padrões sazonais/trimestrais dos arrojamentos**

De um modo geral, em termos de sazonalidade, pode denotar-se que há um padrão constante do número de arrojamentos ao longo do ano. Ao analisar este tipo de dados é necessário ter em conta que na altura da Primavera/Verão há uma maior afluência de turistas e locais às praias o que pode resultar num maior número de alertas.

O golfinho-comum apresenta registos em todos os meses do ano, o que sugere a sua presença contínua nas águas continentais portuguesas. No entanto, a frequência de arrojamentos ao longo dos meses varia bastante, com picos nos meses de Agosto e Setembro. Segundo Bellido *et al.* (2012), o maior número de arrojamentos desta espécie, na costa de Andaluzia, acontece também no Verão, que pode estar relacionado com os movimentos migratórios das presas nesta área. Em Portugal, o esforço de pesca para as mais variadas artes e particularmente para a pescaria de cerco que captura pequenos

pelágicos, presas favoritas desta espécie, é superior na altura da Primavera e Verão (Feijó, 2013; Viegas, 2013; Marçalo *et al.* 2015, 2018), o que pode estar relacionado com os resultados obtidos. Para outros estudos, a maior frequência de arrojamentos desta espécie ocorre na Primavera e Inverno (López *et al.*, 2002; Silva & Sequeira, 2003; Authier *et al.*, 2014). Estas variações de sazonalidade podem ser consequência das condições oceanográficas e climáticas por estes estudos se terem concentrado ou na costa norte/ocidental da península Ibérica ou Atlântico mais a norte. Na verdade, as condições extremas do tempo e do mar no Inverno e início da Primavera são favoráveis para que ocorra a morte de animais fracos, doentes ou juvenis e o seu transporte até costa (Cendrero, 1993; Silva & Sequeira, 2003).

Os arrojamentos de roaz foram detetados em todos os meses do ano, à exceção de Julho em que não houve registos. Esta espécie apresenta um padrão de altos e baixo pouco uniforme que se destaca com os picos de maior frequência de arrojamentos em Junho e Dezembro e menor frequência em Fevereiro e Novembro. Em termos de sazonalidade, o Inverno e Outono representam as épocas de mais arrojamentos para esta espécie. O roaz é uma espécie que efetua migrações sazonais, distribuindo-se mais a sul na altura do Inverno (Wells & Scott, 2009), este mesmo padrão foi observado para esta espécie na Galícia (López *et al.*, 2002).

Entre as cinco espécies mais arrojadas, apenas a baleia-anã mostrou diferenças significativas para o padrão sazonal de arrojamentos com mais ocorrências na Primavera (Abril e Maio). Tal como em Marques (2005), é na Primavera e Verão que ocorre maior frequência de arrojamentos para a costa portuguesa desta espécie. A baleia-anã, assim como outras baleias de barbas, aparenta efetuar migrações para áreas mais frias durante o Inverno para se alimentar e para áreas mais quentes e de baixa latitude para se reproduzir (Vingada *et al.*, 2011). A costa portuguesa poderá ser considerada um ponto de passagem na rota de migração desta espécie, embora haja também indicação que possa haver populações residentes (Vingada *et al.*, 2011).

O boto tem uma frequência ligeiramente maior na Primavera e menor no Inverno não mostrando, no entanto, diferenças significativas. Outros estudos realizados em Portugal mostram o mesmo padrão para esta espécie (Marques, 2005; Ferreira, 2007). Contrariamente, estudos efetuados na Galícia (López *et al.*, 2002) e Irlanda (McGovern *et al.*, 2016) mostram um maior registo de arrojamentos no Inverno. O padrão observado neste trabalho pode dever-se a uma de duas razões: migração sazonal relacionada com o movimento das presas ou com as condições meteorológicas (Vingada *et al.*, 2011).

#### **4.1.6. Causas de arrojamento e mortalidade**

Através da informação recolhida pela rede local do Algarve, foi possível juntar dados sobre o estado do corpo dos animais arrojados. Estudos similares que analisam os arrojamentos para Portugal (Ferreira, 2008), Noroeste de Espanha (López *et al.*, 2002) e Nova Zelândia (Stockin *et al.*, 2009) mostram o mesmo cuidado na atribuição do estado do corpo de acordo com o nível de autólise observado no animal. No presente trabalho, constatou-se a maior ocorrência de carcaças com decomposição moderada a avançada que tornou difícil a atribuição de uma causa de morte. A falta de marcas externas visíveis causadas por interações com artes de pesca faz com que seja preciso recorrer a outros métodos para descobrir a causa de morte do animal. Segundo Stockin *et al.* (2009), Moore *et al.* (2013) e Marçalo *et al.* (2018) os animais que possuem presas inteiras, abundantes e/ou por digerir no seu estômago revelam que a causa de morte mais provável terá sido captura acidental pois mostra que os animais se tinham alimentado pouco tempo antes de morrer.

A investigação ocorrida nos últimos anos presta especial atenção à análise de animais arrojados com índices de captura, na tentativa de avaliar a mortalidade de cetáceos causada por interações com a atividade piscatória (Cox *et al.* 1998; Parsons & Jefferson, 2000; Sabin *et al.*, 2004). No entanto, a determinação de capturas acidentais a partir de arrojamentos só permite aceder a uma pequena percentagem, pois nem todos os animais mortos vêm dar a costa (Epperly *et al.*, 1996; Baird *et al.*, 2002). Soma-se o facto de que os animais em elevado estado de decomposição não permitem inferir com tanta precisão acerca da sua causa de morte (Cox *et al.*, 1998). O presente estudo sugere que 50%, de todos os cetáceos analisados, morreram devido a causas antropogénicas, sendo a captura acidental responsável por 31% dessas mortes. Atualmente esta ameaça antropogénica direccionada aos cetáceos, e também a outros organismos marinhos, tem sido um dos problemas que mais afeta a gestão de pescas pelo mundo, pois estes mamíferos marinhos apresentam ciclos de vida longos com taxas de reprodução baixas (Pereira, 2016).

Estimativas mostram que, anualmente, são capturados acidentalmente cerca de 300 000 cetáceos por todo o mundo (Read *et al.*, 2006). Em Portugal, o crescente conhecimento da presença de capturas acidentais, levou à realização de vários estudos na tentativa de alcançar estimativas do impacto que este fator antropogénico possa ter sobre os cetáceos (Silva & Sequeira, 2003; Wise *et al.*, 2007; Ferreira, 2007; Marçalo *et al.*,

2015). Apesar das interações entre pesca e cetáceos ocorrerem em quase todas as artes de pesca, verifica-se que as redes fixas de emalhar ou tresmalho são uma das principais artes onde se sucedem capturas acidentais (Read *et al.*, 2006). Nos Estados Unidos, entre 1990 e 1999, registaram-se cerca de 3000 arrojamentos de cetáceos por ano, sendo que 84% desses, ocorreram em redes de emalhar (Read *et al.*, 2006). Na Cornualha (Reino Unido), entre 1911 a 2006, dos 415 cetáceos que foram sujeitos a necrópsia, conclui-se que 253 teriam morrido devido a captura acidental em artes de pesca (Leeney *et al.*, 2008).

Franse (2005) defende que uma das principais razões responsável pela elevada captura acidental de cetáceos é o facto de estes se alimentarem das mesmas espécies exploradas pela pesca. Tomando o exemplo de uma das pescarias mais significativas em Portugal, a pesca do cerco apresenta descargas (média anual de 56 765 toneladas entre 2014 e 2016, DGRM 2016) que são compostas maioritariamente por sardinha, uma presa importante na dieta do golfinho-comum (Silva, 1999; Santos *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2013; Marçalo *et al.*, 2018). Este cetáceo mostra ser o mais vulnerável a capturas acidentais em artes de pesca por todo o mundo (Kirkwood *et al.*, 1997; Silva & Sequeira, 2003; De Boer *et al.* 2008; Leeney *et al.*, 2008; Fernández-Contreras *et al.*, 2010; Peltier *et al.*, 2014). De facto, neste trabalho, as espécies mais capturadas acidentalmente em artes de pesca são o golfinho-comum e também o roaz e a baleia-anã. Estudos efetuados na Inglaterra e País de Gales (Bennett, 2000) mostram que a captura acidental é a causa de morte mais comum, com valores de 54% para o golfinho-comum e 39% para o boto. Na Galiza, estimativas de capturas acidentais através de inquéritos, López *et al.* (2003) mostraram que são capturados anualmente 764 golfinhos-comuns e 53 roazes, não sendo estes valores sustentáveis para as populações.

## **4.2. Ensaios de Mitigação**

### **4.2.1. Interações de cetáceos com redes de emalhar**

No presente trabalho, apesar de ocorrerem avistamentos de outras espécies de pequenos cetáceos, a única espécie que interagiu com a arte de pesca monitorizada (redes de emalhar) foi o roaz-corvineiro. De todos as artes de pesca, as redes de emalhar são uma das principais ameaças para as populações de pequenos cetáceos (Perrin *et al.*, 1994; Read *et al.*, 2006; Dawson *et al.*, 2013). O roaz está mencionado como uma das espécies que frequentemente interage com este tipo de pescaria, raramente ficando preso nas artes (Cox *et al.*, 2003; Buscaino *et al.*, 2009) no entanto é, muitas vezes, responsável por redes danificadas e depredação (Lauriano *et al.*, 2004, 2009; López *et al.*, 2004; Brotons *et al.*, 2008; Buscaino *et al.*, 2009; Rocklin *et al.*, 2009; Goetz *et al.*, 2014). Neste trabalho, o uso de dispositivos acústicos mostrou não ter o efeito pretendido na redução da interação de golfinhos com as redes de pesca tanto ao nível da presença de animais nas proximidades da arte, danos nas redes e diminuição de depredação. Com uma perspectiva contrária os estudos Brotons *et al.* (2008) e Waples *et al.* (2013), apresentam evidências de que alguns dos dispositivos acústicos testados mostraram reduzir as interações do roaz-corvineiro com redes fixas de emalhar, embora não elimine a interação por completo. Apesar disto, este último estudo não durou tempo suficiente para ser considerado um método de mitigação eficaz e de uma forma geral, vários incidentes reportados mostram que estes dispositivos não inspiram confiança nesta abordagem para minimizar a interação e captura accidental de roaz-corvineiro (Dawson *et al.*, 2013). A utilização de pingens tem revelado, no entanto, diminuições significativas nas capturas accidentais de alguns cetáceos, em especial do boto (Kraus *et al.*, 1997; Larsen, 1999; Trippel *et al.*, 1999; Gearin *et al.*, 2000; Palka *et al.*, 2008; Gönener & Bilgin, 2009) e do golfinho comum (Barlow & Cameron, 2003; Hardy & Tregenza, 2010; Carretta & Barlow, 2011; Pereira, 2016).

As estimativas feitas por censos aéreos para os cetáceos mais abundantes na costa portuguesa mostraram que o número de roazes corvineiros sofreu uma diminuição de 2014 para 2015 (Araújo *et al.*, 2015). Este facto prova que o aumento de interações observadas com as redes de controlo e equipadas com pingens de 10 kHz de 2014 para 2015 não se relaciona, portanto com a abundância dos animais. Uma possível explicação para este aumento pode ser a habituação por parte dos animais aos dispositivos acústicos. A habituação define-se por o golfinho demonstrar uma resposta comportamental cada vez

menor ao estímulo repetido, ou seja, acostuma-se ao som do pinger, ignorando-o (Franse, 2005; Dawson *et al.*, 2013) Este efeito secundário tem sido o mais mencionado (Larsen, 1999; Trippel *et al.*, 1999; Cox *et al.*, 2001; Reeves *et al.*, 2001; Barlow & Cameron, 2003; Franse, 2005; Dawson *et al.*, 2013) e pode levar a que dispositivos que anteriormente se mostraram eficientes possam deixar de o ser. Estes estímulos podem ainda levar a que tenham o efeito de “dinner bell” (Bordino *et al.*, 2002; Brotons *et al.*, 2008) ou seja o estímulo ser reconhecido/associado a uma chamada de alimento. O roaz é conhecido por um comportamento flexível e oportunista quando se alimenta, por isso, torna-se possível que use o som dos pingers para encontrar redes e alimento (Read *et al.*, 2003; Dawson *et al.*, 2013). Este comportamento tem sido também observado para outras espécies tais como o demonstrou Cox *et al.* (2001), para o boto em que, inicialmente os botos pareciam estar a responder de forma desejada aos pingers e, no entanto, com o tempo houve uma habituação. Foi notado por Northridge *et al.* (2003) uma diminuição na eficácia da redução de depredação por parte do roaz no segundo mês de ensaio, ou seja, verificou que ocorreu habituação. Neste trabalho, o pescador envolvido na recolha dos dados relatou que o roaz corvineiro muitas vezes atacava os pingers, em especial os de 70 kHz, o mesmo comportamento agressivo foi relatado por McPherson *et al.* (2004).

#### **4.2.2. Efeito dos pingers na captura alvo e danos nas redes**

Northridge *et al.* (2003), Brotons *et al.* (2008), Gazo *et al.* (2008) e Buscaino *et al.* (2009) demonstram que a utilização de dispositivos acústicos origina uma pequena redução do danos nas redes provocados pela interação com cetáceos e também um aumento da captura da espécie alvo. Um dos efeitos negativos reportados para o uso de dispositivos acústicos é a possível redução de capturas da espécie alvo (Franse, 2005). No trabalho aqui apresentado, tanto para os pingers de 10 kHz como para os de 70 kHz o CPUE foi significativamente superior para as redes com pingers. No entanto, o grau de depredação e danos de rede aumentou com redes com pingers, o que se poderá revelar numa perda económica para o pescador.

Tendo em conta vários trabalhos referenciados anteriormente, existem boas evidências de que os pingers são eficazes na redução de interação e capturas acidentais em algumas espécies de cetáceos. Apesar disto, continua sem haver certeza se serão uma medida de mitigação eficaz para todas as espécies em todas áreas. Os resultados deste

tipo de ensaios vão sempre variar e depender da espécie, área e arte de pesca em questão (Brotons *et al.*, 2008). Segundo o estudo de Kastelein *et al.* (2006), para um mesmo estímulo audível para duas espécies, o golfinho riscado não apresentou resposta enquanto que o boto teve uma forte resposta comportamental. Particularmente para a costa continental portuguesa, usando o mesmo tipo de pingers, estes parecem ser eficazes na costa ocidental norte para diminuir interações com o golfinho comum e redes de tresmalho (Pereira, 2016), já para a costa sul e Algarve, a principal espécie a interagir com artes fixas e nomeadamente redes de emalhar, é o roaz corvineiro, e os resultados aqui apresentados não foram tão satisfatórios.

## **5. Conclusão**

Os resultados obtidos no presente trabalho mostram claramente que a implementação da rede local permitiu aceder a uma maior quantidade de animais do que em anos anteriores, mostrando ser crucial a existência de uma rede com a presença de biólogos experientes na observação de arrojamentos que possam recolher de forma contínua e fidedigna dados para aferir diversos parâmetros relacionados com as espécies de cetáceos arrojados, principais causas de morte, vários parâmetros biológicos, além de recolha de amostras para vários estudos como de toxicologia, histologia, virologia, genética, entre outros. Os dados obtidos neste estudo vêm também evidenciar a importância da zona sul de Portugal para estes animais, principalmente para o golfinho-comum que se apresenta como a espécie mais vulnerável à mortalidade por interação com a atividade piscatória. Quanto aos ensaios de mitigação, os resultados apresentados revelam que o tipo de dispositivo acústico utilizado não parece ser o mais adequado para a redução de interações entre roazes corvineiros e as redes de emalhar, pelo que mais trabalho no futuro precisa de ser desenvolvido neste campo, testando novos dispositivos ou outros métodos de mitigação.

## 6. Referências Bibliográficas

- Araújo, H., Santos, J. Rodrigues, P., Vingada, J., Eira, C., Raínho, A., Arriegas, I., Leonardo, T., Nunes, M. e Sequeira, M. (2015). Proposta técnica de novos Sítios de Interesse Comunitário (SIC) para a conservação de cetáceos em Portugal Continental para inclusão na Lista Nacional de Sítios. Anexo do Relatório de Progresso do LIFE+MarPro PT/NAT/00038
- Authier, M., Peltier, H., Dorémus, G., Dabin, W., Van Canneyt, O., Ridoux, V. (2014). How much are stranding records affected by variation in reporting rates? A case study of small delphinids in the Bay of Biscay. *Biodiversity Conservation*, **23**, 2591–2612.
- Baird, R. W., P. J. Stacey, D. A. Duffus, K. M. Langelier. (2002). An evaluation of gray whale (*Eschrichtius robustus*) mortality incidental to fishing operations in British Columbia, Canada. *Journal of Cetacean Research and Management*, **4**, 289–296.
- Barlow, J., Cameron, G.A. (2003). Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal bycatch in the California drift gillnet fishery. *Marine Mammal Science* **19**, 265–283.
- Bellido, J. J., Báez, J. C., Sánchez, R. F., Castillo, J. J., Martín, J. J., Mons, J. L., Real, R. (2008). Mass strandings of cold-stunned loggerhead turtles in the south Iberian Peninsula: ethological implications. *Ethology Ecology & Evolution*, **20**, 401-405.
- Bellido, J.J., Báez, J.C., León, D., Castillo, J.J., Pinto, F., Martín, J.J., Mons, J.L., Real, R. (2012). Geographical trends of the common dolphin (*Delphinus delphis*) in Andalusian coastal waters inferred from stranding data. *Vie et Milieu-Life and Environment*, **62**, 87-95.
- Bennet, P. M. (2000). Cetacean strandings investigation: England and Wales and Poseidon Database. Final Report (Contract CR0177) for the Department of the Environment, Transport and the Regions. The Zoological Society of London, Regent's Park, London, England.
- Bordino, P., Kraus, S., Albareda, D., Fazio, A., Palmeiro, A., Mendez, M., Botta. S. (2002). Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* with acoustic warning devices attached to fishing nets. *Marine Mammal Science* **18**, 833–842.
- Brotons, J. M., Munilla, Z., Grau, A. M., Rendell, L. (2008). Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands?. *Endangered Species Research*, **5**, 301-308.
- Burns, W. C., Wandersforde–Smith, G. (2002). The International Whaling Commission and the future of cetaceans in a changing world. *Review of European, Comparative & International Environmental Law*, **11(2)**, 199-210.
- Busciano, G., Buffa, G., Sarà, G., Bellante, A., Tonello Jr., A.J., Sliva Hardt, F.A., Cremer, M.J., Bonanno, A., Cuttitta, A., Mazzola, S. (2009). Pinger affects fish catch efficiency and damage to bottom gill nets related to bottlenose dolphins. *Fisheries Science*, **75**, 537–544.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (eds.) (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Carretta, J. V., Barlow, J. (2011). Long-term effectiveness, failure rates, and “dinner bell” properties of acoustic pingers in a gillnet fishery. *Marine Technology Society Journal*, **45(5)**, 7-19.

- Carwardine, M. (1995). *Whales, Dolphins and Porpoises*. Dorling Kindersley, London, UK, 257 pp.
- Castège, I., Soulier, L., Hémerly, G., Mouchès, C., Lalanne, Y., Dewez, A., Pautrizel, F., d'Elbée, J., D'Amico, F. (2013). Exploring cetacean stranding pattern in light of variation in at-sea encounter rate and fishing activity: lessons from time surveys in the south Bay of Biscay (East-Atlantic; France). *Journal of Marine Systems* 109–110 (Supplement), S284–S292
- Cendrero, O. (1993). Nota sobre los hallazgos de cetáceos en el norte de España. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, **9**, 251-255.
- CODA (2009). Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA). Final Report. University of St Andrews, UK.
- Costa, M.D.S. (1994). Agitação marítima na costa Portuguesa. *Anais do Instituto Hidrográfico*. **13**, 35-40.
- Cox, T. M., Lewison, R. L., Žydelis, R., Crowder, L. B., Safina, C., Read, A. J. (2007). Comparing effectiveness of experimental and implemented bycatch reduction measures: the ideal and the real. *Conservation Biology*, **21**, 1155-1164.
- Cox, T. M., Read, A. J., Solow, A. Tregenza, N. (2001). Will harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers"? *Journal of Cetacean Research. and Management*, **3**, 81–86.
- Cox, T. M., Read, A. J., Swanner, D., Urian, K., Waples, D. (2003). Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biological Conservation*, **115**, 203-212.
- Cox, T. M., Read, A.J., Barco, S., Evans, J., Ganon, D.P., Koopman, H.N., McLellan, W.A., Murray, K., Nicolas, J., Pabst, D.A., Potter, C.W., Swingle, W.M., Thayer, V.G., Touhey, K.M., Westgate, A.J. (1998). Documenting the bycatch of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in coastal gillnet fisheries from stranded carcasses. *Fishery Bulletin*, **96**, 727-734.
- Culik, B. M. (2004). Review of small cetaceans. *Distribution, Behaviour, Migration and Threats. Regional Seas Reports and Studies*, 177.
- Cúrdia, J., Monteiro, P., Afonso, C.M.L., Santos, M.N., Cunha, M.R. Gonçalves, J.M.S. (2013). Spatial and depth-associated distribution patterns of shallow gorgonians in the Algarve coast (Portugal, NE Atlantic). *Helgoland Marine Research*, **67**, 521–534.
- Danil K., Chivers S.J., Henshaw M.D., Thieleking J.L., Daniels R., St. Leger J.A. (2010) Cetacean strandings in San Diego County, California, USA: 1851–2008. *Journal of Cetacean Research and Management*, **11**, 163–184.
- Dawson, S., Northridge, S. P., Waples, D., Read, A. (2013). To ping or not to ping: the use of active acoustic devices in mitigating interactions between small cetaceans and gillnet fisheries. *Endangered Species Research* **19**, 201-221.
- De Boer, M.N., Leaper, R., Keith, S., Simmonds, M.P. (2008). Winter abundance estimates for the common dolphin (*Delphinus delphis*) in the western approaches of the English Channel and the effect of responsive movement. *Journal of Marine Animals and Their Ecology*, **1**, 15–21.

- DGRM (2016). DATAPESCAS. No 111, Janeiro-Dezembro 2016. Direção Geral dos Recursos Naturais. Lisboa, Segurança e Serviços Marítimos, 12pp.
- Ellis, R. (2009). Whaling, Aboriginal. In Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Ed.). *Encyclopedia of Marine Mammals*, 1227-1235. Academic Press.
- Epperly, S.P., Braun, J., Chester, A.J., Cross, F.A., Merriner, J.V., Tester, P.A., Churchill, J.H. (1996). Beach strandings as an indicator of at-sea mortality of sea turtles. *Bulletin of Marine Science*, **59**, 289–297.
- Evans, K., Thresher, R., Warneke, R.M., Bradshaw, C.J.A., Pook, M., Thiele, D., Hindell, M.A. (2005) Periodic variability in cetacean strandings: links to large-scale climate events. *Biology Letters*, **1**, 147–150.
- Evans, P. G. H., Hammond, P.S. (2004). Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review*, **34** (1), 131-156.
- Evans P.G.H. (1980) Cetaceans in British waters. *Mammal Review* **10** (1), 1–52.
- Evans, P.G.H. (1987). *The natural history of whales & dolphins*. Universidade da Califórnia: Helm. 343pp.
- Evans, P.G.H. Raga, J.A. (2001). *Marine Mammals: biology and conservation*, 463-469. Springer Science & Business Media.
- Feijó, D. (2013). Caracterização da pesca do cerco na costa Portuguesa. Dissertação de Mestrado em Recursos Biológicos Aquáticos. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 95pp.
- Fernández-Contreras, M.M., Cardona, L., Lockyer, C.H., Aguilar, A., (2010). Incidental bycatch of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) by pairtrawlers off northwestern Spain. *ICES Journal of Marine Science*, **67**, 1732–1738.
- Ferreira, M. (2007). Ocorrência e captura acidental de cetáceos no Centro/Norte de Portugal. Dissertação de Mestrado em Ciências do Ambiente. Universidade do Minho. 110 pp.
- Fiúza, A. F. (1982). The Portuguese coastal upwelling system. In *Actual Problems of Oceanography in Portugal*, 46–70. Junta Nacional Investigação Científica e Tecnológica, Lisboa, Portugal.
- Fiúza, A.F. (1983). Upwelling patterns off Portugal. In: *Coastal Upwelling*. Thiede, J., Suess, E. (Eds), 85-87. Plenum Publishers, Berlin.
- Franse, R. (2005). Effectiveness of Acoustic Deterrent Devices (pingers). Universiteit Leiden - Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden, 4-18.
- Gazo, M., Gonzalvo, J., Aguilar, A. (2008). Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research*, **92**, 70–75.
- Gearin, P. J., Goshko, M. E., Laake, J. L., Cooke, L., DeLong, R. L., Hughes, K. M. (2000). Experimental testing of acoustic alarms (pingers) to reduce bycatch of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in the state of Washington. *Journal of Cetacean Research and Management*, **2**(1), 1-9.

- Goetz, S., Read, F., Ferreira, M., Portela, J.M., Santos, M.B., Vingada, J., Siebert, U., Marçalo, A., Santos, J., Araújo, H., Monteiro, S., Caldas, M., Riera, M., Pierce, G.J. (2014). Cetacean occurrence and habitat preferences in Iberian Atlantic waters: results from co-operative research involving local stakeholders. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **25**(1), 138-154.
- Gönener, S., Bilgin, S. (2009). The effect of pingers on harbour porpoise, *Phocoena phocoena* bycatch and fishing effort in the turbot gill net fishery in the Turkish Black Sea coast. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **9**(2), 151-158.
- Hall, M.A. (1996). On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **6**, 319–352.
- Hardy, T., Tregenza, N. (2010). Can acoustic deterrent devices reduce bycatch in the Cornish inshore gillnet fishery? Final Report to the Marine and Fisheries Agency, August 2010.
- Hastie, G. D., Wilson, B. E. N., Wilson, L. J., Parsons, K. M., Thompson, P. M. (2004). Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Marine Biology*, **144**(2), 397-403.
- IWC (International Whaling Commission) (2000). Report of the scientific committee. Annex I. Report of the sub-committee on small cetaceans. *Journal of Cetacean Research and Management* 2 (Supplement), 235-257.
- Kastelein, R.A., Jennings, N., Verboom, W.C., de Haan, D., Schooneman, N.M. (2006) Differences in the response of a striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) to an acoustic alarm. *Marine Environmental Research*, **61**, 363–378.
- Kirkwood, J.K., Bennet, P.M., Jepson, P.D., Kuiken, T., Simpson, V.R., Baker, J.R. (1997). Entanglement in fishing gear and other causes of death in cetaceans stranded on the coasts of England and Wales. *Veterinary Record*, **141**, 94–98.
- Kraus, S. D., Read, A. J., Solow, A., Baldwin, K., Spradlin, T., Anderson, E., Williamson, J. (1997). Acoustic alarms reduce porpoise mortality. *Nature*, **388** (6642), 525-525.
- Kuiken, T. (1996). Proceedings of the first European Cetacean Society workshop on cetacean pathology: Diagnosis of by-catch in cetaceans. Montpellier, France, 43 pp.
- Kuiken, T. (1996). Review of the criteria for the diagnosis of by-catch in cetaceans. In: Newsletter 26 (Special Issue): Diagnosis of By-catch in cetaceans. Proceedings of the second ECS workshop on cetacean Pathology. (Kuiken, T. Ed.): 38-43. European Cetacean Society, Saskatoon, Saskatchewan, Canada.
- Kuiken, T., Garcia Hartmann, M. (1991). Cetacean Pathology: Dissection Techniques and Tissue sampling. Proceedings of the first ECS Workshop, ECS Newsletter 17 – Special Issue. 39pp.
- Larsen, F. (1999). The effect of acoustic alarms on the by-catch of harbor porpoises in the Danish North Sea gill net fishery. Scientific Committee working paper SC/51/SM41. International Whaling Commission, Impington, Cambridge, United Kingdom.
- Lauriano, G., Caramanna, L., Scarno, M., Andaloro, F. (2009). An overview of dolphin depredation in Italian artisanal fisheries. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **89**(5), 921-929.

- Lauriano, G., Fortuna, C.M., Moltedo, G., Notarbartolo di Sciara, G. (2004). Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): assessment of catch damage and economic loss. *Journal of Cetacean Research and Management*, **6**, 165–173.
- Leeney, R. H., Amies, R., Broderick, A. C., Witt, M. J., Loveridge, J., Doyle, J., Godley, B. J. (2008). Spatio-temporal analysis of cetacean strandings and bycatch in a UK fisheries hotspot. *Biodiversity and Conservation*, **17**(10), 2323.
- Leeney, R. H., Berrow, S., McGrath, D., O'Brien, J., Cosgrove, R., Godley, B. J. (2007). Effects of pingers on the behaviour of bottlenose dolphins. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **87**(1), 129-133.
- López, A. (2003). Estatus dos pequenos cetáceos da plataforma de Galicia. Tese de Doutoramento. Universidad de Santiago, Santiago de Compostela, 337pp.
- López, A., Pierce, G. J., Valeiras, X., Santos, M. B., Guerra, A. (2004). Distribution patterns of small cetaceans in Galician waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **84**, 283–294.
- López, A., Santos, M.B., Pierce, G.J., González, A.F., Valeiras, X., & Guerra, A. (2002). Trends in strandings and by-catch of marine mammals in northwest Spain during the 1990s. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **82**, 3916/1-9.
- Marçalo, A., Katara, I., Feijó, D., Araújo, H., Oliveira, I., Santos, J., Ferreira, M., Monteiro, S., Pierce, G.P., Silva, A., Vingada, J. (2015). Quantification of interactions between the Portuguese sardine purse-seine fishery and cetaceans. *ICES Journal of Marine Science* **72**(8), 2438-2449.
- Marçalo, A., Nicolau, L., Giménez, J., Ferreira, M., Santos, J.M.B., Araújo, H., Silva, A., Vingada, J., Pierce, G.J. (2018). Feeding ecology of the common dolphin (*Delphinus delphis*) in Western Iberian waters: has the decline in sardine (*Sardina pilchardus*) affected dolphin diet? *Marine Biology*, **165**(3), 1-16.
- Marques, H. (2005). Arrojamentos de Cetáceos na costa Continental Portuguesa. Trabalho de Fim de Curso da Licenciatura de Biologia. Universidade de Évora. 97pp.
- McGovern, B., Culloch, R. M., O'Connell, M., Berrow, S. (2016). Temporal and spatial trends in stranding records of cetaceans on the Irish coast, 2002–2014. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1-13.
- McPherson, G. R., Ballam, D., Stapley, J., Peverell, S., Cato, D. H., Gribble, N., Claque, C., Lien, J. (2004). Acoustic alarms to reduce marine mammal bycatch from gillnets in Queensland waters: optimising the alarm type and spacing. *Proceedings of Acoustics*, **2**, 1–6.
- Moore, M.J., Van der Hoop, J., Barco, S.G., Costidis, A.M., Gulland, F.M., Jepson, P.D., Moore, K.T., Raverty, S., McLellan, W.A. (2013). Criteria and case definitions for serious injury and death of pinnipeds and cetaceans caused by anthropogenic trauma. *Diseases of Aquatic Organisms*, **103**, 229–264.
- Murphy, S., Pinn, E.H., Jepson, P.D. (2013). The short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis*) in the northeast atlantic distribution, ecology, management and conservation status. *Oceanography and Marine Biology- An Annual Review*, **51**, 193–280.

- Nicolau, L., Ferreira, M., Santos, J., Araújo, H., Sequeira, M., Vingada, J., Eira, C., Marçalo, A. (2016). Sea turtle strandings along the Portuguese mainland coast: spatio-temporal occurrence and main threats. *Marine biology*, **163**:21.
- Norman, S.A., Bowlby, C.E., Brancato, M.S., Calambokidis, J., Duffield, D., Gearin, P.J., Gornall, T.A., Gosho, M.E., Hanson, B., Hodder, J., Jeffries, S.J., Lagerquist, B., Lambourn, D.M., Mate, B., Norberg, B., Osborne, R.W., Rash, J.A., Riemer, S., Scordino, J. (2004). Cetacean strandings in Oregon and Washington between 1930 and 2002. *Journal of Cetacean Research and Management*, **6**(1), 87-99.
- Northridge, S., Vernicos, D., Raitzos-Exarchopolous, D. (2003). Net depredation by bottlenose dolphins in the Aegean: first attempts to quantify and to minimise the problem. IWC SC/55/SM25, International Whaling Commission, Cambridge.
- Palka, D. L., Rossman, M. C., Vanatten, A., Orphanides, C. D. (2008). Effect of pingers on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the US Northeast gillnet fishery. *Journal of Cetacean Research and Management*, **10**(3), 217-226.
- Parsons, E.C.M., Jefferson, T.A. (2000). Post-mortem investigations on stranded dolphins and porpoises from Hong-Kong waters. *Journal of Wildlife Diseases*, **36**(2), 342-356.
- Peltier, H., Authier, M., Deaville, R., Dabin, W., Jepson, P. D., Van Canneyt, O., Daniel, P., Ridoux, V. (2016). Small cetacean bycatch as estimated from stranding schemes: The common dolphin case in the northeast Atlantic. *Environmental Science & Policy*, **63**, 7-18.
- Peltier, H., Dabin, W., Daniel, P., Van Canneyt, O., Dorémus, G., Huon, M., Ridoux, V., (2012). The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators*, **18**, 278–290.
- Peltier, H., Jepson, P.D., Dabin, W., Deaville, R., Daniel, P., Van Canneyt, O., Ridoux, V. (2014). The contribution of stranding data to monitoring and conservation strategies for cetaceans: developing spatially explicit mortality indicators for common dolphins (*Delphinus delphis*) in the eastern North-Atlantic. *Ecological Indicators*, **39**, 203–214.
- Pereira, A. (2016). Monitorização do uso costeiro por pequenos cetáceos e avaliação do uso de pingers para mitigação de capturas acidentais na região norte de Portugal. Dissertação de Mestrado em Recursos Biológicos Aquáticos. Universidade do Minho. 112pp.
- Perrin W.F., Donovan G.P. & Barlow J. (eds.). (1994). Gillnets and cetaceans. Report of the International Whaling Commission (Special Issue 15).
- Perrin, W.F., Geraci, J.R. (2009). Whaling, Aboriginal. In Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Ed.). *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 1118-1123). Academic Press.
- Quiroga, H. (1996). Cetáceos de las costas Ibéricas Atlánticas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. V.A. Impresores, S.A., Madrid. 196pp.
- Read, A. J., Drinker, P., & Northridge, S. (2006). Bycatch of marine mammals in US and global fisheries. *Conservation biology* **20**, 163-169.
- Read, A. J., Waples, D., Urian, K.W., Swanner, D. (2003). Fine-scale behaviour of bottlenose dolphins around gillnets. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **270**, S90-S92.

- Read, A.J., Murray, K.T. (2000). Gross evidence of human-induced mortality in small cetaceans. NOAA Technical Memo, NMFS-OPR-15, 21pp.
- Reeves, R. R. (2003). *Dolphins, whales and porpoises: 2002-2010 conservation action plan for the world's cetaceans*, **58**. IUCN.
- Rocklin, D., Santoni, M.-C., Culioli, J.-M., Tomasini, J.-A., Pelletier, D., Mouillot, D. (2009). Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve. *ICES Journal of Marine Science*, **66**, 699–707.
- Sabin, R.C., Chimonides, P.D.J., Spurrier, C.J.H., Jepson, P.D., Deaville, R., Reid, R.J., Patterson, I.A.P., Penrose, R., Law, R. (2004). Trends in cetaceans strandings around the UK coastline and cetacean and marine turtle post-mortem investigations for the year 2003. Consultancy Report for the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Contract CRO 238. Report No ECM 316 F / 04. The Natural History Museum, London, 57pp.
- Santos, M. B., Pierce, G. J., López, A., Martínez, J. A., Fernández, M. T., Ieno, E., Mente, E., Porteiro, C., Carrera, P., Meixide, M. (2004). Variability in the diet of common dolphins (*Delphinus delphis*) in Galician waters 1991–2003 and relationship with prey abundance. *ICES CM*, **9**.
- Santos, M.B., German, I., Correia, D., Read, F.L., Martinez-Cedeira, J., Caldas, M., López, A., Velasco, F., Pierce, G.J. (2013). Long-term variation in common dolphin diet in relation to prey abundance. *Marine Ecology Progress Series*, **481**, 249-268.
- SCANS-III (2016). Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS-III). Final Report. University of St Andrews, UK.
- Sequeira, M., Ferreira, C. (1994). Coastal fisheries and cetacean mortality in Portugal. Report of the International Whaling Commission (Special Issue 15), 165-181.
- Sequeira, M., Inácio, A., Reiner, F. (1992). Arrojamentos de mamíferos marinhos na Costa Continental Portuguesa entre 1978 e 1988. *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza* 7. SNPRCN. Lisboa. 48pp.
- Sequeira, M., Inácio, A., Silva, M.A., Reiner, F. (1996). Arrojamentos de mamíferos marinhos na Costa Continental Portuguesa entre 1989 e 1994. *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza* 19. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. 52pp.
- Siebert, U., Gilles, A., Lucke, K., Ludwig, M., Benke, H., Kock, K-H., Scheidat, M. (2006). A decade of harbour porpoise occurrence in German waters – Analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. *Journal of Sea Research*, **56**, 65-80.
- Silva, M. A. (1999). Diet of common dolphins, *Delphinus delphis*, off the Portuguese continental coast. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* **79**, 531-540.
- Silva, M. A., Sequeira, M. (2003). Patterns in the mortality of common dolphins (*Delphinus delphis*) on the Portuguese coast, using stranding records, 1975-1998. *Aquatic Mammals*, **29(1)**, 88-98.
- Stockin, K. A., Duignan, P. J., Roe, W. D., Meynier, L., Alley, M., Fettermann, T. (2009). Causes of mortality in stranded common dolphin (*Delphinus* sp.) from New Zealand waters between 1998 and 2008. *Pacific Conservation Biology*, **15(3)**, 217-227.

- The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). (acedido a 27 de Junho de 2017).
- Tregenza, N. J. C., Berrow, S. D., Hammond, P. S., Leaper, R. (1997). Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* **54**, 896-904.
- Trippel, E. A., Strong, M.B., Terhune, J.M., Conway, D. (1999). Mitigation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) by-catch in the gillnet fishery in the lower Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**, 113–123.
- Van Canneyt, O., Heintz, M., Poncelet, E. (2000). Les échouages des mammifères marins sur le littoral français en 1999. Centre de Reserche sur les mammifères marins. Document provisoire, La Rochelle. 49pp.
- Vianna, T. D. S., Loch, C., Castilho, P. V. D., Gaidzinski, M. C., Cremer, M. J., Simões-Lopes, P. C. (2016). Review of thirty-two years of toothed whale strandings in Santa Catarina, southern Brazil (Cetacea: Odontoceti). *Zoologia (Curitiba)*, **33(5)**, e20160089.
- Viegas, V. (2013). Pesca comercial na costa alentejana: rendimento, esforço de pesca, rejeições e efeitos da proteção. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais. Universidade de Évora e Técnica de Lisboa. 84pp.
- Vingada J., Marçalo, A., Ferreira, M., Eira, C., Henriques, A., Miodonski, J., Oliveira, N., Marujo, D., Almeida, A., Barros, N., Oliveira, I., Monteiro, S., Araújo, H. e Santos, J. (2012). Capítulo I: Interações entre as espécies alvo e as pescas. Anexo ao relatório intercalary do projecto LIFE MarPro PT/NAT/00038
- Vingada, J., Ferreira, M., Marçalo, A., Santos, J., Araújo, H., Oliveira, I., Monteiro, S., Nicolau, L., Gomes, P., Tavares, C. Eira, C. (2011), SafeSea - Manual de Apoio para a Promoção de uma Pesca Mais Sustentável e de um mar seguro para cetáceos; Programa EEAGrants - EEA Financial Mechanism 2004-2009 (Projecto 0039), Braga.
- Waples, D. M., Thorne, L. H., Hodge, L. E., Burke, E. K., Urian, K. W., Read, A. J. (2013). A field test of acoustic deterrent devices used to reduce interactions between bottlenose dolphins and a coastal gillnet fishery. *Biological Conservation* **157**, 163-171.
- Wells, R.S., Scott, M.D. (2009). Whaling, Aboriginal. In Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Ed.). *Encyclopedia of Marine Mammals*, 249-255. Academic Press.
- Wise, L., Silva, A., Ferreira, M., Silva, M. A., Sequeira, M. (2007). Interactions between small cetaceans and the purse-seine fishery in western Portuguese waters. *Scientia Marina* **71**, 405–412.