



Universidade de Aveiro
2020

Ana Rita Melo Ângelo **Arrojamentos de cetáceos e interações com as
pescas na costa norte de Portugal Continental**



Universidade de Aveiro
2020

Ana Rita Melo Ângelo **Arrojamentos de cetáceos e interações com as
pescas na costa norte de Portugal Continental**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biologia Marinha Aplicada, realizada sob a orientação científica da Doutora Catarina Eira, eq. a Investigador Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

À minha família, a base de tudo o que sou.

o júri

presidente

Professora Doutora Maria Marina Pais Ribeiro da Cunha
professora associada da Universidade de Aveiro

arguente

Doutora Sílvia Raquel da Silva Monteiro
investigadora doutorada (nível 1) da Universidade de Aveiro

orientadora

Doutora Catarina Isabel da Costa Simões Eira
equiparada a investigadora auxiliar da Universidade de Aveiro

agradecimentos

“O valor das coisas não está no tempo que elas duram, mas na intensidade com que acontecem. Por isso, existem momentos inesquecíveis, coisas inexplicáveis e pessoas incomparáveis.” – Fernando Pessoa.

Um obrigada enorme nunca será suficiente para agradecer à minha orientadora Catarina, que sempre me ajudou imenso e me deu na cabeça sempre que preciso. Por todas as oportunidades que me ofereceu e que nunca esquecerei.

À Marisa, por todos os ensinamentos e ajuda, pela companhia sempre divertida e bem-disposta, principalmente durante a minha estadia em Quiaios.

A toda a equipa do CRAM-Quiaios e CRAM-Ecomare por me acolherem calorosamente.

Às minha amigas do coração, Ana e Rosana, por serem quem são. Os nossos lanchinhos e conversas foram tempo inestimável. À Catarina, que não posso deixar de referir, que mesmo longe sei que posso contar contigo.

À minha família, principalmente aos meus pais, que sempre me permitiram abrir as asas e voar, mesmo que fosse em direção ao mar. Também ao meu irmão e à minha irmã emprestada por sempre me apoiarem.

Um obrigada a todas as pessoas, que direta ou indiretamente, permitiram a concretização deste trabalho.

palavras-chave

Mamíferos marinhos, captura accidental, *Delphinus delphis*, *Phocoena phocoena*, Atlântico nordeste

resumo

A análise de arrojamentos de cetáceos tornou-se uma ferramenta importante para o estudo e monitorização de populações. Os arrojamentos representam informação que contribui para conhecermos melhor a ocorrência, distribuição e densidade relativa de uma espécie, condição corporal, saúde e causas de morte prevalentes. Desta maneira, este estudo serviu para verificar a situação atual, e dos últimos 10 anos, dos arrojamentos de cetáceos, em especial do golfinho-comum e boto, na zona centro e norte de Portugal, desde Caminha até Peniche. Para isso, recorreu-se aos dados da rede regional de arrojamentos para observar frequências de arrojamentos, tendências anuais, mensais e trimestrais (sazonais), as principais causas de morte e maturidade das populações de golfinho-comum e boto. Foi demonstrado que a espécie mais representativa na área de estudo é o golfinho-comum (66.43%), seguido do boto (15.10%), golfinho-riscado (3.80%), roaz (2.12%) e a baleia-anã (1.36%). Desde 2010 a 2019, verificou-se um aumento no número de arrojamentos totais, do golfinho-comum e do boto. Destacou-se principalmente o ano 2019 por apresentar os números mais elevados de arrojamentos. Isto poderá dever-se a um incremento da mortalidade da população e/ou a um aumento da proporção de animais mortos que chegam a arrojar e são detetados. Pela evolução mensal e trimestral, foi possível observar um maior número de arrojamentos no início do ano e um pico no mês julho. Estes padrões de evolução podem resultar de diversos fatores, nomeadamente condições marítimas adversas no inverno/primavera que dificultam a sobrevivência de indivíduos mais fracos e jovens, e que possibilitam a chegada à costa de mais indivíduos. Além disso, estes padrões também demonstram a sazonalidade de artes de pesca, em que o maior número de arrojamentos no inverno está associado a um maior número de indivíduos com evidências de captura accidental pela arte de pesca de redes de emalhar. O mesmo acontece no verão, em que o pico de arrojamentos está associado a um maior número de indivíduos com evidências de captura accidental pela arte xávega. Notou-se ainda uma predominância de indivíduos imaturos, o que poderá indicar a falta de experiência frente a condições marítimas adversas e interação com artes de pesca. Ficou evidenciado que a captura accidental foi a causa de morte que mais afetou os cetáceos (58%), especialmente o golfinho-comum e o boto.

keywords

Marine mammals, bycatch, *Delphinus delphis*, *Phocoena phocoena*, Northeast Atlantic

abstract

The analysis of cetacean strandings has become an important tool for the study and monitoring of populations. Strandings represent information that contributes to better understanding the occurrence, distribution and relative density of a species, body condition, health and prevalence of cause of death. The present study reports on the cetacean strandings situation over the last 10 years, focusing on the common dolphin and the harbour porpoise, in central and northern Portugal, from Caminha to Peniche. Data from the regional strandings network was used to obtain strandings frequencies, annual, monthly and quarterly (seasonal) trends, the main causes of death and maturity of the common dolphin and harbour porpoise populations. The most representative species in the study area is the common dolphin (66.43%), followed by the harbour porpoise (15.10%), striped dolphin (3.80%), bottlenose dolphin (2.12%) and the Minke whale (1.36%). From 2010 to 2019, there was an increase in the number of total strandings. In particular, the year 2019 presented the highest numbers of strandings. This could be due to an increase in their mortality although an increase in the proportion of dead animals that strand and are subsequently detected could also have occurred. Considering the monthly and quarterly strandings evolution, it was possible to observe a greater number of occurrences at the beginning of the year and a peak in July. These patterns of evolution can result from several factors, namely adverse maritime conditions in the winter / spring that hinder the survival of weaker and younger individuals, and that allow more individuals to reach the coast. In addition, these patterns also demonstrate the seasonality of certain fishing gears. In fact, the greatest number of strandings in winter is associated with a greater number of individuals with evidence of bycatch in gillnets. The same happens in the summer, when the strandings peak is associated with a greater number of individuals with evidence of bycatch in beach seines. There was also a predominance of immature individuals of common dolphins and harbour porpoises, which may indicate the lack of experience in the face of adverse maritime conditions and interaction with fishing gear. It was evident that bycatch was the cause of death that most affected cetaceans (58%), especially the common dolphin and the harbour porpoise.

Índice

Índice	VIII
Lista de Figuras.....	X
Lista de Tabelas.....	XII
1. Introdução	1
1.1. Espécies em Portugal.....	6
1.1.1. Golfinho-comum, <i>Delphinus delphis</i>	8
1.1.2. Boto, <i>Phocoena phocoena</i>	9
1.2. Objetivos	11
2. Metodologia.....	12
2.1. Área de Estudo.....	12
2.2. Arrojamentos	14
2.2.1. Recolha e Caracterização dos Cetáceos.....	14
2.2.2. Análise dos Arrojamentos	18
3. Resultados.....	20
3.1. Arrojamentos anuais	22
3.1.1. Golfinho-comum, <i>Delphinus delphis</i>	22
3.1.2. Boto, <i>Phocoena phocoena</i>	23
3.2. Arrojamentos Mensais e Sazonais	24
3.2.1. Golfinho-comum, <i>Delphinus delphis</i>	24
3.2.2. Boto, <i>Phocoena phocoena</i>	26
3.3. Sexo e Maturidade.....	27
3.3.1. Golfinho-comum, <i>Delphinus dephis</i>	27
3.3.2. Boto, <i>Phocoena phocoena</i>	29
3.4. Causa de Morte	30
3.4.1. Captura Acidental.....	31
— Golfinho-comum, <i>Delphinus delphis</i>	32

—	Boto, <i>Phocoena phocoena</i>	32
4.	Discussão.....	34
5.	Considerações Finais.....	42
6.	Bibliografia.....	43

Lista de Figuras

Figura 2.1. Mapa da Península Ibérica com área de estudo, de Caminha a Peniche, assinalada a vermelho.....	12
Figura 2.2. Necropsia (em ambiente controlado - sala de necropsia) de exemplar de boto arrojado.....	16
Figura 3.1. Número de arrojamentos (n) por ano, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	22
Figura 3.2. Número de arrojamentos (n) por ano de golfinho-comum (<i>Delphinus delphis</i>) no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	23
Figura 3.3. Número de arrojamentos (n) por ano de boto (<i>Phocoena phocoena</i>) no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	23
Figura 3.4. Número de arrojamentos (n) por mês, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	24
Figura 3.5. Média mensal dos arrojamentos anuais de golfinho-comum (<i>Delphinus delphis</i>), no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo.....	25
Figura 3.6. Média trimestral dos arrojamentos de golfinho-comum (<i>Delphinus delphis</i>), no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo.....	25
Figura 3.7. Média mensal dos arrojamentos anuais de boto (<i>Phocoena phocoena</i>), no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo.....	26
Figura 3.8. Média trimestral dos arrojamentos de boto (<i>Phocoena phocoena</i>), no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo.....	27
Figura 3.9. Número de indivíduos de golfinho-comum (<i>Delphinus delphis</i>) considerados como machos maduros ou machos imaturos, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	28
Figura 3.10. Número de indivíduos de golfinho-comum (<i>Delphinus delphis</i>) considerados como fêmeas maduras ou fêmeas imaturas, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	28
Figura 3.11. Número de indivíduos de botos (<i>Phocoena phocoena</i>) considerados machos maduros e machos imaturos, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	29
Figura 3.12. Número de indivíduos de botos (<i>Phocoena phocoena</i>) considerados fêmeas maduras e fêmeas imaturas, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	30

Figura 3.13. Causas de morte registadas dos animais arrojados no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	31
Figura 3.14. Artes de pesca determinadas em animais arrojados no período de 2010 a 2019, na área de estudo.....	31
Figura 3.15. Artes de pesca registadas em golfinhos-comuns (<i>Delphinus delphis</i>) arrojados de acordo com o trimestre, no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo. ni, não identificada.	32
Figura 3.16. Artes de pesca registadas em boto (<i>Phocoena phocoena</i>) arrojados de acordo com o trimestre, no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo. ni, não identificada.....	33

Lista de Tabelas

Tabela 1.1. Espécies de cetáceos registadas em Portugal Continental (Vingada & Eira, 2018) e estatuto de conservação de acordo com o Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal (Cabral <i>et al.</i> , 2005).	7
Tabela 2.1. Categorias, e sua descrição, do estado de decomposição de animais arrojados, baseado em Geraci & Lounsbury (1993).	15
Tabela 2.2. Critérios para diagnóstico de causa de morte por captura acidental em artes de pesca. Legenda: ++, coincidente com diagnóstico de captura acidental; +, captura possível; 0, não significativo para diagnóstico; -, captura pouco provável; --, captura improvável (adaptado de Kuiken <i>et al.</i> , 1996).	17
Tabela 3.1. Número dos espécimes arrojados (n), e respetiva percentagem (%), desde janeiro de 2010 a dezembro de 2019 na área de estudo. ni, não identificado.	21

1. Introdução

Os cetáceos são os maiores predadores de vida longa dos ecossistemas marinhos, apresentando populações vulneráveis ou em perigo, baixas densidades e distribuições muito alargadas. Assim, a avaliação e monitorização das suas populações apresentam custos elevados e são tecnicamente difíceis, sendo necessários estudos que se mantenham a longo termo. Nalguns casos, tomando em consideração os possíveis efeitos de variáveis ambientais e da própria dinâmica populacional (Meager & Limpus, 2014; Peltier *et al.*, 2013; Truchon *et al.*, 2013;), podem ser aplicados métodos indiretos de avaliação das populações, como a monitorização dos arrojamentos na costa (e.g. Vishnyakova & Gol'din, 2015).

Os cetáceos têm suscitado fascínio existindo registos de arrojamentos muito antigos (Ellis, 2009; Perrin & Geraci, 2009). Estes animais quando encontrados nas praias representaram o primeiro contacto relevante entre cetáceos e humanos (Ellis, 2009). "Um arrojamento é qualquer animal marinho, vivo ou morto, encontrado encalhado na costa" (e.g. Ferreira *et al.*, 2012). Para que um animal marinho arroje, existem diversos fatores a atuar, podendo estes ser divididos em fatores físicos e biológicos (Geraci & Aubin, 1979). Os factores físicos abrangem fatores meteorológicos/hidrográficos, que incluem as marés, o vento, as correntes e a flutuabilidade da carcaça, enquanto os fatores topográficos, incluem a orientação, o tipo de substrato e perfil horizontal (Geraci & Aubin, 1979; Peltier *et al.*, 2014; Silva & Sequeira, 2003). Os fatores biológicos podem incluir a abundância das espécies e taxa de mortalidade (Peltier *et al.*, 2014). Além destes, também existem componentes relevantes para a deteção dos corpos arrojados, como o tamanho e a exposição a possíveis observadores que poderão reportar a ocorrência às entidades competentes (Silva & Sequeira, 2003).

Em Portugal continental, documentam-se os arrojamentos desde o século XII, mas foi em 1977 que foi criada a Rede Nacional de Arrojamentos, sendo a informação inicialmente recolhida principalmente por voluntários ou agentes da Autoridade Marítima (Ferreira *et al.*, 2012). No entanto, com o elevado número de arrojamentos, no ano de 2000 implementou-se uma rede local de arrojamentos na zona centro do país, com a sua área de

atuação desde S. Pedro de Moel até Furadouro (Ferreira *et al.*, 2012; Vingada & Eira, 2018). Ao longo dos anos, esta rede de arrojamentos foi alargada e, atualmente, atua desde Caminha até Peniche cobrindo a zona norte e centro do país.

O registo de arrojamentos pode ser uma ferramenta relevante no estudo de animais marinhos, especialmente de predadores de topo sendo que esta, muitas vezes, é a principal fonte de informação (Peltier *et al.*, 2014). Além disso, este método pode ser aplicado globalmente e fornecer indicadores populacionais de baixo custo (Peltier *et al.*, 2014). Com registos e amostras adequadas, animais arrojados podem fornecer informações sobre densidades relativas, distribuição de populações e padrões de migração, saúde e condições corporais, exposição a poluentes, causas de morte, e sobre os riscos e gravidade da interação com pressões antropogénicas (Ferreira *et al.*, 2012; Peltier *et al.*, 2014; Vingada & Eira, 2018).

No que se refere à mortalidade e causas de morte, conhecer a distribuição temporal e geográfica de fontes de mortalidade específicas é crucial para a gestão de espécies que são vulneráveis a interações humanas. A mortalidade é uma componente importante da análise demográfica, sendo mais relevante ainda em espécies de vertebrados de vida longa, ameaçados e em perigo. No entanto, o cálculo das taxas de mortalidade e a determinação de causa de morte são particularmente desafiantes para os animais marinhos (Castège *et al.*, 2013). As bases de dados de arrojamentos proporcionam a identificação de *hot spots* de arrojamentos de cetáceos para facilitar a monitorização de locais chave quando os recursos são limitados, e aumentar as hipóteses de detetar e atender aos arrojamentos. Além disso, permitem a deteção de alterações futuras nos padrões de distribuição, bem como no número de arrojamentos, potencialmente devido a mudanças ambientais resultantes de alterações climáticas ou no contexto do desenvolvimento de atividades Humanas no Oceano ou nas zonas costeiras (Augé *et al.*, 2018). No futuro, os dados produzidos pelas redes de arrojamentos poderão permitir uma avaliação de risco para avaliar e alertar sobre o estado de conservação das espécies, permitindo que os decisores políticos possam implementar medidas de mitigação atempadamente para reduzir as pressões que afetam as espécies marinhas (Bouchard *et al.*, 2018).

Considerando as possíveis causas de morte dos cetáceos arrojados, a captura acidental é largamente identificada como um dos maiores problemas. O conflito entre cetáceos e a pesca tem aumentado e ambas as partes são afetadas negativamente (DeMaster *et al.*, 2001; IWC, 2020). As interações observadas são principalmente divididas em duas componentes: a operacional, em que existe interação direta entre os animais e as artes de pesca, podendo levar à morte acidental dos cetáceos e a danos nas artes; e a biológica, em que existe competição entre cetáceos e pesca pelos recursos disponíveis, havendo o consumo e/ou danos no pescado (Vingada & Eira, 2018). Assim, denomina-se por captura acidental quando espécies marinhas, de baixo ou nenhum valor comercial, ficam presas ou emaranhadas acidentalmente em equipamentos de pesca que são usados com a intenção de capturar outro alvo (Reeves *et al.*, 2013; Vingada & Eira, 2018). Read *et al.* (2006), com dados de 1990 a 1994, estimaram que possam ter sido capturados acidentalmente mais de 300 000 cetáceos por ano a nível mundial. A interação entre estes mamíferos marinhos e a pesca já foi registada na maioria das artes, mas tem-se registado maiores números de captura acidental na arte de pesca de redes de emalhar (Northridge, 1991; Read *et al.*, 2006). Esta tendência também se tem verificado em Portugal continental, observando-se uma predominância de mortalidade por captura acidental por redes de emalhar e de xávega (Ferreira, 2007; IWC, 2020; Sequeira & Inácio, 1992).

A mortalidade destes cetáceos por captura acidental só foi reconhecida como causa de declínio das populações a partir dos anos 70, e esta problemática parece estar a aumentar (Reeves *et al.*, 2013, 2003). Já em 1990, algumas espécies como o golfinho de Baiji (*Lipotes vexillifer*) e a vaquita (*Phocoena sinus*), e algumas populações de golfinho-corcunda do Indo-Pacífico (*Sousa chinensis*), golfinho-riscado (*Stenella coeruleoalba*), roaz (*Tursiops truncatus*) e boto (*Phocoena phocoena*), apresentavam níveis de captura acidental considerados insustentáveis (Northridge, 1991). Desde essa altura, várias populações foram identificadas com níveis de captura acidental insustentáveis e mais recentemente, durante o encontro de 2019 do comité científico da IWC, foram destacadas as populações de golfinhos-comuns (*Delphinus delphis*), no Golfo da Biscaia, de boto (*Phocoena phocoena*) no mar Báltico e de boto do Yangtze (*Neophocaena asiaeorientalis*), na Península da Coreia, entre outros, por apresentarem números altos de animais capturados acidentalmente e, por

consequentemente apresentarem um mau estatuto de conservação (IWC, 2019). Em Portugal continental, os níveis de captura acidental das espécies golfinho-comum e boto têm sido os mais preocupantes e considerados insustentáveis para a manutenção destas populações (Ferreira, 2007; IWC, 2020).

Sendo a captura acidental de cetáceos um problema grave para a conservação destes animais, é importante monitorizar e criar medidas de mitigação para reduzir a sua ocorrência (Dolman *et al.*, 2016). Nesse sentido, existem diferentes tipos de legislação nacional e europeia e convénios internacionais que visam a proteção dos mamíferos marinhos.

Na União Europeia, nas Zonas de Exclusão Económica (ZEE), todos os cetáceos encontram-se protegidos pela Diretiva Habitats (92/43/EEC, 21 de maio de 1992) pelo Anexo IV (espécies de interesse comunitário que necessitam de proteção estrita) e as espécies boto e roaz encontram-se ainda incluídas no Anexo II (espécies de interesse comunitário cuja conservação requer a designação de Áreas Especiais de Conservação). De facto, esta diretiva tem por objetivo promover e manter a diversidade biológica através da conservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens no território europeu dos Estados Membros, através, entre outras medidas, da designação de uma rede de áreas protegidas – Rede Natura 2000. As disposições da Diretiva Habitats aplicam-se automaticamente aos habitats e espécies marinhas localizados nas águas territoriais (até às 12 milhas da costa). A Diretiva Habitats foi transposta para a legislação portuguesa no Decreto-Lei nº 140/99 de 24 de abril, com a redação dada pelo Decreto-Lei nº 49/2005 de 24 de fevereiro. Assim, ao abrigo da Diretiva Habitats, foi recentemente classificada a área marinha protegida “Sitio Maceda e Praia da Vieira” PTCO0063 (RCM n.º17/2019), que engloba uma parte da área de estudo, e aprovado o alargamento do “Sítio Costa Sudoeste” PTCO0012, sendo que estas novas áreas marinhas são dedicadas à conservação do boto e do roaz e demais habitats marinhos incluídos nos Anexos I e II e espécies incluídos no Anexo II da Diretiva Habitats.

A Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho (alterada pela Diretiva (UE) 2017/845) designada por Diretiva Quadro para a Estratégia Marinha (DQEM), determina o quadro de ação comunitária no domínio da política para o meio marinho, de forma a definir quais as medidas necessárias que devem ser tomadas pelos Estados-Membros para obter ou

manter o bom estado ambiental no meio marinho até 2020. Cada Estado-Membro tem de efetuar uma caracterização e avaliação do Bom Estado Ambiental de vários grupos faunísticos, incluindo os cetáceos, que estão abrangidos pelos descritores: 1: Diversidade Biológica (espécies e habitats conformes), 4: Elementos da cadeia alimentar marinha (todos os elementos com valores de abundância e diversidade normais), 8: Contaminantes (níveis de concentração não dão origem a efeitos de poluição), 10: lixo marinho (as quantidades não prejudicam o meio costeiro e marinho), 11: a introdução de energia, incluindo ruído submarino, mantém-se a níveis que não afetam negativamente o meio marinho.

No que se refere à atividade pesqueira, esta é regulada pela União Europeia através da Política Comum das Pescas (PCP) (Regulamento (UE) 2019/1241, de 20 de junho de 2019). Este regulamento visa a exploração sustentável dos recursos pesqueiros e no seu artigo 11º refere a proibição de capturar, manter a bordo, transbordar ou desembarcar mamíferos marinhos e, quando capturados não podem ser feridos e os espécimes devem ser prontamente soltos. Adicionalmente, o anexo XIII descreve as medidas de atenuação destinadas a reduzir as capturas acessórias de espécies sensíveis. Neste anexo é também referido que os Estados-Membros devem tomar as medidas necessárias para recolher dados científicos sobre as capturas acessórias de espécies sensíveis e tomar as medidas necessárias para controlar e avaliar, por meio de estudos científicos ou de projetos-piloto, os efeitos, a prazo, da utilização dos dispositivos acústicos de dissuasão nas pescarias e zonas em que são implementados.

Em Portugal, existe ainda o Decreto-Lei nº 263/81 de 3 de setembro para a regulamentação da proteção dos mamíferos marinhos na zona costeira e Zona Económica Exclusiva Continental Portuguesa, o qual proíbe a captura intencional, transporte e abate destes animais, e também a sua comercialização em lotas, mercados ou outro qualquer local, mesmo daqueles que forem encontrados mortos nas artes ou aparelhos de pesca ou cujos cadáveres arrojem na costa. Além disso, a Portaria 172/2017, de 25 de maio, estabelece a obrigatoriedade de que as redes utilizadas na pesca com arte-xávega tenham instalados equipamentos de dissuasão acústicos adequados a evitar as capturas acessórias de mamíferos marinhos, designadamente o boto ou o roaz.

Existe adicionalmente, outro tipo de documentos que contemplam a proteção dos cetáceos, tais como a Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade 2030, nos três eixos estratégicos identificados (RCM n.º 55/2018): Eixo 1 - Melhorar o estado de conservação do património natural, Eixo 2 — Promover o reconhecimento do valor do património natural e Eixo 3 — Fomentar a apropriação dos valores naturais e da biodiversidade; a Convenção para a Diversidade Biológica (CDB) e a Agenda das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável 2030, principalmente com a meta 14 - Proteção da Vida Marinha, alvos 14.1 e 14.2 e 14.a. Existe também um vasto número de tratados, acordos e convenções internacionais que protegem direta ou indiretamente os cetáceos (Convenção de Berna, Convenção de Bona, OSPAR, ASCOBANS, ACCOBAMS, Convenção da Comissão Baleeira Internacional, Convenção CITES, Acordo MARPOL, UNCLOS e Earth Summit).

A Convenção sobre a Conservação das Espécies Migradoras Pertencentes à Fauna Selvagem (Convenção de Bona) tem como objetivo a conservação das espécies migradoras em toda a sua área de distribuição, bem como dos respetivos habitats. Ao abrigo desta Convenção, Portugal ratificou o Acordo sobre a Conservação dos Cetáceos no Mar Negro, Mar Mediterrâneo e Área Atlântica Adjacente (ACCOBAMS). O principal objetivo deste acordo é “tomar medidas coordenadas para atingir e manter um estado de conservação favorável para os cetáceos”. Em 2010, Espanha e Portugal submeteram propostas à ACCOBAMS para a extensão da área de modo a incluir as águas atlânticas de Portugal e Espanha continental. Atualmente, a área do Acordo estende-se apenas até ao Cabo de S. Vicente.

1.1. Espécies em Portugal

Ao longo da costa continental portuguesa, foi já registada a ocorrência de 28 espécies de cetáceos, das quais 21 pertencem à subordem Odontoceti e 7 pertencem à Mysticeti (tabela 1.1) (Vingada & Eira, 2018). Das espécies detetadas nos arrojamentos em anos anteriores, as espécies mais representativas foram o golfinho-comum e o boto (Ferreira *et al.*, 2012).

Tabela 1.1. Espécies de cetáceos registadas em Portugal Continental (Vingada & Eira, 2018) e estatuto de conservação de acordo com o Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005).

Nome comum	Nome científico	Ocorrência	Estatuto de Conservação
Baleia-anã	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Residente	Vulnerável
Baleia-sardinheira	<i>Balaenoptera borealis</i>	Ocasional	Não Aplicável
Baleia de Bryde	<i>Balaenoptera edeni</i>	?	?
Baleia-azul	<i>Balaenoptera musculus</i>	Ocasional	Não Aplicável
Baleia-comum	<i>Balaenoptera physalus</i>	Migradora	Em Perigo
Baleia-basca	<i>Eubalaena glacialis</i>	Ocasional	Não Aplicável
Baleia-de-bossa	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ocasional	Não Aplicável
Golfinho-comum	<i>Delphinus delphis</i>	Residente	Pouco preocupante
Baleia-piloto-tropical	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Ocasional	Informação insuficiente
Baleia-piloto	<i>Globicephala melas</i>	Residente	Informação insuficiente
Grampo	<i>Grampus griséus</i>	Residente	Informação insuficiente
Cachalote-pigmeu	<i>Kogia breviceps</i>	Residente	Informação insuficiente
Cachalote-anão	<i>Kogia sima</i>	?	?
Golfinho de Fraser	<i>Lagenodelphis hosei</i>	?	?
Golfinho-de-laterais-brancas-do-Atlântico	<i>Lagenorhynchus acutus</i>	?	?
Golfinho-de-bico-branco	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	?	?
Baleia-de-bico de Sowerby	<i>Mesoplodon bidens</i>	?	?
Baleia-de-bico de Blainville	<i>Mesoplodon densirostris</i>	Ocasional	?
Baleia-de-bico de Gervais	<i>Mesoplodon europaeus</i>	Ocasional	?
Baleia-de-bico de True	<i>Mesoplodon mirus</i>	?	?
Orca	<i>Orcinus orca</i>	Migradora	Informação insuficiente
Boto	<i>Phocoena phocoena</i>	Residente	Vulnerável
Cachalote	<i>Physeter macrocephalus</i>	Ocasional	Não Aplicável
Falsa-orca	<i>Pseudorca crassidens</i>	Ocasional	Não Aplicável
Golfinho-riscado	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Residente	Pouco preocupante
Golfinho-malhado-do-Atlântico	<i>Stenella frontalis</i>	?	?
Roaz	<i>Tursiops truncatus</i>	Residente	Pouco preocupante
Zífiu	<i>Ziphius cavirostris</i>	Residente	Informação insuficiente

1.1.1. Golfinho-comum, *Delphinus delphis*

O golfinho-comum tem um corpo delgado, um longo bico bem demarcado do melão e uma barbatana dorsal alta e moderadamente falcada (Perrin, 2009). Existem variações na coloração, mas em geral é facilmente reconhecível pelo padrão claro em ampulheta de cada lado do corpo (cor amarelada na zona anterior à barbatana dorsal e cinzento claro na zona posterior), tendo o dorso escuro e o ventre branco (Jefferson *et al.*, 1993; Reid *et al.*, 2003). Existe ainda uma marca triangular escura abaixo da barbatana dorsal, uma linha de cor escura desde as barbatanas peitorais até à parte inferior do bico, uma outra linha desde o melão até ao olho, e por vezes, outra desde as barbatanas peitorais até à zona do ânus (Jefferson *et al.*, 1993; Perrin, 2009). As fêmeas tendem a ser mais pequenas que os machos, podendo os adultos ter comprimentos totais entre 164 cm e 240 cm (Perrin, 2009; Reid *et al.*, 2003).

A maturidade sexual desta espécie varia entre regiões (sendo mais tardia nas populações dos oceanos Pacífico e Atlântico), sendo que os machos tornam-se maturos mais tarde que as fêmeas, entre 3 e 12 anos e entre 2 a 8 anos, respetivamente (Perrin, 2009). Mais especificamente na costa Ibérica, foi já verificado que no caso dos golfinhos-comuns, as fêmeas atingem a maturidade depois dos 8 anos de idade e os machos depois dos 10 anos de idade (Read, 2015). Em Portugal, os indivíduos macho de golfinho-comum podem ser considerados maturos ao atingirem o comprimento de 204 cm e as fêmeas ao atingirem o comprimento de 192.3 cm, segundo Read (2015) e Camarão (2017) respetivamente.

O golfinho-comum é o mais abundante nas águas temperadas e tropicais dos oceanos Atlântico e Pacífico, sendo também a espécie de cetáceo mais abundante em zonas costeiras de Portugal (Moura *et al.*, 2017). Podem ser avistados em grupos de tamanho muito variável, por vezes centenas de indivíduos, mas a média situa-se em grupos de 14 indivíduos (Reid *et al.*, 2003). Pode ainda haver separação de grupos por idade e sexo (Perrin, 2009).

No nordeste Atlântico, os golfinhos-comum consomem frequentemente peixes de cardume pelágicos, mas também se alimentam de cefalópodes (Reid *et al.*, 2003). A pescada, sardinha e o carapau foram identificados como presas preferenciais das populações de golfinho-comum de Portugal (Pinheiro, 2017). Esta alimentação por peixes com valor

comercial indica competição entre as artes de pesca e estes cetáceos, de maneira que a captura acidental é indicada como uma forte ameaça antropogénica à conservação de diversas populações de golfinho-comum (Ferreira, 2007; IWC, 2019). Em Portugal continental, na zona centro do país, Ferreira (2007) referiu que as artes de pesca de redes de emalhar e tresmalho são as que registam maior número de indivíduos arrojados desta espécie com causa de morte por captura acidental. No entanto, o golfinho-comum está listado como Pouco Preocupante (LC), tanto pelo IUCN, a nível mundial, como pelo Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005; Hammond *et al.*, 2008a). Apesar disso, a população existente do Mediterrâneo está considerada como Em Perigo (EN) (Bearzi, 2012).

1.1.2. Boto, *Phocoena phocoena*

O boto tem um corpo pequeno e robusto, sendo as fêmeas ligeiramente maiores que os machos (em média com 160 cm e 145 cm de comprimento, respetivamente) (Bjørge & Tolley, 2009; Vingada & Eira, 2018). Na Península Ibérica tem-se registado animais de dimensões maiores, havendo o registo de uma fêmea com 205 cm de comprimento (Vingada & Eira, 2018). Podem existir algumas variações individuais, mas geralmente a coloração varia entre cinzento escuro no dorso até cinzento claro, quase branco, no ventre, podendo existir linhas escuras entre a boca e as barbatanas peitorais (Bjørge & Tolley, 2009; Vingada & Eira, 2018). A meio do corpo, possuem uma pequena barbatana dorsal triangular, facilmente reconhecível quando estes animais emergem com o seu corpo arqueado (Vingada & Eira, 2018). Têm o focinho curto e não têm bico perceptível (Vingada & Eira, 2018).

No caso dos botos, são os machos que atingem a maturidade mais cedo (depois dos 3,8 anos) enquanto as fêmeas atingem a maturidade a partir dos 5,5 anos de idade (Read, 2015). Segundo Camarão (2017), as fêmeas de boto podem ser consideradas maduras ao atingirem o comprimento de 168.9 cm e, segundo Read (2015), os machos são maduros quando atingem o comprimento de 162.0 cm. Na Península Ibérica, os nascimentos das crias de boto tendem a ocorrer em maior número entre maio e agosto (Vingada & Eira, 2018) embora existam registos de nascimentos noutros meses.

Os botos costumam ser avistados sozinhos ou em grupos pequenos de 2 a 5 indivíduos, sendo normalmente encontrados em zonas costeiras pouco profundas (<200m) (Cabral *et*

al., 2005). Esta espécie encontra-se distribuída nas regiões temperada e subártica do Hemisfério Norte, embora também se registre a sua ocorrência na costa africana até à Mauritânia (Cabral *et al.*, 2005; Moura *et al.*, 2017). Existe ainda uma população no Mar Negro classificada como uma subespécie, *Phocoena phocoena relicta* (Bjørge & Tolley, 2009). Em Portugal, o boto distribui-se por toda a costa continental, embora seja mais frequente na zona Norte e Centro (Vingada & Eira, 2018). Atualmente, está proposta uma nova subespécie, *Phocoena phocoena meridionalis*, a qual inclui os indivíduos de boto da Península Ibérica (Fontaine *et al.*, 2014).

O boto alimenta-se sobretudo de peixe, mas pode predar cefalópodes e crustáceos em alguns locais (Bjørge & Tolley, 2009). Arenque, petinga e anchova são consideradas presas comuns da alimentação deste cetáceo (Bjørge & Tolley, 2009). Em Portugal, as presas mais encontradas nos estômagos de boto são a tainha, pescada e o peixe-lira (Aguar, 2013; Pinheiro, 2017).

O boto, sendo uma espécie costeira, está exposto a muitos efeitos antropogénicos negativos, sendo a ameaça mais significativa a captura acidental em artes de pesca (Bjørge & Tolley, 2009). Em Portugal, além de esta ser a maior ameaça à sobrevivência da população, o boto é particularmente vulnerável à interação com a arte xávega e redes de emalhar, apesar de a principal causa de morte ser a captura acidental em redes de pesca ilegais (Vingada & Eira, 2018). Atualmente, o boto está classificado como Pouco Preocupante (LC) na lista Vermelha da IUCN (Braulik *et al.*, 2020) No entanto, a população do mar Báltico está listada como Criticamente em Perigo (CR) (Hammond *et al.*, 2008b) a do mar Negro está listada como Em Perigo (EN) (Birkun & Frantzis, 2008). Em Portugal, o boto está listado como Vulnerável (VU) (Cabral *et al.*, 2005).

1.2. Objetivos

Este estudo tem como principal objetivo verificar a evolução dos últimos anos dos arrojamentos de cetáceos da zona centro e norte de Portugal. Para isso serão analisados os dados de arrojamentos de cetáceos para a área de estudo referentes ao período entre 2010 e 2019.

O caso do boto irá ser estudado em específico, por ser uma espécie com um estatuto de conservação mais elevado, e também o caso do golfinho-comum por ser a espécie mais abundante na área de estudo com uma reconhecida mortalidade devido a captura acidental por artes de pesca.

Pretende-se compreender o efeito das artes de pesca nos arrojamentos e a evolução temporal da interação das pescas com os cetáceos, em especial com o boto e golfinho-comum.

2. Metodologia

2.1. Área de Estudo

A área de estudo corresponde à área de atuação da rede de arrojamentos no norte de Portugal, desde Caminha até Peniche, compreendendo uma faixa costeira de aproximadamente 312 quilómetros, demonstrada na figura 2.1. Esta área é composta principalmente por praias arenosas, interrompida por algumas praias rochosas, principalmente na zona norte. As praias rochosas identificadas são a praia do Moledo, de Vila Praia de Âncora, do Forte do Cão, do Paço, de Montedor, do Carreço (Norte), do Porto de Vinha e de Lavadores, sendo constituídas na sua maioria por geformas graníticas (Vieira, 2014).



Figura 2.1. Mapa da Península Ibérica com área de estudo, de Caminha a Peniche, assinalada a vermelho.

Nesta área, existem sobretudo duas correntes marítimas dominantes. Durante o outono/inverno, os ventos dominantes vindos de oeste/sul causam a advecção da água em direção a este, a qual ao chegar à costa é direcionada para norte em direção ao polo; esta corrente é denominada por *Iberian Poleward Current* (IPC) (Mason *et al.*, 2006; Peliz *et al.*,

2005). Durante a primavera/verão, os ventos vindos de norte predominam, os quais favorecem o *upwelling* (afloramento costeiro), o qual traz à superfície águas frias ricas em nutrientes (Mason *et al.*, 2006; Peliz *et al.*, 2005).

Na área de estudo existem 7 portos de pesca comerciais principais (Viana do Castelo, Póvoa de Varzim, Matosinhos, Aveiro, Figueira da Foz, Nazaré e Peniche) (INE, 2020). Existem também vários portos naturais que dão abrigo a embarcações que realizam a pesca das artes, também conhecida por arte de Xávega (Espinho, Cortegaça, Furadouro, Torreira, Vagueira, Praia de Mira, Palheiros da Tocha, Gala, Costa de Lavos, Praia do Pedrógão, Praia da Vieira).

As artes de pesca utilizadas na área de estudo estão regulamentadas por legislação nacional (portarias) que estabelecem as características das artes passíveis de serem utilizadas, as suas dimensões máximas, zonas de operação e épocas, tipo de malhagem e espécies capturadas (DGRM, 2020) As artes de pesca classificam-se em: Cerco, Arrasto, Redes de Emalhar e Tresmalho, Anzol, Armadilhas, Envolventes Arrastantes – Arte Xávega, e Apanha (DGRM, 2020).

A frota de pesca registada em Portugal em 2019 revelou uma prevalência numérica de embarcações que operam com artes fixas e possuem um comprimento de fora a fora inferior a 12 m (cerca de 90% do total das embarcações registadas) (INE, 2020). Em 2019, as licenças de pesca emitidas nas regiões abrangidas pela área de estudo foram 7654 (Norte=3211 e Centro=4443) prevalecendo as Redes de Emalhar e Tresmalho na região Norte (n=1384) e o Anzol na região Centro (n=1839) (INE, 2020).

Em termos de jurisdição da Autoridade Marítima, a área de estudo insere-se dentro das áreas de Jurisdição das Capitania de Caminha, Viana do Castelo, Póvoa de Varzim/Vila do Conde, Leixões, Douro, Aveiro, Figueira da Foz, Nazaré e Peniche (AMN, 2020).

2.2. Arrojamentos

Na área de estudo, os arrojamentos são registados pela Rede Regional de Arrojamentos do Norte, coordenada pela Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem e Universidade de Aveiro. Esta Rede Regional, inclui-se na Rede Nacional de Arrojamentos coordenada pelo Instituto de Conservação da Natureza e Florestas (ICNF). O manuseio, amostragem e transporte de animais marinhos arrojados são autorizados pela autoridade nacional para habitats e espécies protegidas (ICNF) que emite credenciais individuais anualmente. A informação dos arrojamentos é registada numa base de dados que contem toda a informação recolhida de um evento de arrojamento.

A amostra deste estudo compreende todos os cetáceos arrojados registados pela rede de arrojamentos do norte de Portugal, na área de estudo descrita acima, no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019.

2.2.1. Recolha e Caracterização dos Cetáceos

A rede de arrojamentos no norte de Portugal conta com uma equipa permanente, cujo procedimento se rege por dois modos de atuação: 1) realização de prospeções periódicas em conjunto com os Comandos Locais da Polícia Marítima, para deteção e recolha de animais arrojados em áreas remotas ou de difícil acesso; 2) resposta a alertas de arrojamentos (através de número de contato disponível) em que a equipa, mediante a informação recebida sobre local e número de indivíduos, se desloca até ao local de arrojamento para recolha de informação adicional ou recolha do animal arrojado.

Em todas as situações de deteção de um cetáceo arrojado, é recolhida informação básica que inclui: data, localização geográfica, espécie, sexo, comprimento total e estado do corpo. O estado do corpo é definido em categorias (tabela 2.1.), sendo que o nível de informação recolhida, realização de necropsia e amostragem são limitados pelo estado de decomposição da carcaça (Geraci & Lounsbury, 1993).

Sempre que o estado de decomposição do animal o permite e estão garantidas as condições logísticas, o animal é necropsiado, seguindo protocolos padronizados e

preferencialmente em ambiente controlado, isto é, em sala de necropsias (Geraci & Lounsbury, 1993; Kuiken & Hartmann, 1991; Pugliares *et al.*, 2007). No caso de animais em que não é possível realizar o transporte para sala de necropsia, a necropsia é realizada no local de arrojamento ou no local de destino final da carcaça, como por exemplo o local onde o animal será enterrado ou no aterro sanitário. Durante a necropsia (figura 2.2.), são recolhidas amostras biológicas para análise imediata ou arquivamento em Banco de Tecidos para estudos futuros.

Tabela 2.1. Categorias, e sua descrição, do estado de decomposição de animais arrojados, baseado em Geraci & Lounsbury (1993).

Categoria		Descrição
1	Vivo	
2	Fresco	Aparentemente normal, com as características externas, podendo por vezes ter pequenos estragos de animais necrófagos; enrugamento e secura mínimos da epiderme, olhos e mucosas; carcaça não se encontra inchada; tecido muscular firme; tecido adiposo firme e branco; órgãos internos intactos.
3	Decomposição moderada	Inchaço do corpo; pênis e língua protuberantes; pele quebrada e fragmentada; mucosas secas; olhos cavos ou ausentes; tecido muscular mole e pouco definido; tecido adiposo tingido de sangue e oleoso; órgãos internos moles e friáveis, mas intactos; trato digestivo dilatado com gás.
4	Decomposição avançada	Pele fragmentada, epiderme pode estar completamente ausente; danos severos na carcaça provocados por animais necrófagos; odor forte; tecido adiposo mole, por vezes com cápsulas de gás e óleo; órgãos internos friáveis e sem integridade.
5	Mumificação/ Restos ósseos	Restos ósseos; tecidos que ainda possam estar presentes encontram-se dessecados.



Figura 2.2. Necropsia (em ambiente controlado - sala de necropsia) de exemplar de boto arrojado.

Durante a necropsia são realizados exames complementares para detecção de interação humana, mais especificamente, com artes de pesca, de acordo com protocolos padronizados (Kuiken & Hartmann, 1991; Moore & Barco, 2013; Read & Murray, 2000). Primeiramente, é realizada uma observação externa do animal e regista-se qualquer evidência de interação de origem humana, incluindo marcas de redes. Estas, muitas vezes, deixam um padrão impresso na pele específico da rede, o qual pode ser utilizado para identificar a arte de pesca envolvida. Depois, ao longo da realização da necropsia, registam-se danos internos que possam ter sido causados por interação com artes de pesca e outras condições corporais que possam corroborar, ou não, a causa de morte por captura accidental. Estas informações servem de critérios de diagnóstico, os quais se encontram listados na tabela 2.2.

Tabela 2.2. Critérios para diagnóstico de causa de morte por captura acidental em artes de pesca. Legenda: ++, coincidente com diagnóstico de captura acidental; +, captura possível; 0, não significativo para diagnóstico; -, captura pouco provável; --, captura improvável (adaptado de Kuiken *et al.*, 1996).

Critério	Presença	Ausência
1. Estado de saúde		
Outras causas de morte	--	0
Boa condição nutricional:	+	-
- Boa condição muscular/sem atrofia	+	--
- Camada de gordura espessa	+	--
- Bordo de gordura a rodear o pulmão	+	0
Evidência de alimentação recente	+	0
2. Contato com redes de pesca		
Lesões superficiais na pele:	++	0
- Cortes no eixo da boca, pedúnculo ou barbatanas	++	0
- Lesões circulares em volta de extremidades, abrasões na bordadura das barbatanas ou boca	++	0
Hemorragias ou hematomas musculares	+	0
Fraturas cranianas, luxação atlantoccipital	+	0
Dentes partidos na base	+	0
3. Hipoxia		
Pulmão edematoso, líquido e espuma branquial	+	-
Espuma persistente no espiráculo, laringe e traqueia	+	-
4. Danos causados durante a libertação da arte		
Amputação de barbatanas com cortes limpos	++	0
Incisão de cortes claros e penetrantes na cavidade corporal	++	0
Cordas na cauda ou marcas de corda	++	0
Marcas de ganchos e arpões com cortes paralelos ou penetrantes	++	0
5. Outros		
Musculatura dorsal removida	+	0
Corpo envolto em redes	++	-

2.2.2. Análise dos Arrojamentos

Foram realizados gráficos apresentando as frequências anuais e mensais dos arrojamentos dos vários grupos de cetáceos, com respectivas retas de regressão, para detetar tendências ao longo do tempo.

Foram calculadas médias mensais e sazonais de cada ano de estudo para o golfinho-comum e boto para deduzir diferenças sazonais dentro e entre cada ano. A separação dos meses por trimestre usada foi a seguinte: trimestre 1 (inverno) constituído por janeiro, fevereiro e março; trimestre 2 (primavera) constituído por abril, maio e junho; trimestre 3 (verão) constituído por julho, agosto e setembro; trimestre 4 (outono) constituído por outubro, novembro, dezembro.

Para o golfinho-comum e boto, foi analisada a proporção de sexos e maturidade, ao longo dos anos de estudo. Para o golfinho-comum, considerou-se machos imaturos os indivíduos machos com comprimento total inferior a 204 cm, e machos maduros os indivíduos machos com comprimento total superior a 204 cm (Read, 2015), e considerou-se fêmeas imaturas os indivíduos fêmeas com comprimento total inferior a 192.3 cm, e fêmeas maduras os indivíduos fêmeas com comprimento total superior a 192.3 cm (Camarão, 2017). Para o boto, considerou-se machos imaturos e maduros os indivíduos machos com comprimento total inferior e superior a 162 cm (Read, 2015), respetivamente, e considerou-se fêmeas imaturas e maduras os indivíduos fêmeas com comprimento total inferior e superior a 168.9 cm, respetivamente (Camarão, 2017).

Por fim, foram analisadas as causas de morte registadas, sendo categorizadas em: 1) Captura Acidental – Evidências consistentes com morte por captura acidental em artes de pesca; 2) Captura Acidental Provável: Presença de evidências consistentes com interação com artes de pesca mas que por si só não permitem assegurar que provocou a morte, e ausência de outras possíveis causas de morte; 3) Doença: Morte devido a processo patológico (por exemplo, evidências de pneumonia, peritonite, complicações perinatais, danos hepáticos); 4) Outras Causas: Causas de morte com baixa representatividade (ataque interespecífico – morte por ataque violento de outra espécie; trauma de origem desconhecida – lesões

traumáticas sem identificação da causa; cria dependente; Colisão com embarcação); 5) Não determinado: necropsia sem achados significativos, não permitindo identificação de causa de morte; 6) Não examinado: animal não foi sujeito a exame para identificação da causa de morte (devido a estado de decomposição ou impossibilidade logística de realizar necropsia).

Foi dada ênfase à causa de morte por captura acidental, considerando a sua já conhecida elevada incidência nos arrojamentos registados na área de estudo. Foi assim examinada a evolução trimestral das artes de pesca envolvidas nas causas de morte do golfinho-comum e boto, ao longo do período de estudo.

Todas as comparações foram realizadas através do teste do qui-quadrado e as regressões e avaliação da sua significância foram realizadas no software Prism V7. O nível de significância utilizado foi de 5%.

3. Resultados

Durante o período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, dentro da área de estudo, houve um registo total de 1841 cetáceos arrojados (Tabela 3.1.). A grande maioria destes cetáceos (96.96%) pertenciam à subordem Odontoceti, tendo sido identificadas 13 espécies. Os indivíduos da subordem Mysticeti corresponderam a 2.88% do total dos registos, tendo sido identificadas 4 espécies. Os indivíduos não identificados correspondem a casos de estado de decomposição avançado (restos ósseos insuficientes para identificação).

Do grupo dos Odontocetes destaca-se o golfinho-comum (*Delphinus delphis*) por ser o mais representativo com 66.43% dos arrojamentos, e o boto (*Phocoena phocoena*) com 15.10%. Por esta razão, neste trabalho, a exploração dos dados apresentada a seguir será bastante mais focada nestas duas espécies.

Ainda dentro dos Odontocetes destaca-se o golfinho-riscado (*Stenella coeruleoalba*) e o roaz (*Tursiops truncatus*), com 3.80% e 2.12% dos registos, respetivamente. Além disso, salientam-se ainda os 7 arrojamentos de Cachalote (*Physeter macrocephalus*), espécie classificada como vulnerável pela IUCN (Taylor *et al.*, 2019) e um arrojamento de orca (*Orcinus orca*) considerada pela IUCN como apresentando dados insuficientes (Reeves *et al.*, 2017).

De notar que, na maioria das vezes, o estado de decomposição mais avançado não permite identificar o exemplar até à espécie, observando-se assim 2.82% de delfínídeos não identificados até à espécie e 4.29% de outros Odontocetes não identificados.

Das espécies de Mysticetes identificadas, pode-se destacar a baleia-anã (*Balaenoptera acutorostrata*) com 1.36% dos arrojamentos e a baleia-comum (*Balaenoptera physalus*) com 0.54%. Foram também identificadas uma baleia-sardinheira (*Balaenoptera borealis*) e uma baleia de Bryde (*Balaenoptera edeni*), cada uma representando 0.05% da amostra total. Houve ainda o registo de exemplares pertencentes ao género *Balaenoptera* (0.71%) e outros Mysticetes que não foram identificados devido ao seu estado de decomposição avançado.

Tabela 3.1. Número dos espécimes arrojados (n), e respetiva percentagem (%), desde janeiro de 2010 a dezembro de 2019 na área de estudo. ni, não identificado.

Nome-científico	Nome-comum	n	%
Odontoceti		1785	96.96
<i>Delphinus delphis</i>	Golfinho-comum	1223	66.43
<i>Phocoena phocoena</i>	Boto	278	15.10
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Golfinho-riscado	70	3.80
<i>Tursiops truncatus</i>	Roaz	39	2.12
<i>Grampus griseus</i>	Grampo	11	0.60
<i>Globicephala melas</i>	Baleia-piloto	9	0.49
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	7	0.38
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote-pigmeu	7	0.38
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zífió	3	0.16
<i>Lagenodelphis hosei</i>	Golfinho de Fraser	2	0.11
<i>Orcinus orca</i>	Orca	1	0.05
<i>Mesoplodon bidens</i>	Baleia-de-bico de Sowerby	1	0.05
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Baleia-piloto-tropical	1	0.05
<i>Globicephala</i> sp.	Baleia-piloto ni	2	0.11
Outros Delphinidae		52	2.82
Outros Odontocetes ni		79	4.29
Mysticeti		53	2.88
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Baleia-anã	25	1.36
<i>Balaenoptera physalus</i>	Baleia-comum	10	0.54
<i>Balaenoptera borealis</i>	Baleia-sardinheira	1	0.05
<i>Balaenoptera edeni</i>	Baleia-de-Bryde	1	0.05
<i>Balaenoptera</i> sp.		13	0.71
Misticetes ni		3	0.16
Cetáceos ni		3	0.16
Total		1841	100.00

3.1. Arrojamentos anuais

Durante o período de estudo, houve uma média de 184.10 (\pm 65.06) arrojamentos por ano, registando-se um mínimo de 88 arrojamentos no ano 2010 e um máximo de 320 no ano 2019. Na figura 3.1. encontra-se representada a evolução anual dos arrojamentos registados na área de estudo. O número de arrojamentos parece aumentar ao longo dos anos, principalmente tendo em conta o número muito elevado no último ano deste estudo. No entanto, apesar da tendência positiva, a regressão obtida não é significativa.

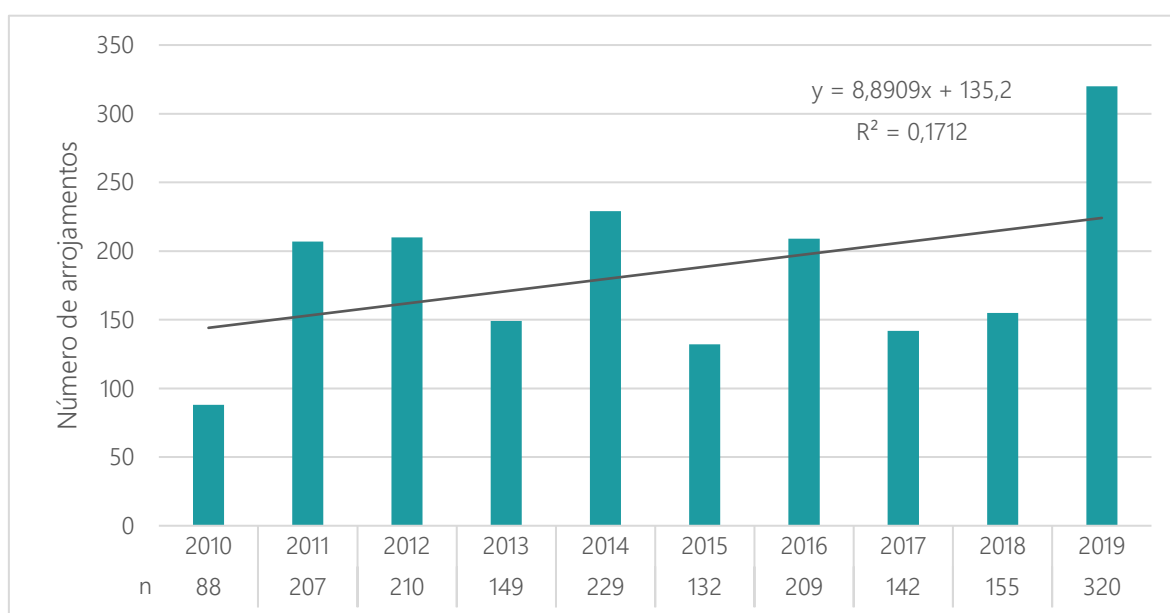


Figura 3.1. Número de arrojamentos (n) por ano, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.

3.1.1. Golfinho-comum, *Delphinus delphis*

A evolução anual de golfinho-comum é semelhante à evolução anual dos arrojamentos totais, uma vez que se trata da espécie mais representativa do número total de arrojamentos. O número mínimo de arrojamentos anuais ocorreu em 2010 com 46 indivíduos arrojados e o máximo foi verificado em 2019 com 226 indivíduos arrojados (Figura 3.2.). Tal como nos arrojamentos totais, o número de arrojamentos de golfinho-comum parece aumentar ao longo dos anos, principalmente tendo em conta o número muito elevado no último ano deste estudo. No entanto, apesar da tendência positiva, a regressão obtida não é significativa.

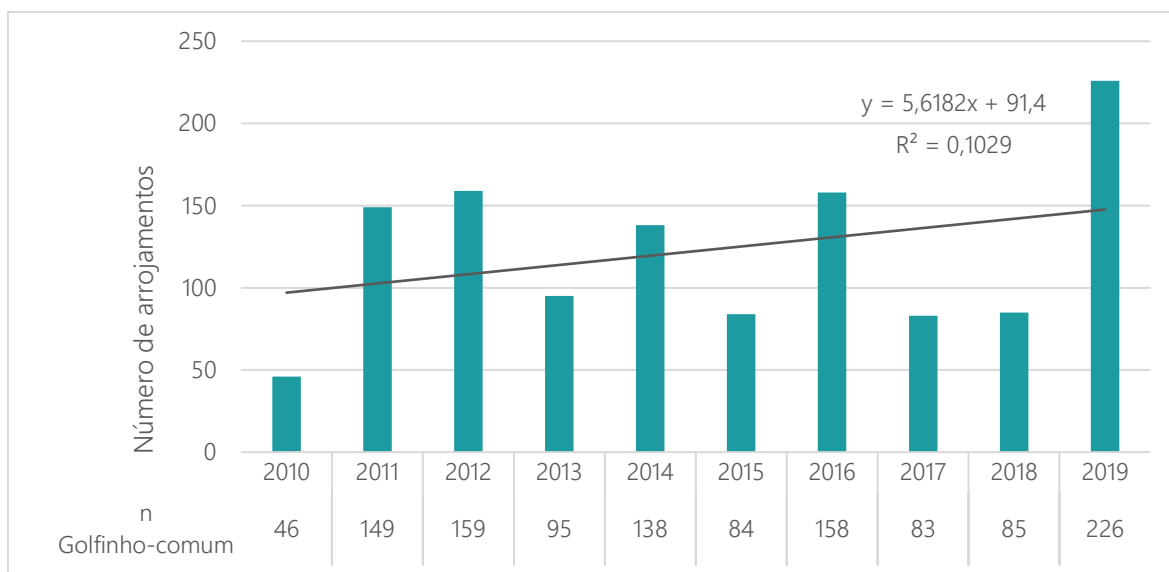


Figura 3.2. Número de arrojamientos (n) por ano de golfinho-comum (*Delphinus delphis*) no período de 2010 a 2019, na área de estudo.

3.1.2. Boto, *Phocoena phocoena*

Os arrojamientos de boto evidenciaram um mínimo de 15 arrojamientos em 2010 e em 2012 e um máximo de 44 em 2014 (Figura 3.3.). O número de arrojamientos de boto parece aumentar ao longo dos anos, tendo em conta o número muito elevado no último ano deste estudo, apesar do número ainda mais elevado registado em 2014. No entanto, apesar da tendência positiva, a regressão obtida não é significativa.

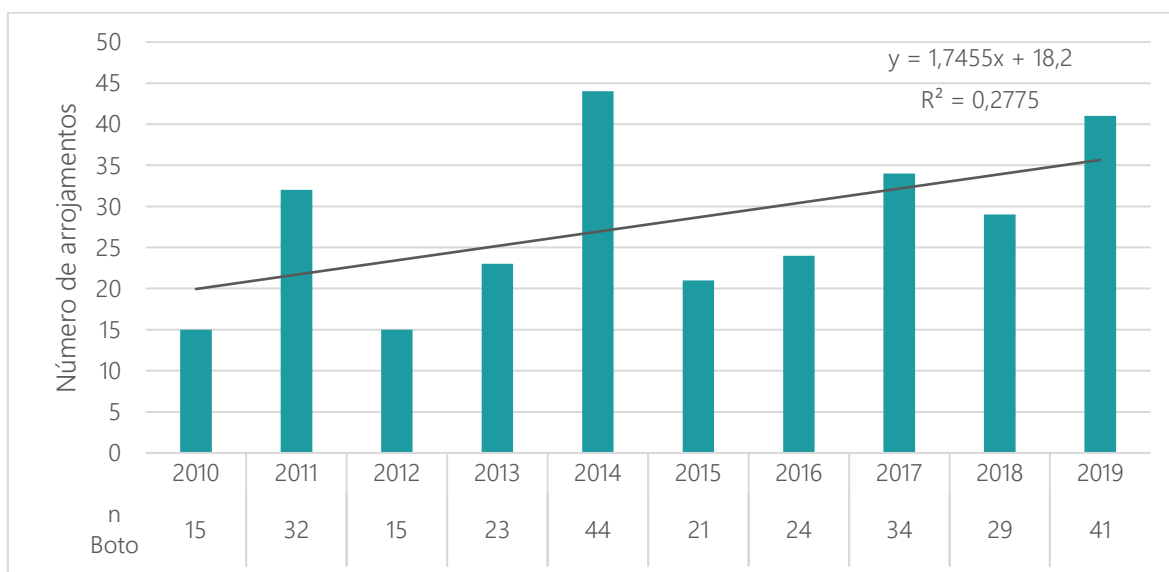


Figura 3.3. Número de arrojamientos (n) por ano de boto (*Phocoena phocoena*) no período de 2010 a 2019, na área de estudo.

3.2. Arrojamentos Mensais e Sazonais

Durante o período de estudo, houve uma média mensal de 153.42 (± 47.70) arrojamentos. Registrou-se um mínimo de arrojamentos nos meses de outubro, acumulando 84 indivíduos arrojados, e um máximo de arrojamentos nos meses de março, acumulando 223 indivíduos arrojados (Figura 3.4.).

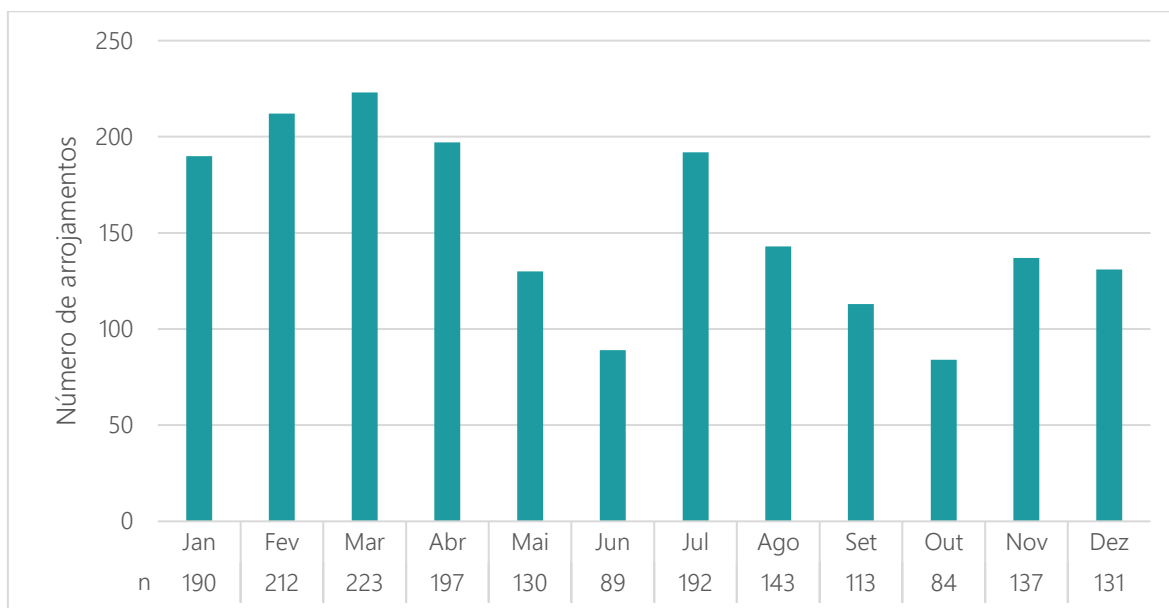


Figura 3.4. Número de arrojamentos (n) por mês, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.

3.2.1. Golfinho-comum, *Delphinus delphis*

Anualmente, no que se refere ao golfinho-comum, as médias mensais variaram entre 3.83 indivíduos por mês em 2010 e 18.83 indivíduos por mês em 2019, apresentando variações importantes ao longo do ano, especialmente no ano de 2016 conforme evidenciado pelo elevado desvio padrão (Figura 3.5.), sendo atribuído em parte a uma só captura de xávega, envolvendo dezenas de indivíduos, registrada nesse ano.

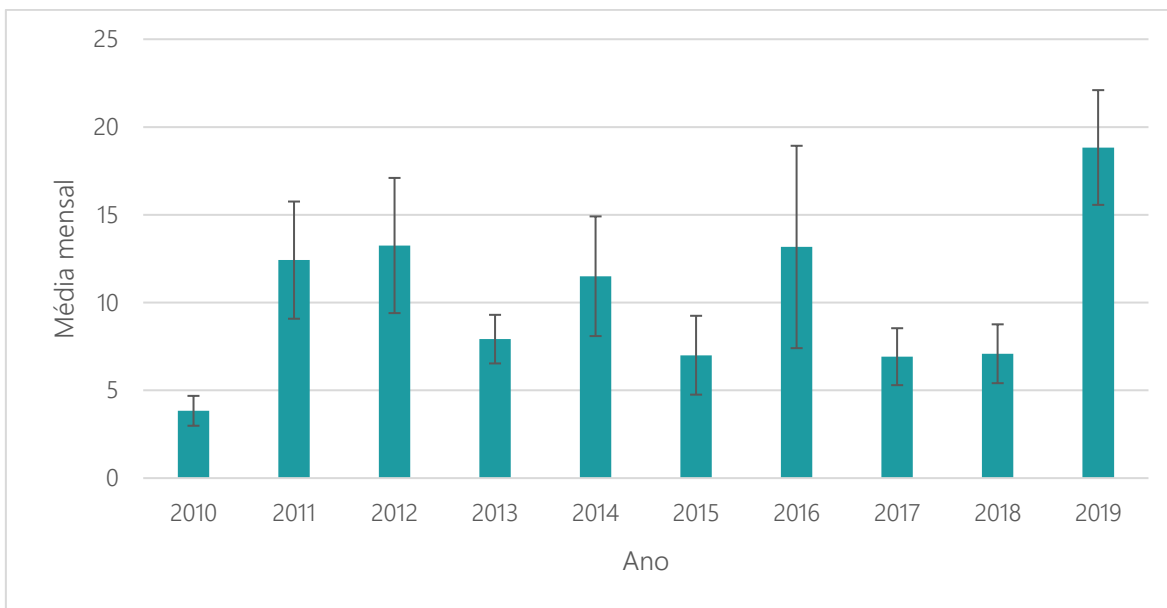


Figura 3.5. Média mensal dos arrojamentos anuais de golfinho-comum (*Delphinus delphis*), no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo.

Em termos sazonais, os arrojamentos de golfinho-comum variaram entre uma média de 151.67 indivíduos no inverno e uma média de 72.67 indivíduos na primavera (Figura 3.6.). Destaca-se a maior variabilidade na média de arrojamentos de golfinho-comum durante a primavera, evidenciada pelo elevado desvio padrão. Foram detetadas diferenças significativas sazonais ao longo do período de estudo ($X^2=408$, $df=27$, $p<0.0001$), com diferenças significativas entre todas as estações ($51,1<X^2<248$, $df=9$, $p<0,0001$).

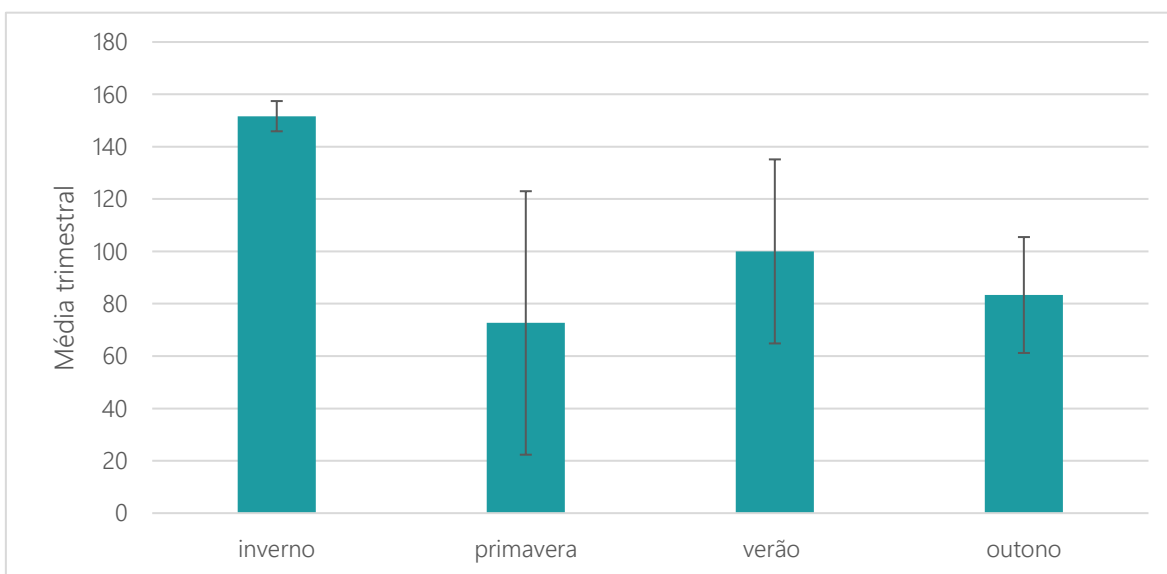


Figura 3.6. Média trimestral dos arrojamentos de golfinho-comum (*Delphinus delphis*), no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo.

3.2.2. Boto, *Phocoena phocoena*

No caso do boto, anualmente, as médias mensais variaram entre 1.25 indivíduos por mês em 2010 e em 2012 e 3.67 indivíduos por mês em 2014 (Figura 3.7.).

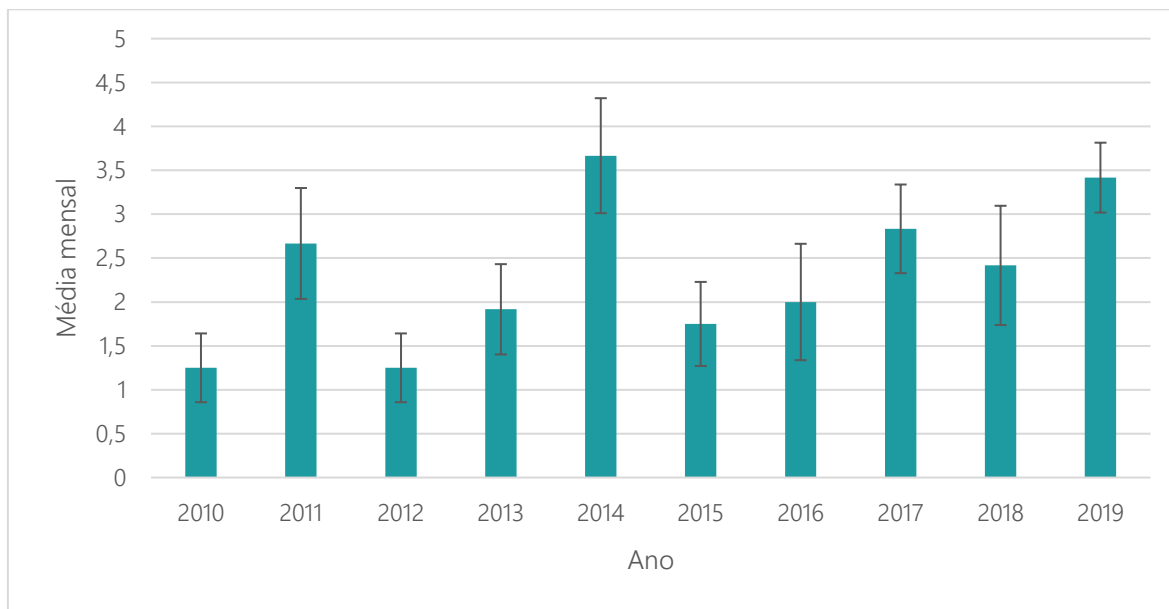


Figura 3.7. Média mensal dos arrojamentos anuais de boto (*Phocoena phocoena*), no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo.

Em termos sazonais, os arrojamentos de boto variam entre uma média de 13.67 indivíduos arrojados no outono e uma média de 36 indivíduos arrojados na primavera (Figura 3.8.). Verificaram-se diferenças significativas sazonais ao longo do período de estudo ($X^2=45.8$, $df=27$, $p=0.0134$). No entanto, as diferenças significativas parecem evidenciar-se apenas entre os valores mais elevados da primavera em comparação com os valores mais baixos do outono ($X^2=17.1$, $df=9$, $p<0.0478$).

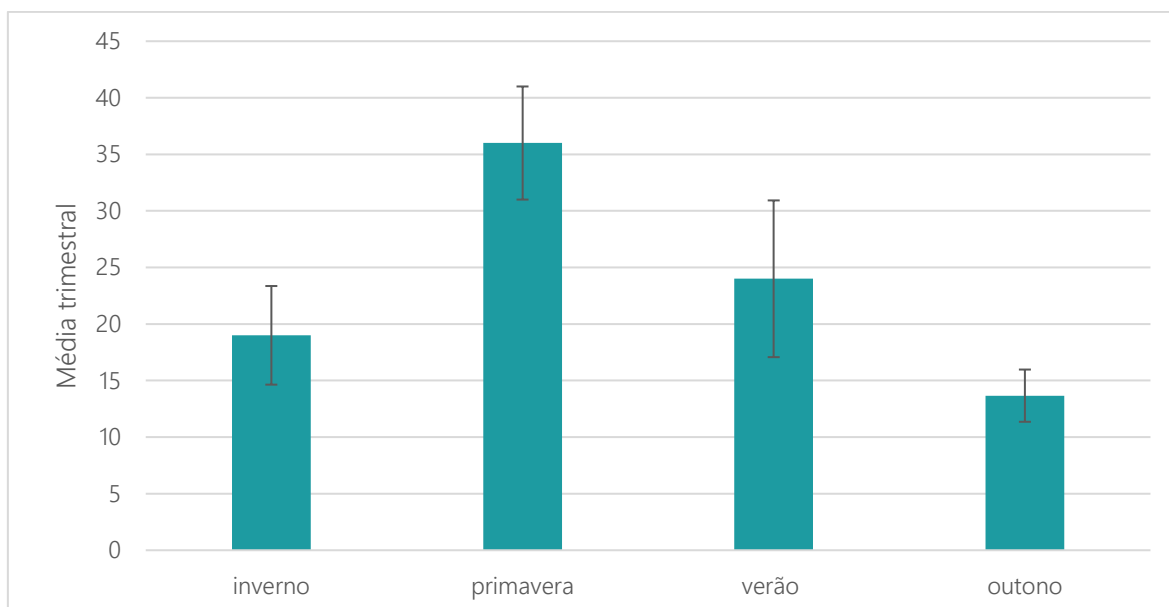


Figura 3.8. Média trimestral dos arrojamentos de boto (*Phocoena phocoena*), no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo.

3.3. Sexo e Maturidade

3.3.1. Golfinho-comum, *Delphinus delphis*

No período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, foram registados 1223 exemplares de golfinho-comum arrojados na área de estudo. Destes, 468 (38.3%) pertenciam ao sexo masculino e 472 (38.6%) eram do sexo feminino, havendo ainda 283 animais (23.1%) para os quais não foi determinado o sexo. Registou-se assim um *sex-ratio* global igual a 1, e não se verificaram diferenças significativas ao longo do período de estudo ($\chi^2=7.18$, $df=9$, $p=0.6184$).

No mesmo período, foi possível registar o comprimento total de 881 exemplares de golfinho-comum. Destes, 436 eram machos, tendo sido considerados 357 machos imaturos (<204cm) e 79 machos maduros (>204cm) (Figura 3.9.). Observa-se assim uma predominância de machos imaturos e verificaram-se diferenças significativas na maturidade ao longo do período de estudo ($\chi^2=30.7$, $df=9$, $p=0.0003$). Salientam-se os valores obtidos para o ano de 2013, em que o número de machos imaturos e maduros foi bastante semelhante. Adicionalmente, foram registadas 445 fêmeas, sendo 326 fêmeas imaturas

(<192.3cm) e 119 fêmeas maduras (>192.3cm) (Figura 3.10.). Apesar do maior número de fêmeas imaturas, não se verificaram diferenças significativas na maturidade das fêmeas ao longo dos anos de estudo ($X^2=4.83$, $df=9$, $p=0.8489$).



Figura 3.9. Número de indivíduos de golfinho-comum (*Delphinus delphis*) considerados como machos maduros ou machos imaturos, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.



Figura 3.10. Número de indivíduos de golfinho-comum (*Delphinus delphis*) considerados como fêmeas maduras ou fêmeas imaturas, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.

3.3.2. Boto, *Phocoena phocoena*

No período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, foram registados 279 exemplares de boto arrojados na área de estudo. Destes, 115 (41.4%) eram machos e 120 (43.2%) eram fêmeas, havendo ainda 43 animais (15.5%) em que não foi possível determinar o sexo. Tal como com o golfinho-comum, verificou-se para o boto um *sex-ratio* igual a 1, e não se verificaram diferenças significativas ao longo do período de estudo ($\chi^2=14.5$, $df=9$, $p\text{-value}=0.1052$).

Foi possível registar o comprimento total de 225 exemplares de boto durante o período de estudo. Foram registados 109 machos, sendo 79 considerados machos imaturos (<162cm) e 30 machos maduros (>162cm) (Figura 3.11). Excluindo o ano de 2010, existe uma predominância de machos imaturos, principalmente durante o ano de 2016. Adicionalmente, registaram-se 116 fêmeas, sendo consideradas 86 fêmeas imaturas (<168.9cm) e 30 fêmeas maduras (>168.9cm) (Figura 3.12). De forma semelhante aos machos, também se nota uma predominância de fêmeas imaturas ao longo do período de estudo. O número de indivíduos registados não permite outras inferências estatísticas similares às realizadas no caso do Golfinho-comum, que contava com um número muito mais elevado de registos.

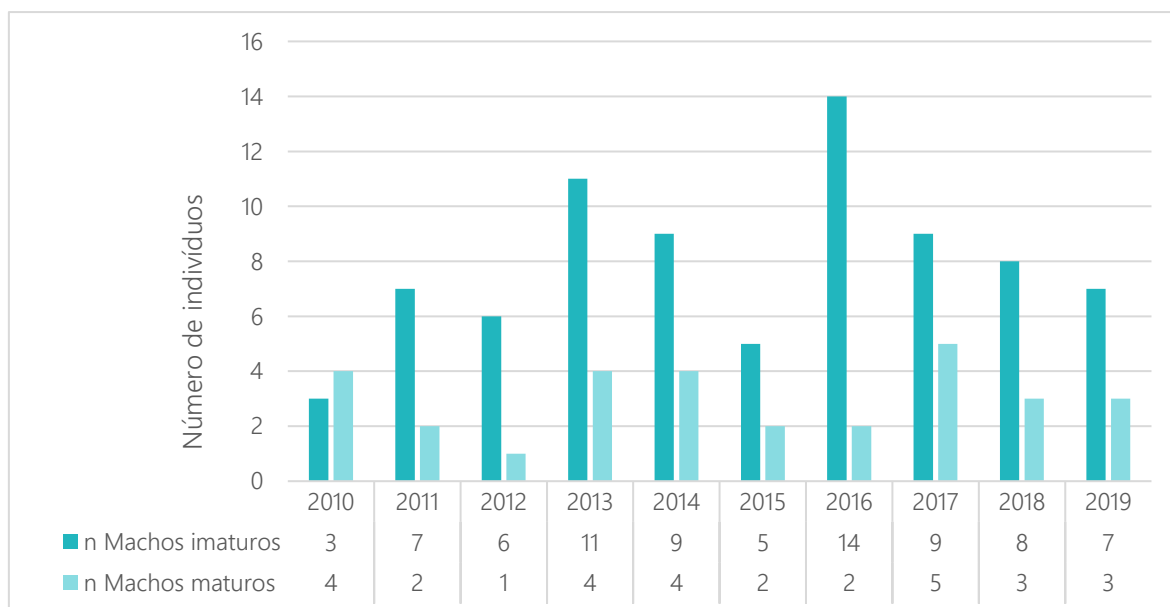


Figura 3.11. Número de indivíduos de botos (*Phocoena phocoena*) considerados machos maduros e machos imaturos, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.



Figura 3.12. Número de indivíduos de botos (*Phocoena phocoena*) considerados fêmeas maduras e fêmeas imaturas, no período de 2010 a 2019, na área de estudo.

3.4. Causa de Morte

Após a exclusão dos indivíduos em estado de decomposição 4 e 5, foi considerado um total de 1048 indivíduos para a determinação da causa de morte. A causa de morte mais prevalente nos animais arrojados é a captura acidental por artes de pesca, com 603 registos e perfazendo 58% da amostra (Figura 3.13.). Além disso, ao considerarmos a captura acidental provável, tem-se 685 registos e 65,4% da amostra. De seguida, os grupos mais representados nos animais arrojados recolhidos são as causas de morte devido a doença e a outras causas, com 95 (9%) e 54 (5%) registos, respetivamente. Houve ainda outros casos (16%) em que não foi possível determinar a causa de morte e 5% dos casos em que não foi possível examinar os cadáveres.

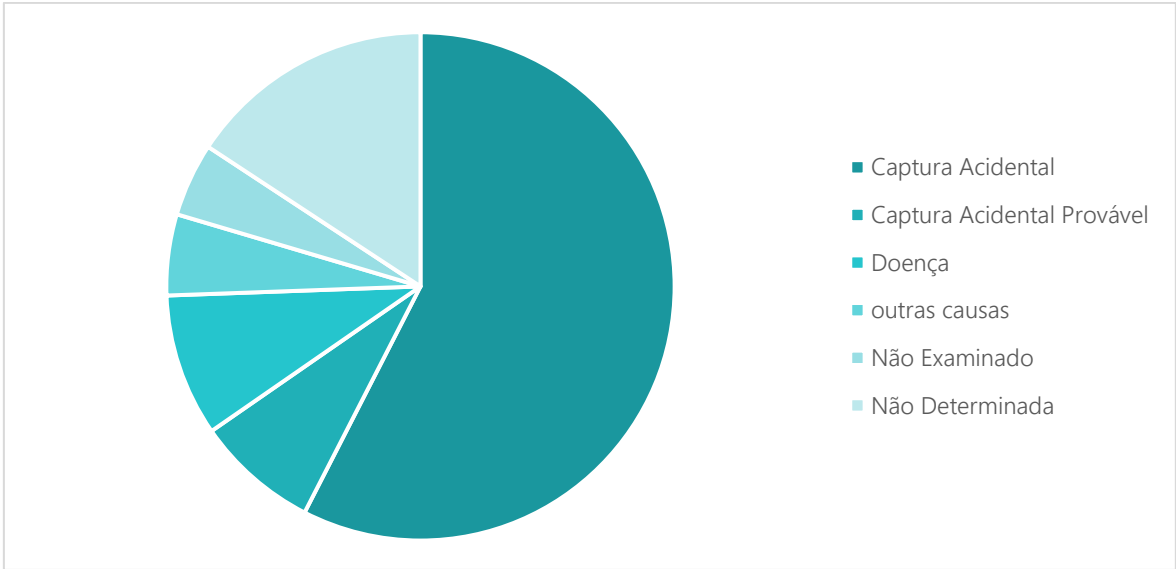


Figura 3.13. Causas de morte registadas dos animais arrojados no período de 2010 a 2019, na área de estudo.

3.4.1. Captura Acidental

Nos animais para os quais foi determinada a causa de morte como captura acidental ou captura acidental provável, na maioria das vezes (69%) foi possível determinar a arte de pesca envolvida devido às marcas deixadas no corpo do animal (Figura 3.14.). Observou-se uma predominância de redes de emalhar (REM) ou tresmalho, constituindo 51% dos animais registados. Destaca-se também a arte xávega com 16% dos indivíduos. Foram ainda registados indivíduos com marcas da arte de arrasto e de cerco, cada uma representando 1%.

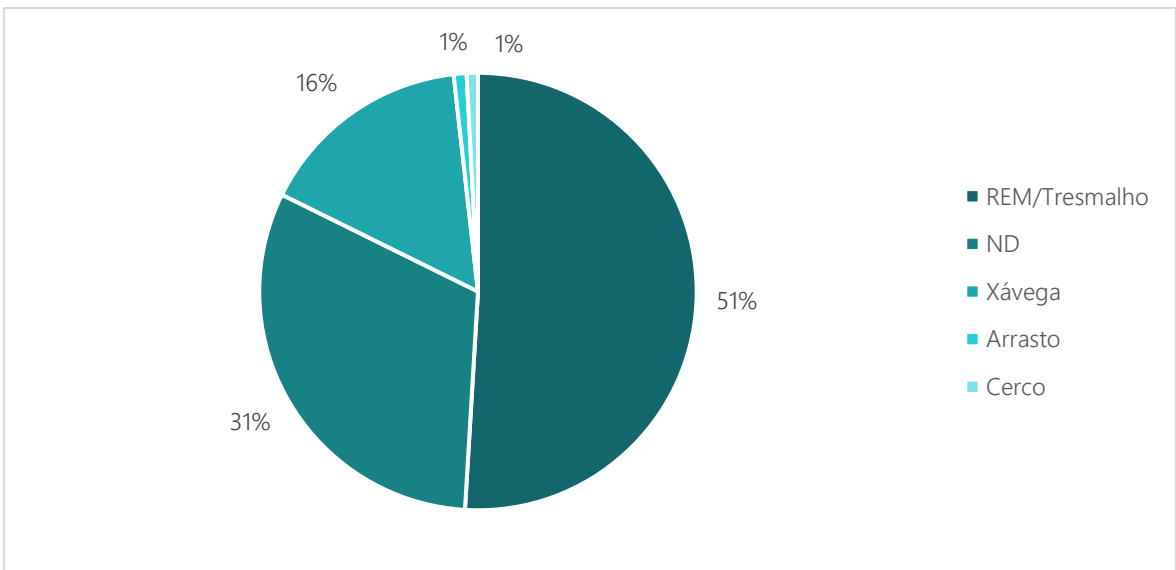


Figura 3.14. Artes de pesca determinadas em animais arrojados no período de 2010 a 2019, na área de estudo.

—Golfinho-comum, *Delphinus delphis*

No caso do golfinho-comum, nota-se uma predominância de indivíduos arrojados com marcas da arte de pesca por redes de emalhar/tresmalho, principalmente durante o inverno, com 169 indivíduos encontrados (Figura 3.15.). De notar que, durante o verão, a tendência é inversa e existe uma predominância das outras artes de pesca registadas, com o registo de 136 indivíduos, sendo que este grupo engloba 71% de registos associados a arte xávega. Desta maneira, verificaram-se diferenças significativas das artes de pesca identificadas como causa de morte de golfinho-comum encontradas ao longo dos trimestres ($X^2=91.3$, $df=3$, $p<0.0001$).

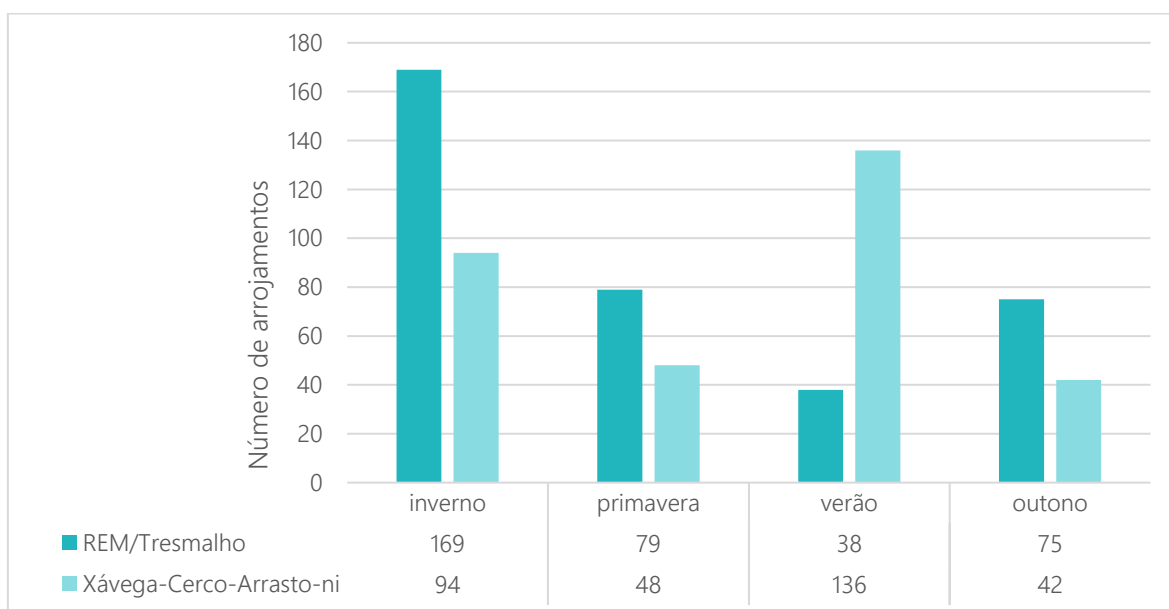


Figura 3.15. Artes de pesca registadas em golfinhos-comuns (*Delphinus delphis*) arrojados de acordo com o trimestre, no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo. ni, não identificada.

—Boto, *Phocoena phocoena*

No caso do boto observa-se uma predominância de mortalidade por captura acidental/captura acidental provável durante a primavera e verão (Figura 3.16.). Durante a primavera, a proporção entre os grupos de arte de pesca é semelhante, mas no verão existe uma predominância do grupo das artes de xávega, cerco, arrasto e as não identificadas, com mais de metade dos registos associados à captura acidental por arte xávega. Ao longo dos

trimestres, verificaram-se diferenças significativas para estes grupos de arte de pesca ($X^2=13.3$, $df=3$, $p=0.0041$).

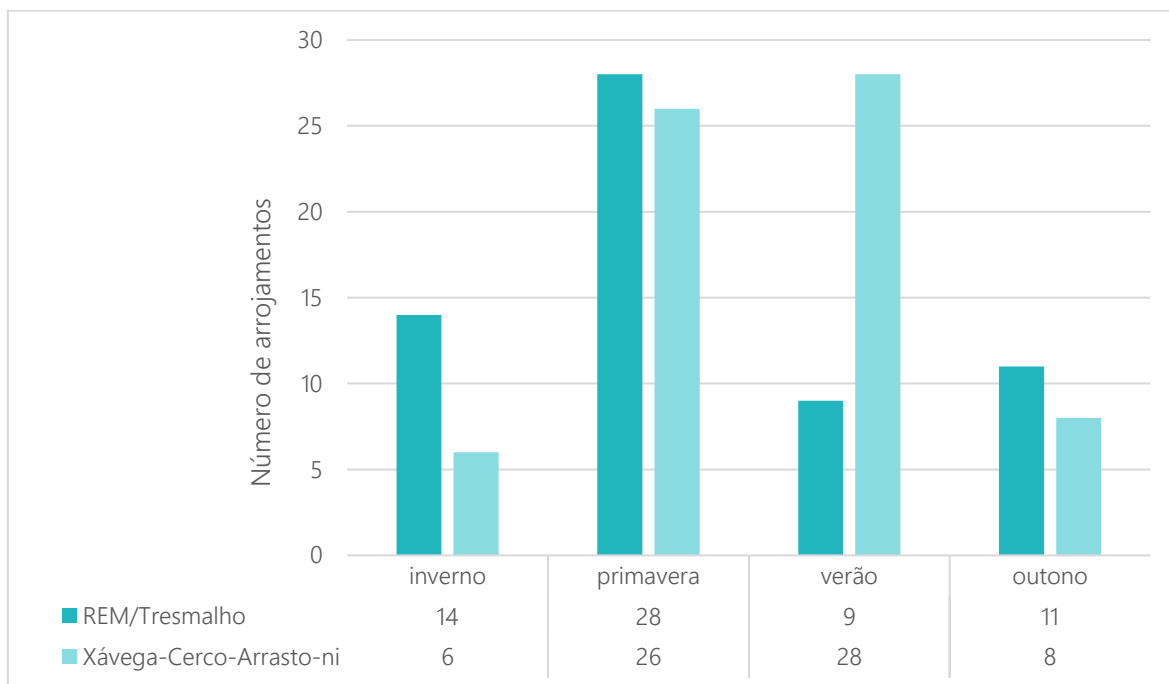


Figura 3.16. Artes de pesca registadas em boto (*Phocoena phocoena*) arroçados de acordo com o trimestre, no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2019, na área de estudo. ni, não identificada.

4. Discussão

A análise dos arrojamentos de cetáceos contribui para conhecermos melhor vários aspetos relacionados com a diversidade de espécies, estado de saúde das populações e vários parâmetros populacionais, tal como a distribuição e a mortalidade numa dada região (Chan *et al.*, 2017; Leeney *et al.*, 2008; MacLeod *et al.*, 2005; Meager & Sumpton, 2016; Peltier *et al.*, 2014; Perrin & Geraci, 2002). Nos dez anos incluídos neste estudo foram registados 1841 cetáceos arrojados entre Caminha e Peniche, distribuídos por 17 espécies, o que demonstra a importância da costa continental Portuguesa para a biodiversidade de megafauna marinha.

Nestes 10 anos, o golfinho-comum foi a espécie mais representada, considerando o elevado número de indivíduos arrojados desta espécie (66.43% da amostra), corroborando resultados reportados anteriormente em Portugal Continental (Ferreira *et al.*, 2012; Ferreira, 2007; Silva & Sequeira, 2003). De facto, Ferreira (2007) reportou que 63.9% dos animais arrojados na zona de Ovar à Marinha Grande entre 2000 a 2005 correspondiam a indivíduos de golfinho-comum. No presente estudo, os arrojamentos de boto corresponderam a 15.10% dos registos, um valor também bastante comparável ao valor de 12.8% registado por Ferreira (2007). Estas duas espécies foram as mais representadas, seguindo-se o golfinho-riscado e o roaz, com 3.80% e 2.12% respetivamente. Estes valores estão também de acordo com os valores reportados para anos anteriores com 3.6% e 2.2% respetivamente para golfinho-riscado e roaz (Ferreira 2007). Tal como observado no presente estudo, o golfinho-comum é a espécie de cetáceo mais frequente nos arrojamentos em França, seguido do boto (Dars *et al.*, 2019). Por outro lado, no Reino Unido a espécie mais frequente nos arrojamentos em 2015 foi o boto seguido do golfinho-comum (Jepson *et al.*, 2015).

A baleia-anã foi a seguinte espécie para a qual se registou um maior número de arrojamentos de 2010 a 2019 e o misticete que apresentou mais arrojamentos na área de estudo (25 indivíduos). A predominância de arrojamentos de baleia-anã (em relação a outros misticetes) já tinha sido reportada (Ferreira *et al.*, 2012; Ferreira, 2007). Atualmente, a baleia-anã é a única espécie da subordem Mysticeti a ser considerada residente em Portugal Continental (Cabral *et al.*, 2005), o que contribui para justificar a sua predominância entre os

misticetes arrojados. No mesmo período foram também registados arrojamentos de 10 indivíduos de baleia-comum, sendo este o segundo misticete mais representado na área de estudo. Lydersen *et al.* (2020) reportaram que a costa Portuguesa é uma zona de migração importante para esta espécie e Pereira *et al.* (2020) enfatizaram a importância da costa sudoeste de Portugal para as baleias-comuns principalmente entre novembro e janeiro.

Espécies mais raras também foram registadas ao longo do período de estudo, sendo que algumas foram identificadas pela primeira vez durante o curso do projeto LIFE+ MarPro (o qual englobou parte do período de estudo), tais como o golfinho de Fraser e a baleia-de-bico de Sowerby. Denota-se assim, mais uma vez, a importância da implementação de uma rede de arrojamentos para recolha de informações suplementares sobre a ocorrência específica numa dada área geográfica, e informações biológicas importantes para melhor compreensão de espécies de difícil observação (e.g. Byrd *et al.*, 2014; Crosti *et al.*, 2017; Peltier *et al.*, 2013, 2016).

Ao longo do período de estudo, verificou-se um aumento no número de arrojamentos anuais, com um máximo de 320 arrojamentos detetados em 2019. Considerando a tendência de aumento já reportada em Ferreira (2007), é possível concluir que o número de arrojamentos registados na região norte e centro de Portugal tem aumentado ao longo dos últimos 20 anos. Salienta-se que a ocorrência de arrojamentos de cetáceos nas costas de França é também muito elevada principalmente nos últimos anos, tendo atingido um valor de 1383 cetáceos arrojados apenas no ano de 2018 (Dars *et al.*, 2019).

O aumento do registo de arrojamentos pode dever-se a vários fatores, nomeadamente o aumento da mortalidade, conjugado ou não com o aumento da abundância das populações na área de estudo, maior frequência de condições ambientais que favorecem o arrojamento, e a existência de uma rede regional de arrojamentos (Ferreira, 2007; Vingada & Eira, 2018). A rede regional de arrojamentos pode ter tido maior influência no período de estudo de Ferreira (2007) em relação ao período deste estudo, visto serem os primeiros anos de implementação da rede. Além disso, a área de atuação da rede regional foi amplificada e, desde 2010, a equipa responsável trabalha para alargar a rede de contactos, de maneira a que um maior número de entidades, como a GNR ou o ISN, passe a dar o alerta para a

ocorrência de um animal arrojado (Ferreira *et al.*, 2012). Além disso, o crescimento do conhecimento do público também pode ter contribuído para um maior número de alertas de arrojamentos.

Em média, neste período de 10 anos foi registado um valor médio de 184 (DP=65) arrojamentos por ano na área de estudo, embora existam grandes variações interanuais. O ano de 2019 apresenta o maior número de arrojamentos totais e de Odontocetes, devido principalmente aos arrojamentos de golfinho-comum, com 226 indivíduos. O aumento de arrojamentos de golfinho-comum pode indicar um aumento na taxa de mortalidade da população. No entanto, dos golfinhos-comuns que morrem numa determinada área desconhece-se quantos indivíduos chegam a arrojar e são detetados (ver Peltier *et al.*, 2012). Assim, não podemos descartar a hipótese de que tenha havido um aumento na probabilidade de arrojamento, devido a condições oceanográficas favoráveis (ver discussão em Peltier *et al.*, 2013, 2014). Desta maneira, podemos dizer que houve um aumento na taxa de arrojamentos, mas não podemos inferir sobre um potencial aumento na taxa de mortalidade da população deste cetáceo. Além disso, um aumento de abundância populacional na zona de estudo (aumento do número de indivíduos absoluto ou aumento do número de indivíduos a utilizar a zona de estudo) também poderia justificar o maior número de arrojamentos em 2019. No futuro, seria necessário monitorizar a abundância com regularidade (Hammond *et al.*, 2017; Hoyt, 2005) para que se possa inferir com maior certeza sobre a variação da taxa de mortalidade de uma população.

O ano de 2019 apresentou também um número bastante elevado de arrojamentos de boto (41 indivíduos), com um valor só superado no ano de 2014 quando se verificou o valor máximo de 44 indivíduos registados mortos na área de estudo. Neste caso, há a salientar que a abundância da população portuguesa de boto em 2014, estimada por censos aéreos no final do verão, foi bastante menor que os valores registados nos dois anos anteriores (Vingada & Eira, 2018). O maior número de arrojamentos de boto em 2014 conjugado com o decréscimo populacional nesse ano, parece indicar um real aumento da taxa de mortalidade na população. Além disso, o boto é uma espécie muito costeira (Vingada *et al.*, 2011), pelo que a probabilidade de arrojamento dos indivíduos mortos deverá ser elevada, ou seja, um

incremento do número de arrojamentos poderá ser um bom indicador do aumento da mortalidade. Salienta-se que, no ano de 2014 as abundâncias de golfinho-comum foram bastante elevadas em relação a anos anteriores (Vingada & Eira, 2018) e desconhece-se se este fator poderá ter contribuído para um aumento da mortalidade do boto, como consequência de alterações espaciais ou temporais no uso de espaço por esta espécie.

Os arrojamentos de *Misticetes*, pelo contrário, demonstram números relativamente baixos ao longo de todo o período de estudo. Isto poderá ser em parte explicado por estes animais passarem a maior parte da sua vida em águas profundas, longe de costa (Bannister, 2009), o que dificulta o processo de arrojamento quando morrem.

No que se refere ao padrões sazonais e mensais de arrojamentos, de forma semelhante a outros estudos (Ferreira, 2007; Saavedra *et al.*, 2017; Silva & Sequeira, 2003), verifica-se um maior número de arrojamentos no início do ano, principalmente durante os meses de janeiro a abril, o qual vai decrescendo, notando-se depois um pico no número de arrojamentos durante o mês julho. Durante os primeiros meses do ano, abrangendo o inverno e início de primavera, os ventos predominantes de sul e a sua forte intensidade, associada a tempestades, aumentam as probabilidades dos cadáveres de cetáceos chegarem à costa (Saavedra *et al.*, 2017; Silva & Sequeira, 2003). Além disso, as condições climáticas e marítimas adversas podem contribuir para a morte dos indivíduos mais fracos, feridos e jovens (Silva & Sequeira, 2003). O pico detetado durante o mês de julho poderá estar relacionado com a maior afluência de pessoas à praia, o que possibilita uma maior deteção e alerta dos animais encontrados. Ao mesmo tempo, há registos de observações de grupos de golfinho-comum avistados junto à costa o que pode indicar uma alteração do uso de espaço nesta época, tornando o golfinho-comum mais suscetível à captura accidental. Em particular, é nos meses de verão que a arte xávega atua mais frequentemente, visto ser uma arte que depende de condições favoráveis do mar para possibilitar a saída das embarcações (Vingada & Eira, 2018). Esta arte de pesca atua muito junto à costa pelo que os animais capturados acidentalmente deverão arrojar com grande probabilidade. No entanto, excluindo o pico do mês de julho, o menor número de arrojamentos durante os meses de verão relativamente ao Inverno, poderá estar relacionado com uma menor probabilidade de arrojamento, uma vez

que os ventos predominantes de norte poderão fazer com que os animais sejam afastados da costa (Peliz *et al.*, 2005; Saavedra *et al.*, 2017; Silva & Sequeira, 2003).

Sendo o golfinho-comum a espécie mais representativa nos arrojamentos registados ao longo dos 10 anos de estudo, as suas tendências mensal e sazonal são semelhantes às tendências gerais para os arrojamentos referidos acima. Em termos sazonais, foi verificada uma média trimestral de arrojamentos de golfinho-comum mais elevada no inverno (média de 151 indivíduos arrojados em cada inverno), com pouca variabilidade anual. Novamente, o fator climatérico é considerado, mas durante esta estação do ano notou-se uma predominância de mortalidade causada por captura acidental em redes de emalhar. Esta arte de pesca é considerada como a que causa maior mortalidade de cetáceos a nível mundial estando a ameaçar diversas populações de cetáceos (IWC, 2019; Read *et al.*, 2006). Em Portugal, também já tinha sido identificado que a arte de redes de emalhar era a que mais afetava os golfinhos-comuns (Ferreira, 2007; Silva & Sequeira, 2003). No entanto, durante o verão, quando se verifica o seguinte pico no número de arrojamentos, predomina a mortalidade causada pela arte xávega, uma vez que a xávega opera apenas no final da primavera e no verão. Este pico sazonal na época de operação da xávega, pode revelar também uma alteração na distribuição da população de golfinho-comum, visto que a xávega atua mais perto da costa do que a arte de pesca de redes de emalhar (Vingada & Eira, 2018). Esta alteração provavelmente é influenciada por uma possível maior abundância de peixe junto à costa durante o verão, como resultado do afloramento costeiro de águas profundas ricas em nutrientes durante esta época do ano (Mason *et al.*, 2006; Silva & Sequeira, 2003). Adicionalmente, verifica-se uma predominância geral de indivíduos imaturos, tanto machos como fêmeas, demonstrando que a falta de experiência dos indivíduos mais jovens pode resultar numa maior mortalidade quando estes entram em contacto com artes de pesca (Silva & Sequeira, 2003).

No que se refere ao boto, as médias mensais mais elevadas foram registadas em 2014 e 2019 (respetivamente, 3.67 e 3.42 indivíduos arrojados por mês). Ao contrário do golfinho-comum, os arrojamentos de boto demonstraram uma maior média trimestral durante a primavera, particularmente em contraste com os registos obtidos para o outono.

Durante a primavera, parece ocorrer um aumento da mortalidade por captura acidental na arte de pesca de redes de emalhar. Além disso, na primavera foram registados muitos indivíduos para os quais não foi possível determinar a causa de morte devido, entre outros fatores, ao seu estado de decomposição. Tal como anteriormente, isto poderá resultar das condições climatéricas e marítimas, ainda presentes durante pelo menos parte da primavera, que favorecem o arrojamento de cadáveres mais decompostos.

A análise dos arrojamentos permitiu-nos conhecer melhor alguns parâmetros das populações de golfinho-comum e de boto. Tanto para o golfinho-comum como para o boto, o *sex-ratio* obtido foi de 1, embora não tenha sido possível determinar o sexo em 23.1% dos indivíduos de golfinho-comum e em 15.5% dos e botos registados. Um *sex-ratio* equilibrado seria de esperar e já foi relatado para o boto e golfinho-comum em águas da Península Ibérica (Read, 2015). No entanto, a proporção de animais maduros e imaturos poderá ser preocupante para a evolução destas populações em águas continentais portuguesas. No caso do golfinho-comum, os animais que foram analisados revelaram a existência de 4,5 vezes mais machos imaturos do que maduros e 2,7 vezes mais fêmeas imaturas do que maduras. No caso do boto, foi possível estimar que foram registados 2,6 vezes mais machos imaturos do que maduros e 2,86 vezes mais fêmeas imaturas do que maduras. Embora já tenha sido reportado que a inexperiência dos indivíduos imaturos poderá estar associada à sua maior taxa de captura acidental, contribuindo assim para um enviesamento dos dados obtidos a partir da análise de arrojamentos, seria expectável que se registasse este maior número de indivíduos imaturos, considerando que estas espécies atingem a maturidade bastante tarde. Utilizando animais arrojados na costa Ibérica, foi já verificado que no caso dos golfinhos-comuns, as fêmeas atingem a maturidade depois dos 8 anos de idade e os machos depois dos 10 anos de idade (Read, 2015). No caso dos botos, são os machos que atingem a maturidade mais cedo (depois dos 3,8 anos) enquanto as fêmeas atingem a maturidade a partir dos 5,5 anos de idade (Read, 2015). Em regiões mais a Norte do Atlântico (Mar do Norte e Báltico), foram detetadas fêmeas de boto maduras um pouco mais jovens, a partir dos 4.95 anos de idade (Kesselring *et al.*, 2017). No entanto, os mesmos autores verificaram que os botos do Báltico apresentavam uma idade média de mortalidade de 3.67 anos, indicando um tempo de vida muito curto associado à captura

acidental em artes de emalhar. No presente estudo, a predominância de indivíduos imaturos também é indicativa de um curto tempo de vida médio e que as populações poderão vir a ser afetadas em termos de abundância, visto que a proporção de indivíduos que atingem a idade adulta pode não ser suficiente para impedir o declínio de efetivos populacionais. Este problema será mais severo no caso do boto em Portugal, tendo em conta o seu estado de conservação vulnerável (Cabral *et al.*, 2005).

Entre outros fatores determinantes na ocorrência de arrojamentos, como já referido, identifica-se a captura acidental (58%) como a maior causa de mortalidade dos animais arrojados registados. Estes resultados estão em concordância com os valores apresentados em Ferreira (2007), que registou uma percentagem de 55% de captura acidental para os animais registados no período entre os anos 2000 e 2005 numa porção da área do presente estudo. Verifica-se assim que as capturas acidentais em artes de pesca em Portugal têm sido um fator preocupante ao longo das duas últimas décadas. A mesma preocupação tem sido emanada em águas de outros países. Por exemplo, num estudo focado no mar do Norte, a captura acidental foi considerada a maior preocupação para a população de botos nos próximos 20 anos, seguida pela poluição química e sonora, respetivamente (IJseldijk *et al.*, 2018). No caso dos golfinhos-comuns, no ano de 2018, 63% dos cetáceos analisados nas costas Francesas apresentavam evidências de interação com artes de pesca (Dars *et al.*, 2019). No Reino Unido a causa de morte mais frequente para o boto no ano de 2015 foi também a captura acidental em artes de pesca (Jepson *et al.*, 2015). No entanto, existem outras regiões para onde foram reportados níveis de captura acidental bastante reduzidos, como por exemplo nas Canárias onde foram reportados apenas 7.4% de arrojamentos de cetáceos associados a capturas acidentais durante um período de 19 anos (Puig-Lozano *et al.*, 2020). Este valor poderá estar associado ao tipo de pesca mais representativo naquela área geográfica e à probabilidade de os animais capturados arrojarem ou não nas ilhas do arquipélago.

Em Portugal, Sequeira & Inácio (1992) tinham já alertado para uma possível diminuição da população de boto identificando como possível causa para essa diminuição a problemática entre o boto e as artes de pesca, principalmente na zona de Aveiro à Figueira da Foz. Além

disso, Ferreira (2007) voltou a referir a continuação desta problemática na zona centro do país, indicando que 58% dos animais arrojados com evidências de captura acidental eram botos, sendo que a arte xávega foi identificada como uma ameaça local à população de boto de Portugal, quando comparada com o resto da Europa. A interação com as pescas também tem sido verificada noutros locais, nomeadamente no Atlântico norte e mar Báltico, tendo sido discutido no IWC (2019) o estado das populações de boto destas áreas por causa dos níveis de captura acidental observados.

Além das leis atualmente implementadas para proteção dos cetáceos, a implementação e utilização de pingers, dispositivos acústicos de dissuasão, tem-se revelado bastante promissora (Vingada & Eira, 2018) para diminuir o impacto da captura acidental em artes de pesca. A monitorização das causas de morte de cetáceos arrojados continua a ser de extrema importância no que se refere à avaliação do impacto da captura acidental de cetáceos e, principalmente no caso do boto, os resultados devem ser tidos em conta na definição de diretrizes de investigação e prioridades de gestão das populações (Ijsseldijk *et al.*, 2018, 2020).

5. Considerações Finais

- Este estudo permitiu observar um aumento do número de arrojamentos de cetáceos ao longo dos anos na zona centro e norte de Portugal;
- Uma rede de arrojamentos bem implementada tornou-se importante para uma melhor compreensão e perceção da ocorrência e distribuição das espécies e as suas variações temporais/sazonais;
- A rede de arrojamentos permitiu um suplemento de monitorização, em especial para a população de boto que está atualmente considerada como vulnerável em Portugal;
- Denotou-se que a captura acidental, nomeadamente pelas redes de emalhar e xávega, continua a representar a maior causa de mortalidade observada em cetáceos arrojados.

6. Bibliografia

- Aguiar, Z. (2013). *Ecologia alimentar do bôto (Phocoena phocoena) ao longo da costa continental portuguesa*. Master Thesis. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- AMN. (2020). <https://www.amn.pt/Paginas/Homepage.aspx>
- Augé, A. A., Otley, H., Rendell, N., & Frans, V. F. (2018). Spatial distribution of cetacean strandings in the Falkland Islands to define monitoring opportunities. *Journal of Cetacean Research and Management*, 19, 1–7.
- Bannister, J. L. (2009). Baleen Whales (Mysticetes). In W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd edition, pp. 80–89). Elsevier/Academic Press.
- Bearzi, G. (2012). *Delphinus delphis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2012*, e.T6336A16236707.
- Birkun Jr., A.A. & Frantzis, A. (2008). *Phocoena phocoena ssp. relicta*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.E17030A6737111. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T17030A6737111.en> Downloaded on 31 December 2020.
- Bjørge, A., & Tolley, K. A. (2009). Harbour Porpoise, *Phocoena phocoena*. In W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd edition, pp. 530–533). Elsevier/Academic Press.
- Bouchard, C., Bracken, C., Dabin, W., Van Canneyt, O., Ridoux, V., Spitz, J., & Authier, M. (2019). A risk-based forecast of extreme mortality events in small cetaceans: Using stranding data to inform conservation practice. *Conservation Letters*, 12(4), e12639.
- Braulik, G., Minton, G., Amano, M., & Bjørge, A. (2020). *Phocoena phocoena*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T17027A50369903. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T17027A50369903.en>. Downloaded on 31 December 2020.

- Byrd, B. L., Hohn, A. A., Lovewell, G. N., Altman, K. M., Barco, S. G., Friedlaender, A., Harms, C. A., McLellan, W. A., Moore, K. T., Rosel, P. E. & Thayer, V. G. (2014). Strandings as indicators of marine mammal biodiversity and human interactions off the coast of North Carolina. *Fishery Bulletin*, 112(1), 1–23.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., Queirós, A. I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza.
- Camarão, B. C. (2017). *Estudo da Reprodução de Pequenos Cetáceos através da Morfologia do Ovário*. Master Thesis. Universidade de Aveiro.
- 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, S284–S292.
- Chan, D. K. P., Tsui, H. C. L., & Kot, B. C. W. (2017). Database documentation of marine mammal stranding and mortality: Current status review and future prospects. *Diseases of Aquatic Organisms*, 126(3), 247–256.
- Crosti, R., Arcangeli, A., Romeo, T., & Andaloro, F. (2017). Assessing the relationship between cetacean strandings (*Tursiops truncatus* and *Stenella coeruleoalba*) and fishery pressure indicators in Sicily (Mediterranean Sea) within the framework of the EU Habitats Directive. *European Journal of Wildlife Research*, 63(3), 1–13.
- Dars, C., Dabin, W., Demaret, F., Dorémus, G., Meheust, E., Mendez-Fernandez, P., Peltier, H., Spitz, J. & Van Canneyt, O. (2019). *Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2018*. Rapport scientifique de l'Observatoire Pelagis, La Rochelle Université et DNRS.
- DeMaster, D. P., Fowler, C. W., Perry, S. L., & Richlen, M. F. (2001). Predation and competition: The impact of fisheries on marine-mammal populations over the next one hundred years.

Journal of Mammalogy, 82(3), 641–651.

DGRM. (2020). <https://www.dgrm.mm.gov.pt/web/guest/artes-de-pesca>

Dolman, S., Baulch, S., Evans, P. G. H., Read, F., & Ritter, F. (2016). Towards an EU Action Plan on Cetacean Bycatch. *Marine Policy*, 72, 67–75.

Ellis, R. (2009). Whaling, Aboriginal. In W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd edition, pp. 1227–1235). Elsevier/Academic Press.

Ferreira, M., Marçalo, A., Nicolau, L., Araújo, H., Santos, J., Pinheiro, C., Lopes, T., Mendes, S., Vaqueiro, J., Medina, P., Cascalho, A., Sequeira, M., Eira, C. & Vingada, J. (2012). Estado atual das redes de arrojamento e de reabilitação em Portugal Continental. *Anexo Do Relatório Intercalar Do Projeto LIFE MarPro NAT/PT/00038*.

Ferreira, Marisa. (2007). *Ocorrência e captura acidental de cetáceos no Centro/Norte de Portugal*. Master Thesis. Universidade do Minho.

Fontaine, M. C., Roland, K., Calves, I., Austerlitz, F., Palstra, F. P., Tolley, K. A., Ryan, S., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Öztürk, B., Öztürk, A. A., Rioux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Siebert, U., Vikingsson, G. A., Michaux, J. R. & Aguilar, A. (2014). Postglacial climate changes and rise of three ecotypes of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in western Palearctic waters. *Molecular Ecology*, 23(13), 3306–3321.

Geraci, J. R., & Aubin, D. J. St. (1979). The Biology of Marine Mammals: Insights through Strandings. In *Final Report to U.S. Marine Mammal Commission in Fulfillment of Contract MM7AC020*.

Geraci, J. R., & Lounsbury, V. J. (1993). *Marine Mammals Ashore: A Field Guide for Strandings*. Texas A&M University Sea Grant College Program.

Hammond, P. S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W. F., Scott, M. D., Wang, J. Y., Wells, R. S. & Wilson, B. (2008a). *Delphinus delphis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2008*, e.T6336A12.

- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K.A., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S. & Wilson, B. (2008b). *Phocoena phocoena* (Baltic Sea subpopulation) (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2008: e.T17031A98831650. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T17031A6739565.en>. Downloaded on 31 December 2020.
- Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M. B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. & Øien, N. (2017). *Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys*.
- Hoyt, E. (2005). *Marine protected areas for whales, dolphins and porpoises: a world handbook for cetacean habitat conservation*. London: Earthscan.
- IJsseldijk, Lonneke, L., ten Doeschate, M. T. I., Brownlow, A., Davison, N. J., Deaville, R., Galatius, A., Gilles, A., Haelters, J., Jepson, P. D., Keijl, G. O., Kinze, C. C., Olsen, M. T., Siebert, U., Thøstesen, C. B., van den Broek, J., Gröne, A. & Heesterbeek, H. (2020). Spatiotemporal mortality and demographic trends in a small cetacean: Strandings to inform conservation management. *Biological Conservation*, 249, 108733.
- IJsseldijk, Lonneke, L., ten Doeschate, M. T. I., Davison, N. J., Gröne, A., & Brownlow, A. C. (2018). Crossing boundaries for cetacean conservation: Setting research priorities to guide management of harbour porpoises. *Marine Policy*, 95, 77–84.
- INE. (2020). <https://www.ine.pt/xurl/pub/435690295>
- IWC. (2019). *Report of the 68th IWC Scientific Committee*. Nairobi, Kenya.
- IWC. (2020). *Report of the Scientific Committee 2020*. Cambridge, UK.
- Jefferson, T. A., Leatherwood, S., & Webber, M. A. (1993). *FAO species identification guide. Marine mammals of the world*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- Jepson, P. D., Perkins, M., Brownlow, A., Davison, N., ten Doeschate, M., Smith, B., Lyal, R., Allan, L., Sabins, R. C. & Penrose, R. (2015) Annual Report for the period 1st January - 31st December 2015 (Deaville, R., Compiler). UK Cetacean Strandings Investigation Programme. Disponível em: www.ukstrandings.org/csip-reports/
- Kesselring, T., Viquerat, S., Brehm, R., & Siebert, U. (2017). Coming of age: - Do female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environment? *PLoS ONE*, 12(10), e0186951.
- Kuiken, T., & Hartmann, M. G. (1991). Proceedings of the First ECS Workshop on Cetacean Pathology: Dissection Techniques and Tissue Sampling: Leiden, the Netherlands, 13-14 September 1991. *European Cetacean Society*, 17.
- Kuiken, T., O'Leary, M., Baker, J., & Kirkwood, J. (1996). Pathology of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) from the coast of England, suspected of by-catch. In T. Kuiken (Ed.), *Diagnosis of By-catch in cetaceans. Proceedings of the second ECS workshop on cetacean Pathology*. (Vol. 26, pp. 31-34). Saskatoon, Saskatchewan, Canada: European Cetacean Society Newsletter.
- 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), 2323-2338.
- Lydersen, C., Vacquié-Garcia, J., Heide-Jørgensen, M. P., Øien, N., Guinet, C., & Kovacs, K. M. (2020). Autumn movements of fin whales (*Balaenoptera physalus*) from Svalbard, Norway, revealed by satellite tracking. *Scientific Reports*, 10(1), 1-13.
- MacLeod, C. D., Bannon, S. M., Pierce, G. J., Schweder, C., Learmonth, J. A., Herman, J. S., & Reid, R. J. (2005). Climate change and the cetacean community of north-west Scotland. *Biological Conservation*, 124(4), 477-483.
- Mason, E., Coombs, S., & Oliveira, P. B. (2006). An overview of the literature concerning the

- oceanography of the eastern North Atlantic region. *Relatórios Científicos e Técnicos IPIMAR, Série Digital, 33*, 59. Retrieved from <http://sabella.mba.ac.uk/1795/>
- Meager, J. J., & Limpus, C. (2014). Mortality of Inshore Marine Mammals in Eastern Australia Is Predicted by Freshwater Discharge and Air Temperature. *PLoS ONE, 9*(4), e94849.
- Meager, J. J., & Sumpton, W. D. (2016). Bycatch and strandings programs as ecological indicators for data-limited cetaceans. *Ecological Indicators, 60*, 987–995.
- Moore, K. T., & Barco, S. G. (2013). *Handbook for Recognizing, Evaluating, and Documenting Human Interaction in Stranded Cetaceans and Pinnipeds*. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum, NOAA-TM-NMFS-SWFSC-510.
- Moura, A. E., Silva, S. E., SPEA, Correia, A. M., Sousa-Pinto, I., Gil, Á., Freitas, L., Ribeiro, C., Carvalho, A., Dinis, A., Alvez, F., Ferreira, R., Azevedo, J. M. V., Fernández, M., Cecchetti, A., Medeiros, R., Machete, M., Silva, H., González, L., Faustino, C., Carvalho, I., Brito, C., Martinho, F., IFAW/MCR & Sillero, N. (2017). Mamíferos marinhos. In J. Bencatel, F. Álvares, A. E. Moura, & A. M. Barbosa (Eds.), *Atlas de Mamíferos de Portugal* (1st edition, pp. 153–199). Universidade de Évora, Portugal.
- Northridge, S. P. (1991). *An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries* (No. 251). Food & Agriculture Org.
- Peliz, Á., Dubert, J., Santos, A. M. P., Oliveira, P. B., & Le Cann, B. (2005). Winter upper ocean circulation in the Western Iberian Basin - Fronts, Eddies and Poleward Flows: An overview. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 52*(4), 621–646.
- 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, Hélène, 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 and Policy, 63*, 7–

18.

Peltier, Hélène, Baag oe, H. J., Camphuysen, K. C. J., Czeck, R., Dabin, W., Daniel, P., Deaville, R., Haelters, J., Jauniaux, T., Jensen, P. D., Keijl, G. O., Siebert, U., van Canneyt, O. & Ridoux, V. (2013). The Stranding Anomaly as Population Indicator: The Case of Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. *PLoS ONE*, 8(4), e62180.

Peltier, Hélène, 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., Harris, D., Tyack, P., & Matias, L. (2020). Fin whale acoustic presence and song characteristics in seas to the southwest of Portugal. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147(4), 2235–2249.

Perrin, W. F. (2009). Common dolphins. In W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd edition, pp. 255–259). Elsevier/Academic Press.

Perrin, W. F., & Geraci, J. R. (2002). Strandings. In W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 1192–1194). Elsevier/Academic Press.

Perrin, W. F., & Geraci, J. R. (2009). Stranding. In W. F. Perrin, B. Würsig, & J. G. M. Thewissen (Eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals* (2nd edition, pp. 1118–1123). Elsevier/Academic Press.

Pinheiro, G. A. J. (2017). *Contribui ao para o estudo da dieta de pequenos cetáceos em Portugal continental*. Master Thesis. Universidade de Aveiro.

Pugliares, K. R., Bogomolni, A., Touhey, K. M., Herzig, S. M., Harry, C. T., & Moore, M. J. (2007). *Marine Mammal Necropsy: An introductory guide for stranding responders and field biologists*. <https://doi.org/10.1575/1912/1823>

Puig-Lozano, R., Fernández, A., Sierra, E., Saavedra, P., Suárez-Santana, C. M., De la Fuente, J.,

- Díaz-Delgado, J., Godinho, A., García-Álvarez, N., Zucca, D., Xuriach, A., Arregui, M., Felipe-Jiménez, I., Consoli, F., Díaz-Santana, P. J., Segura-Göthlin, S., Câmara, N., Rivero, M. A., Sacchini, S., Bernaldo de Quirós, Y. & Arbelo, M. (2020). Retrospective Study of Fishery Interactions in Stranded Cetaceans, Canary Islands. *Frontiers in Veterinary Science*, 7(567258), 1–15.
- Read, A. J., Drinker, P., & Northridge, S. (2006). Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology*, 20(1), 163–169.
- Read, A. J., & Murray, K. T. (2000). *Gross Evidence of Human-Induced Mortality in Small Cetaceans*. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum, NMFS-OPR-15.
- Read, F. L. (2015). *Understanding Cetacean and Fisheries Interactions in the North-West Iberian Peninsula*. Doctoral dissertation. Universidade de Vigo.
- Reeves, R., Pitman, R. L., & Ford, J. K. B. (2017). *Orcinus orca*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017, e.T15421A50368125. Retrieved from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15421A50368125.en>. Downloaded on 31 December 2020.
- Reeves, R. R., McClellan, K., & Werner, T. B. (2013). Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research*, 20, 71–97.
- Reeves, R. R., Smith, B. D., Crespo, E. A., & di Sciara, G. N. (2003). *Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN/SSC Cetacean Specialist Group.
- Reid, J. B., Evans, P. G. H., & Northridge, S. P. (2003). *Atlas of Cetacean distribution in north-west European waters* (J. B. Reid, P. G. H. Evans, & S. P. Northridge, Eds.). Joint Nature Conservation Committee.
- Saavedra, C., Pierce, G. J., Gago, J., Jusufovski, D., Cabrero, Á., Cerviño, S., López, A., Martínez-Cedeira, J. A. & Santos, M. B. (2017). Factors driving patterns and trends in

- strandings of small cetaceans. *Marine Biology*, 164(8), 165.
- Sequeira, M., & Inácio, A. (1992). Accidental captures of cetaceans in Portugal. In P. G. H. Evans (Ed.), *Proceedings of the Sixth Annual Conference of The European Cetacean Society* (pp. 25–28). San Remo, Italy.
- 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.
- Taylor, B. L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S. M., Ford, J., Mead, J. G., Notarbartolo di Sciara, G., Wade, P. & Pitman, R. L. (2019). *Physeter macrocephalus* (amended version of 2008 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*, e.T41755A160983555. Retrieved from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41755A160983555.en>. Downloaded on 31 December 2020.
- Truchon, M.-H., Measures, L., L'Hérault, V., Brêthes, J.-C., Galbraith, P. S., Harvey, M., Lessard, S., Starr, M. & Lecomte, N. (2013). Marine Mammal Strandings and Environmental Changes: A 15-Year Study in the St. Lawrence Ecosystem. *PLoS ONE*, 8(3), e59311.
- Vieira, S. F. M. (2014). *Inventariação do Património Geomorfológico do Litoral de Portugal Continental: Costas Baixas*. Master Thesis. Universidade do Minho.
- Vingada, J., & Eira, C. (2018). *Conservação de Cetáceos e Aves Marinhas em Portugal Continental: O projeto LIFE+ MarPro*. Santa Maria da Feira: Rainho & Neves, Lda.
- 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*. Braga: Programa EEAGrants - EEA Financial Mechanism 2004-2009 (Projecto 0039).
- Vishnyakova, K., & Gol'din, P. (2015). Cetacean stranding rate correlates with fish stock dynamics: research of harbour porpoises in the Sea of Azov. *Marine Biology*, 162(2), 359–366.