

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Estudo das Capturas Acidentais e Interações de Aves Marinhas em  
Redes de Emalhar e de Cerco e Avaliação de Medidas de Mitigação na  
Zona de Proteção Especial Aveiro-Nazaré**

Miguel Guedes Alves

**Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental**

Relatório de estágio orientado por:  
José Pedro Granadeiro

2024

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, quero agradecer ao meu orientador José Pedro Granadeiro e supervisores Nuno Oliveira e Flávia Carvalho, pelo acompanhamento, disponibilidade, consideração, persistência, paciência e profissionalismo demonstrados regularmente. Obrigado por me guiarem, motivarem e corrigirem da melhor forma possível, ao longo desta experiência desafiante.

Muito obrigado à Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, tanto pela oportunidade de estágio, como sobretudo, pelo notável carinho, atenção e espírito de camaradagem demonstrados pela equipa de excelentes profissionais, a quem desejo votos de muito sucesso e felicidades. Um agradecimento muito especial igualmente a todos os técnicos e voluntários que participaram na recolha dos dados.

Obrigado à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e, em particular, aos professores José Lino e Maria Filomena Magalhães, por toda a gestão, acompanhamento e esclarecimentos dados ao longo desta fase.

Muito obrigado aos mestres Diogo Palhoça, José Maciel e Manuel Espojeiro, que tão bem me receberam e que sempre garantiram as melhores condições a bordo durante os embarques.

Obrigado à Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos e à DocaPesca, por disponibilizarem informação útil para a realização deste trabalho.

Muito obrigado à Andreia Alves, Catarina Ferreira, Diogo Janeiro, Miguel Branquinho, Rodrigo Arruda e Vanda Santos, com quem tive o prazer de partilhar tantos bons momentos. Graças a vocês, o mestrado foi definitivamente uma etapa muito mais memorável e simbólica.

Aos meus grandes amigos Bruno Vicente e João Pereira, muito obrigado pela amizade, que nunca foi abalada com o passar dos anos e o aumento da distância. Mesmo longe, a vossa consideração, palavras, apoio e presença fizeram-se sentir.

Muito obrigado à Andreia Correia, Carlos Lidon, Dalton Esteves, Diogo Martins, Felipe Correia e Tainá Puga, a quem agradeço pelas alegrias, bizarrices e todas as memórias criadas juntos até agora.

Um especial agradecimento ao Bruno Aguiar, Júlio Borba, Keilor Cordero e Renan Menezes, pelas palavras amigas, o companheirismo incondicional e por serem incontestáveis modelos de pessoas e profissionais que tanto admiro. Que bom que os nossos caminhos se cruzaram.

Um forte agradecimento ao Élio Vicente, que sempre será o meu primeiro e único grande mentor académico, a quem tanto devo por todos os ensinamentos, oportunidades, incentivos e lições de vida.

Um especial agradecimento à minha namorada Isabella, que tanto me motiva, move, suporta e eleva, com uma sensibilidade, humanidade, força, compaixão e brilho únicos. Muito obrigado igualmente à fantástica família Puga, que tão bem me receberam nas suas vidas, de braços e corações abertos.

Um agradecimento especial às minhas avós Ana e Celeste, ao meu avô Zé, à minha madrinha Gina e padrinho Zé, à Fátima e ao meu irmão Ricardo. Com eles, nenhum fardo é demasiado pesado e nenhuma vitória deixa de ser festejada. Não poderia sentir-me mais sortudo e privilegiado por vos ter.

E por fim, o meu maior agradecimento vai para o meu melhor amigo, confidente, irmão mais velho, inspiração e modelo de vida. A ti, Pai, dedico o melhor que este trabalho tem para oferecer. Cada conquista minha foi, é e sempre será igualmente fruto do teu trabalho e esforço imensuráveis. Uma eterna dívida que eu nunca vou conseguir verdadeiramente pagar. Tenho a certeza de que a Mãe ficaria orgulhosa pelo caminho que me ajudaste a trilhar e o quão longe já chegámos juntos.

Este estágio foi desenvolvido no âmbito do projeto *Life PanPuffinus* (LIFE19 NAT/MT/000982) implementado em Portugal pela SPEA e cofinanciado pela Comissão Europeia através do Programa LIFE (Instrumento Financeiro para o Ambiente), e pela Fundação MAVA.

## RESUMO

Neste estudo foram caracterizadas as capturas acidentais e as interações de aves marinhas em redes de cerco e de emalhar (1 pano e tresmalho) na Zona de Proteção Especial Aveiro-Nazaré, em 2021-2024, através de observações a bordo, diários de pesca e inquéritos a pescadores. Adicionalmente, foi avaliada a eficácia do papagaio afugentador e da gestão controlada das rejeições como potenciais medidas de mitigação à captura acidental de aves marinhas, através de observações a bordo. Considerando os 305 eventos monitorizados por observadores a bordo, foram registadas 39 capturas de 7 espécies de aves. O tresmalho foi a arte que afetou o maior número de aves. O alcatraz, a gaivota-de-patas-amarelas/gaivota-d'asa-escura e a pardela-baleiar foram as espécies mais afetadas. Tais resultados foram reforçados pela informação recolhida através dos diários de pesca e inquéritos. As interações das gaivotas no cerco mostraram diminuir significativamente com o aumento da distância à linha de costa e durante o período reprodutivo. No tresmalho, as interações aumentaram com a duração dos eventos e a quantidade de rejeições libertadas. Já as interações dos alcatrazes em redes de tresmalho aumentaram com a duração e a quantidade de aves de outras espécies interagindo, e diminuíram durante a época migratória e reprodutora. Tanto as interações das gaivotas, como as do alcatraz, mostraram uma relação não-linear com a distância à linha de costa dos eventos de tresmalho. Não foi possível adquirir resultados para as interações da pardela-baleiar em nenhuma das artes. Nenhuma das medidas de mitigação mostrou um efeito significativo na redução das capturas acidentais, possivelmente devido a uma amostragem insuficiente. Apesar das limitações amostrais e dos resultados potencialmente subestimados, este estudo comprovou a existência de uma realidade preocupante na ZPE Aveiro-Nazaré, com potencial para ser uma das áreas com a taxa de captura acidental de aves marinhas mais elevada do país.

**Palavras-Chave:** Portugal, tresmalho; monitorização; papagaio-afugentador; gestão de rejeições.

## RESUME

In this study, bycatch and interactions of seabirds in purse seine and gill nets (simple and trammel nets) in the Aveiro-Nazaré SPA, in 2021-2024, were characterized, through onboard observations, logbooks and surveys of fishermen. Additionally, the effectiveness of a bird scaring device and discard control as potential mitigation measures for the bycatch of seabirds was evaluated, through onboard observations. Considering the 305 events monitored by observers on board, 39 captures of 7 seabird species were recorded. Trammel net was the fishing gear that affected the largest number of seabirds. The northern gannet, the yellow-legged gull/lesser black-backed gull and the balearic shearwater were the most affected species. These results were reinforced by information collected through logbooks and surveys. Seagull interactions in purse seine nets have been shown to decrease significantly with increasing distance from the shoreline and during the breeding period. In the trammel nets, interactions increased with the duration of the events and the amount of discard released. The interactions of northern gannets in trammel nets increased with the duration and number of birds of other species interacting and decreased during the migratory and breeding season. Both seagull and northern gannet interactions showed a non-linear relationship with the distance from the coastline of trammel events. It was not possible to acquire results for balearic shearwater interactions in any fishing gear. None of the mitigation measures showed a significant effect on reducing bycatch, possibly due to insufficient sampling. Despite sample limitations and potentially underestimated results, this study proved the existence of an alarming reality in the Aveiro-Nazaré SPA, with the potential to be one of the areas with the highest rate of seabird bycatch in the country.

**Key-Words:** Portugal; trammel nets; monitoring; bird scaring device; discards control.

# ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>1.1. AVES MARINHAS E PRINCIPAIS AMEAÇAS</b>	<b>1</b>
<b>1.2. CAPTURAS ACIDENTAIS DE AVES MARINHAS NO MUNDO</b>	<b>2</b>
1.2.1. CONTEXTO GERAL	2
1.2.2. PRINCIPAIS FAMÍLIAS DE AVES MARINHAS AFETADAS	4
1.2.3. OS DESAFIOS E LIMITAÇÕES NO ESTUDO DAS CAPTURAS ACIDENTAIS	5
1.2.4. ARTES DE PESCA – REDES DE EMALHAR E DE CERCO	6
1.2.5. MEDIDAS DE MITIGAÇÃO	9
<b>1.3. CONTEXTO EM PORTUGAL</b>	<b>11</b>
1.3.1. AVIFAUNA MARINHA PORTUGUESA	11
1.3.2. PERFIL DO SETOR DAS PESCAS E CAPTURAS ACIDENTAIS NAS ÁGUAS CONTINENTAIS PORTUGUESAS	13
<b>1.4. A SPEA E O PROJETO <i>LIFE PANPUFFINUS</i></b>	<b>15</b>
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>17</b>
<b>3. METODOLOGIA</b>	<b>17</b>
<b>3.1. ÁREA DE ESTUDO</b>	<b>17</b>
<b>3.2. ARTES DE PESCA</b>	<b>19</b>
<b>3.3. MEDIDAS DE MITIGAÇÃO</b>	<b>19</b>
<b>3.4. RECOLHA E REGISTO DE DADOS</b>	<b>20</b>
3.4.1. EMBARQUES	20
3.4.2. DIÁRIOS DE PESCA	21
3.4.3. INQUÉRITOS	22
3.4.4. ESFORÇO DE PESCA	22
<b>3.5. ANÁLISE DE DADOS</b>	<b>23</b>
3.5.1. TAXA DE CAPTURA ACIDENTAL	23
3.5.2. NÚMERO ANUAL DE CAPTURAS ACIDENTAIS	23
3.5.3. TAXA DE ATRATIVIDADE	23
3.5.4. NÚMERO MÉDIO DE AVES A INTERAGIR	24
3.5.5. AVALIAÇÃO DOS FATORES QUE INFLUENCIAM O NÚMERO MÉDIO DE AVES A INTERAGIR COM REDES DE CERCO E DE TRESMALHO	24
3.5.6. AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DE DUAS MEDIDAS DE MITIGAÇÃO	26

<b>4. RESULTADOS</b>	<b>27</b>
4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS EVENTOS MONITORIZADOS EM EMBARQUES E DO ESFORÇO DE PESCA	27
4.2. CARACTERIZAÇÃO DAS CAPTURAS ACIDENTAIS E INTERAÇÕES REGISTRADAS EM EMBARQUES	32
4.3. CARACTERIZAÇÃO DAS CAPTURAS ACIDENTAIS E EVENTOS REPORTADOS EM DIÁRIOS DE PESCA	35
4.4. ESTIMATIVA DO NÚMERO ANUAL DE CAPTURAS ACIDENTAIS PARA AS ESPÉCIES CAPTURADAS EM EMBARQUES E DIÁRIOS DE PESCA	36
4.5. NÚMERO DE CAPTURAS ACIDENTAIS PARA CADA ARTE E CLASSE DE COMPRIMENTO REPORTADOS POR INQUÉRITOS	37
4.6. FATORES QUE INFLUENCIAM O NÚMERO MÉDIO DE AVES A INTERAGIR	38
4.7. AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DAS MEDIDAS DE MITIGAÇÃO	39
<b>5. DISCUSSÃO</b>	<b>40</b>
5.1. CARACTERIZAÇÃO DAS CAPTURAS ACIDENTAIS	40
5.1.1. CONTEXTO GERAL	40
5.1.2. MOMENTO DE CAPTURA ACIDENTAL	42
5.1.3. CASO DA FROTA DE COMPRIMENTO <12 M	43
5.2. CARACTERIZAÇÃO DAS INTERAÇÕES	44
5.2.1. CERCO	44
5.2.2. REDES DE TRESMALHO	45
5.3. EFICÁCIA DAS MEDIDAS DE MITIGAÇÃO	47
5.4. LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES FUTURAS ADICIONAIS	49
<b>6. CONCLUSÃO</b>	<b>50</b>
<b>7. REFERÊNCIAS</b>	<b>51</b>
<b>8. ANEXOS</b>	<b>64</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.1:</b> Principais ameaças às aves marinhas e respetivos grupos mais vulneráveis.....	5
<b>Figura 1.2:</b> Redes de emalhar.....	7
<b>Figura 1.3:</b> Rede de cerco.....	8
<b>Figura 1.4:</b> Papagaio afugentador.....	10
<b>Figura 3.1:</b> Localização da ZPE Aveiro-Nazaré, concelhos dos portos abrangidos no estudo e respetivo distritos .....	18
<b>Figura 4.1:</b> Distribuição espacial de eventos com redes de cerco, monitorizados <i>in situ</i> por meio de embarques .....	27
<b>Figura 4.2:</b> Distribuição espacial de eventos com redes de 1 pano, monitorizados <i>in situ</i> por meio de embarques .....	28
<b>Figura 4.3:</b> Distribuição espacial de eventos com redes de tresmalho, monitorizados <i>in situ</i> por meio de embarques .....	29
<b>Figura 4.4:</b> Distribuição espacial da frota operando com redes de cerco na ZPE Aveiro-Nazaré, com base em dados DPE/VMS .....	31
<b>Figura 4.5:</b> Distribuição espacial da frota operando com redes de 1 pano na ZPE Aveiro-Nazaré, com base em dados DPE/VMS .....	31
<b>Figura 4.6:</b> Distribuição espacial da frota operando com redes de tresmalho na ZPE Aveiro-Nazaré, com base em dados DPE/VMS .....	32

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 3. 1:</b> Listagem dos fatores analisados e dos respetivos termos usados ao longo do trabalho....	24
<b>Tabela 4. 1:</b> Distância à linha de costa, profundidade e duração mínimas (Min.), máximas (Máx) e médias ( $\bar{x}$ ) com desvio padrão (DP), dos eventos de cerco, redes de 1 pano e tresmalho, monitorizados por meio de embarques.....	30
<b>Tabela 4. 2:</b> Esforço de pesca anual (dias de pesca*embarcação) e sua variação sazonal para cada arte em estudo, operando na ZPE Aveiro-Nazaré em 2019 e calculado através de dados DPE/VMS..	30
<b>Tabela 4. 3:</b> Número de capturas acidentais e taxa de captura acidental (TCA) para cada espécie identificada em eventos com redes de tresmalho, monitorizados por meio de embarques. ....	32
<b>Tabela 4. 4:</b> Distância à linha de costa, profundidade e período fenológico associados às capturas acidentais reportadas em embarques para cada uma das principais 4 espécies afetadas.....	33
<b>Tabela 4. 5:</b> Listagem do número total de comportamentos e de interações e da taxa de atratividade de cada espécie identificada em cada arte de pesca em estudo, por meio de embarques.....	34
<b>Tabela 4. 6:</b> Distância à linha de costa e profundidade mínimas (Min.), máximas (Máx.) e médias ( $\bar{x}$ ) com desvio padrão (DP), dos eventos de cerco, redes de 1 pano e tresmalho, monitorizados por meio de diários de pesca .....	35
<b>Tabela 4. 7:</b> Número de capturas acidentais e taxa de captura acidental (TCA) para cada espécie identificada em eventos com redes de tresmalho, monitorizados por meio de diários de pesca.....	35
<b>Tabela 4. 8:</b> Distância à linha de costa, profundidade e período fenológico associados aos momentos de recolha das aves capturadas, para as 3 principais espécies afetadas, registados por meio de diários de pesca. ....	36
<b>Tabela 4. 9:</b> Número de capturas anual estimado segundo os embarques, diários de pesca e total, para cada espécie capturada .....	36
<b>Tabela 4. 10:</b> Distribuição do número de inquéritos pela classe de tamanho e a arte de pesca.....	37
<b>Tabela 4. 11:</b> Distribuição do número de aves capturadas acidentalmente, segundo a espécie e tipo de arte de pesca, para cada classe de tamanho abrangida pelos inquéritos .....	37
<b>Tabela 4. 12:</b> Efeito das variáveis independentes sobre o número médio de gaivotas ( <i>Larus spp.</i> ) a interagir em eventos de cerco.....	38

**Tabela 4. 13:** Efeito das variáveis independentes sobre o número médio de alcatrazes e gaivotas (*Larus spp.*) a interagir em eventos com redes de tresmalho ..... 38

**Tabela 4. 14:** Distribuição do número de capturas acidentais de cada espécie em eventos controle e experimentais com redes de tresmalho, para cada uma das medidas de mitigação avaliadas ..... 39

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

**DPE** - Diário de Pesca Eletrónico;

**UICN** - União Internacional para a Conservação da Natureza;

**SPEA** - Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves;

**VMS** – Sistema de Monitorização de Embarcações por satélite (*Vessel Monitoring System*);

**ZPE** - Zona de Proteção Especial.

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1. AVES MARINHAS E PRINCIPAIS AMEAÇAS

As aves marinhas constituem não só um grupo taxonomicamente diverso, como também um dos mais amplamente distribuídos e bem estudados de toda a fauna marinha (Tasker *et al.*, 2000; Votier & Sherley, 2017), detendo um papel relevante na composição e regulação dos ecossistemas onde se integram (Signa *et al.*, 2021).

Embora certas particularidades dificultem a elaboração de uma definição universal, neste estudo, a designação “ave marinha” é atribuída a qualquer espécie de ave que habita e que está diretamente dependente de ambientes litorais e/ou marinhos para a sua subsistência, desde zonas costeiras, até territórios insulares e massas oceânicas envolventes (Schreiber & Burger, 2001).

De forma a sobreviverem de acordo com tais pressupostos, estes animais desenvolveram uma ótima capacidade sensorial (particularmente visual e olfativa) para facilitar a deteção de alimento (Martin & Crowford, 2015; Heswall *et al.*, 2021), além de diferentes técnicas de predação e comportamentos oportunistas para melhor aproveitarem uma vasta gama de presas, distribuídas ao longo da coluna de água (seres zooplantônicos, peixes, crustáceos, moluscos, etc.) (Shealer, 2001). A título de exemplo, os membros da família Laridae (gaivotas) e Pelecanidae (pelicanos) preferem predação diretamente na interface ar-água, evitando a submersão total do corpo, enquanto que os corvos-marinhos (família Phalacrocoracidae) optam por mergulhar completamente, utilizando as suas asas e patas como um meio de propulsão eficaz (Kato *et al.*, 2006). Já outras espécies, nomeadamente pertencentes ao género *Morus* (família Sulidae), demonstram uma incrível capacidade de mergulho em queda livre (conhecida em inglês pelo termo *plunge-dive*) (Ropert-Coudert *et al.*, 2004; Chang *et al.*, 2016).

No entanto, mesmo que a adoção de um ciclo de vida perfeitamente adaptado aos ecossistemas marinhos e costeiros seja uma importante vantagem evolutiva, também expõe facilmente estes animais a determinadas ameaças antrópicas, sobretudo quando considerado o uso diário do mar e a estreita ligação com as áreas de nidificação em terra firme (Pott & Wiedenfeld, 2017; Richards *et al.*, 2021). Com o crescimento acentuado e progressivo da população mundial humana só no último século, as ações antropogénicas sobre os ecossistemas marinhos intensificaram-se, comprometendo assim a integridade e funcionalidade de muitos dos seus habitats, comunidades bióticas e serviços que prestam (Brander *et al.*, 2010). Da mesma forma, graças à crescente expansão das áreas urbanas e do desenvolvimento de muitas das suas atividades complementares, as zonas costeiras têm sido alvo de fortes distúrbios humanos e um contínuo processo de degradação (Zhou *et al.*, 2017). Tal cenário contemporâneo reflete-se precisamente num declínio populacional rápido e persistente, verificado em grande parte da avifauna marinha ao longo das últimas décadas (Palczy *et al.*, 2015). Atualmente, 30% da avifauna marinha global encontra-se “ameaçada” (58 espécies em estado vulnerável, 34 em perigo e 19 criticamente em perigo), 11% “quase ameaçada” e 57% com um estatuto de conservação tendencialmente decrescente, com base nos critérios da Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) (BirdLife International 2022).

Face a este contexto, e atendendo à importância ecológica destes animais, é essencial monitorizar o estado atual de conservação da avifauna marinha e compreender quais as principais causas e efeitos pejorativos vigentes, dando assim o ponto de partida para a posterior definição das melhores medidas de conservação (Boersma *et al.*, 2001; Croxall *et al.*, 2012; Lewison *et al.*, 2012; Dias *et al.*, 2019; Lieske *et al.*, 2019). Nesse sentido, uma primeira grande revisão das principais ameaças sobre as aves marinhas, a nível global, foi elaborada por Croxall *et al.* (2012), considerando apenas as espécies classificadas como “ameaçadas”, de acordo com os critérios da UICN. Os resultados demonstraram que,

para um total de 97 espécies, existia uma grande pressão nas zonas de reprodução, dada a presença de espécies invasoras, que afetaram 75% das espécies. Por condicionarem, respetivamente, 41% e 40% das espécies, a captura accidental em artes de pesca e as alterações climáticas, demonstraram ser igualmente importantes fontes de pressão e com um impacto considerável.

Embora com conclusões esclarecedoras, Croxall *et al.* (2012) não incluíram espécies abrangidas por outras categorias de estatuto de conservação, nomeadamente o “quase ameaçado” e o “pouco preocupante” Dessa forma, para compreender verdadeiramente o estado de conservação global deste grupo e o impacto de determinadas ameaças, é necessário considerar uma amostra maior, e assim mais representativa da avifauna marinha (Dias *et al.*, 2019). Nesse sentido, Dias *et al.* (2019) procedeu à elaboração de uma nova e atualizada revisão quantitativa e global das ameaças sobre as aves marinhas, considerando um total de 359 espécies. Uma vez mais, as principais ameaças sobre a avifauna marinha foram a interferência de espécies invasoras, as capturas accidentais e as alterações climáticas, com um efeito em pelo menos 165 (46%), 100 (28%) e 96 (27%) espécies, respetivamente. No que toca exclusivamente ao conjunto das espécies classificadas como estando “ameaçadas”, e agora para um total de 110 espécies (mais 13, comparativamente a Croxall *et al.*, 2012), as três principais pressões antrópicas seguem sendo exatamente as mesmas três aplicadas para o panorama global, tanto ao nível da quantidade de espécies envolvidas, como no grau de impacto médio e global estimado. Tais pressões (juntamente com a caça), mostraram ser igualmente as mais sentidas pelas espécies categorizadas com estando “pouco ameaçadas” ou com um estatuto de conservação “pouco preocupante”, com cada uma afetando pelo menos 30% das espécies catalogadas.

Atendendo a estes resultados, fica claro que, entre as principais ameaças antrópicas sobre a avifauna marinha global, a ocorrência de capturas accidentais destaca-se como uma problemática que requer uma maior preocupação e esforço por parte da comunidade científica (Dias *et al.*, 2019). Durante décadas, a ocorrência de episódios de capturas accidentais esteve longe de ser considerada uma prioridade na visão de ambientalistas e gestores de pesca (Hall *et al.*, 2000). No entanto, o progresso técnico-científico, paralelamente à evolução das pescas numa vertente cada vez mais industrializada, globalizada, insustentável e com um impacto ecológico expressivo, proporcionou uma maior consciencialização e preocupação para com os efeitos desta ameaça, pelo que atualmente é encarada como uma problemática global de extrema importância, tanto no ramo da conservação ambiental, como na gestão da própria atividade piscatória (Hall *et al.*, 2000; Wilson *et al.*, 2014). Essa mesma preocupação materializou-se num aumento do esforço e do investimento depositados em pesquisas, proporcionando assim avanços expressivos na área, sobretudo no que diz respeito à compreensão dos efeitos ecológicos e demográficos nas espécies, ao registo espaço-temporal dos casos e à identificação e entendimento de possíveis fatores condicionadores (Soykan *et al.*, 2008; Komoroske & Lewison, 2015).

## 1.2. CAPTURAS ACIDENTAIS DE AVES MARINHAS NO MUNDO

### 1.2.1. CONTEXTO GERAL

A captura accidental consiste em qualquer captura de espécies não-alvo de forma não intencional ou dirigida, no decorrer de operações piscatórias (Soykan *et al.*, 2008), sendo um evento característico das pescas comerciais (Borges *et al.*, 2001) e uma das maiores ameaças antropogénicas nos ecossistemas marinhos e litorais (Croxall *et al.*, 2012; Dias *et al.*, 2019), sentida tanto pelas aves marinhas, como por outros grandes grupos representativos da megafauna marinha, tais como os pinípedes, cetáceos, elasmobrânquios e tartarugas (Lewison *et al.*, 2004; Moore *et al.*, 2009; Pott & Wiedenfeld, 2017).

Estima-se que pelo menos 100 espécies de aves marinhas sejam diretamente prejudicadas pelas capturas accidentais nos dias atuais (BirdLife International, 2022), com várias comunidades sujeitas a

declínios populacionais resultantes, sobretudo, da simples morte de exemplares por conta do emaranhamento e consequente afogamento nas artes de pesca, tratando-se do destino mais comum das vítimas (Lewison *et al.*, 2004). No entanto, sublinha-se que, ocasionalmente, alguns espécimes conseguem escapar ou serem intencionalmente libertados, porém acarretando efeitos subletais graves, tais como lesões ou episódios de stress, que induzem distúrbios físicos, psicológicos e comportamentais capazes de comprometerem o crescimento, reprodução e sobrevivência geral (Wilson *et al.*, 2014).

O efeito das capturas acidentais faz-se ainda sentir nas próprias comunidades piscatórias, comprometendo a eficiência e viabilidade económica das atividades, sobretudo através da perda ou danificação de materiais (redes, anzóis, etc.), traduzindo-se assim em gastos financeiros significativos, na necessidade de tempo e esforço extra para reparar os danos causados e na perda de capturas com valor comercial (Lokkeborg, 2003; Garrison, 2007; Brotons *et al.*, 2008; Kumar *et al.*, 2016).

Contactos acidentais com artes de pesca são uma das principais consequências negativas derivadas da interação recorrente entre aves e frotas de pesca, uma vez que ambas exploram as mesmas regiões altamente produtivas, para a obtenção precisamente das mesmas espécies-alvo, estabelecendo assim uma clara e expressiva sobreposição geográfica ao redor do mundo (Montevecchi, 2001; Karpouzi *et al.*, 2007; Pott & Wiedenfeld, 2017; Clay *et al.*, 2019; Grémillet *et al.*, 2018). Nesse sentido, o Atlântico Norte, o Mar Mediterrâneo, grande parte da plataforma continental asiática e a extensa região oceânica subantártica são apontados como alguns dos principais *hotspots* de capturas, embora tal fenómeno seja reportado em praticamente todos os continentes (Karpouzi *et al.*, 2007; Grémillet *et al.*, 2018). Adicionalmente, um foco acrescido é dado às regiões costeiras, devido tanto a uma maior produtividade primária (o que se reflete numa maior abundância e diversidade de presas), como também pela maior concentração de aves marinhas e riqueza específica (Karpouzi *et al.*, 2007). Dependendo do contexto, esta sobreposição também pode ser sentida na própria coluna de água, uma vez que o desempenho e esforço de pesca de artes específicas e as habilidades e estratégias predatórias especializadas de várias aves marinhas, sobrepõem-se para os mesmos níveis de profundidade, tipologias de habitats e presas (Heswall *et al.*, 2021).

Diferentes espécies interagem de formas distintas com a atividade piscatória, atendendo a vários fatores, tais como o tipo, funcionamento e objetivos da mesma (Bull, 2007; Wagner & Boersma, 2011). Condicionantes como a dimensão e *design* da embarcação, a qualidade do isco, a configuração do material, o tipo de gestão e processamento das rejeições, as condições meteorológicas e a altura do dia podem desencadear múltiplos cenários e respostas, influenciado assim o número de aves presentes em volta das embarcações e o respetivo grau de atratividade (Gilman *et al.*, 2005). De uma forma geral, as aves tendem a ser facilmente atraídas para as embarcações, primariamente numa tentativa oportunista de adquirir presas fáceis, sob a forma de iscos, pescado preso em anzóis e redes ou, sobretudo, rejeições (Phillips *et al.*, 2022). As rejeições constituem a porção do total de matéria orgânica pescada e de origem animal, viva ou morta, que por conta de uma dada razão, acaba sendo descartada, normalmente através da simples largada no mar (Roda *et al.*, 2019). Uma vez dispersas no meio, juntamente com restos resultantes do processamento do pescado a bordo, tais como vísceras e fluidos despejados através da limpeza do local de trabalho, as rejeições acabam por atrair aves marinhas em grande número, o que promove o contacto direto destes animais com as artes de pesca e, conseqüentemente, facilita o seu aprisionamento (Furtness *et al.*, 2003; Bull, 2007; Melvin *et al.*, 2023; Votier *et al.*, 2023). Dessa forma, as frotas convertem-se facilmente em autênticas “armadilhas sensoriais”, que com o decorrer dos eventos de pesca, geram estímulos visuais e olfativos atrativos, que direcionam as aves até à fonte, onde acabam por se debater diretamente com as artes de pesca (Friesen *et al.*, 2017; Heswall *et al.* 2021).

Entre outros agentes condicionadores, sublinha-se o efeito da distância à linha de costa (dependente da distribuição natural e natureza mais costeira ou oceânica das aves) (Calado *et al.*, 2021a; Araújo *et al.*, 2022a), bem como a época do ano (atrelada à existência de períodos fenológicos marcados por uma maior ou menor ocorrência de determinadas espécies) (Calado *et al.*, 2021a), responsáveis por condicionar o grau de sobreposição espacial dos animais para com as frotas de pesca, o nível de atratividade para com as mesmas e o consequente risco de captura acidental (Calado *et al.*, 2021a; Araújo *et al.*, 2022a). Adicionalmente, as próprias aves podem exercer um efeito sobre si mesmas, por meio de um fenómeno conhecido como *local enhancement*, no qual a aglomeração de aves num dado ponto atua como um importante indicador visual (vulgarmente associado à presença de alimento), que atrai mais aves nas áreas circundantes (Tremblay *et al.*, 2014; Veit & Harrison, 2017; Monier, 2024) de forma gradual e crescente, em pontos suscetíveis a capturas acidentais. Desta forma, dependendo da distribuição e magnitude do esforço de pesca, bem como da ecologia e fisiologia das espécies afetadas, a ocorrência de capturas acidentais e os respetivos valores de taxa de captura calculados são altamente variáveis ao redor do mundo (Clay *et al.*, 2019).

Por fim, uma vez próxima e em contacto com as artes, o emaranhamento das aves é facilitado pelo uso de linhas e redes à base de monofilamentos de *nylon*, que por conta do preço reduzido, longo tempo de vida e fácil manuseamento, são aplicadas vulgarmente à escala global (Zydelis *et al.*, 2013). Apesar de tais vantagens, este material é pouco visível dentro d'água, o que faz com que as aves sejam incapazes de detetá-lo a tempo (Furness *et al.*, 2003; Wagner & Boersma, 2011; Zydelis *et al.*, 2013).

### 1.2.2. PRINCIPAIS FAMÍLIAS DE AVES MARINHAS AFETADAS

Ao identificarem e caracterizarem as principais pressões humanas, Croxall *et al.* (2012) verificaram que a captura acidental é uma ameaça significativamente acrescida para aves oceânicas, que comparativamente aos demais grupos, mostram estar sujeitas a declínios mais rápidos e acentuados. Neste contexto, destacavam-se as famílias Spheniscidae, Diomedidae e Procellariidae. As mesmas conclusões são compartilhadas por Dias *et al.* (2019), que adicionaram ainda as famílias Phalacrocoracidae e Pelecanidae, não necessariamente prejudicadas pelas pescas com a mesma magnitude que as famílias anteriores, mas cuja captura acidental assumia um lugar de destaque como a principal ameaça sentida por estes animais nos ecossistemas marinhos (figura 1.1). Da mesma forma, Paleczny *et al.* (2015) sublinharam o rápido declínio verificado em algumas espécies oceânicas da família Sternidae.

Ao avaliar a morfologia, ecologia e comportamentos destes animais, existe um conjunto de traços comuns entre as espécies de diferentes famílias, que permitem justificar esta condição (Richards *et al.*, 2021). Primeiramente, a grande maioria das aves marinhas assume uma estratégia de vida do tipo K, assente na otimização da sobrevivência dos adultos e baixa capacidade reprodutiva, o que se reflete na produção de poucas crias e no desenvolvimento de efetivos com elevada longevidade e um alcance tardio da maturidade sexual (Furness, 2003; Young & Ballance, 2023). Desta forma, e em condições favoráveis, as populações crescem a um ritmo lento, pelo que um ou mais fatores capazes de induzir apenas um leve aumento da mortalidade de indivíduos adultos (tais como a captura acidental em artes de pesca), reflete-se diretamente em alterações prejudiciais na dinâmica populacional. É uma vez que as posturas contam geralmente com poucos ovos, as comunidades dificilmente conseguem recuperar e compensar os declínios verificados (Heppel *et al.*, 2000; Tasker *et al.*, 2000; Furness, 2003; Lewison *et al.*, 2004; Richards *et al.*, 2021). Em termos morfológicos, a capacidade sensorial (nomeadamente visual e olfativa) é um outro fator determinante, já que um melhor reconhecimento sensorial permite identificar mais facilmente a presença de barcos de pescas e os odores produzidos, tratando-se de uma condição particularmente notável nos *Procellariiformes* (Heswall *et al.*, 2021).

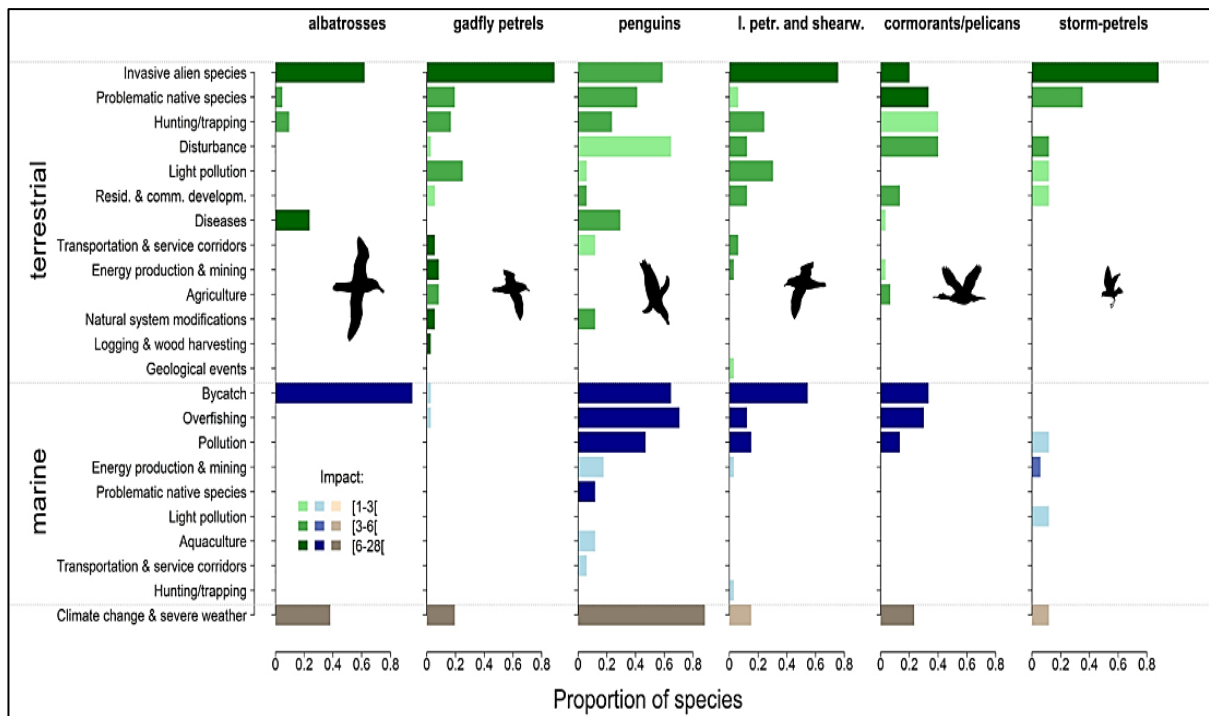


Figura 1.1: Principais ameaças às aves marinhas e respectivos grupos mais vulneráveis. O seguinte esquema (presente em Dias *et al.*, 2019) lista as principais pressões terrestres e marinhas sentidas em 6 dos principais grupos de aves marinhas mais ameaçadas (da esquerda para a direita: albatrozes; procelarídeos do género *Pterodroma* e *Pseudobulweria*; pinguins; pardelas e cagaras de grande porte; corvos-marinhos/pelicanos; pardelas da família Oceanitidae). Atendendo à escala de cores da magnitude do impacto de cada ameaça e aos valores da proporção de espécies na zona inferior (*proportion of species*), fica claro que a captura acidental é uma das principais, senão a principal ameaça sentida para maior parte das espécies no meio marinho, com um destaque particular para os albatrozes como o grupo mais afetado.

### 1.2.3. OS DESAFIOS E LIMITAÇÕES NO ESTUDO DAS CAPTURAS ACIDENTAIS

Mesmo sendo crucial, o estudo aprofundado da problemática das capturas acidentais acarreta todo um conjunto de limitações técnicas, logísticas e/ou financeiras, que dependendo dos casos, podem dificultar a obtenção de dados e resultados sólidos, convertendo-se assim num processo desafiante (Lewison *et al.*, 2004).

A quantidade de capturas acidentais documentadas e a magnitude dos respetivos impactes na megafauna envolvente são maioritariamente subestimados ou até mesmo desconhecidos. Esta situação deve-se, primariamente, ao facto das espécies afetadas viverem ou estarem dependentes de áreas extensas, que associadas à ampla área de dispersão de muitas frotas de pesca, dificultam a monitorização exaustiva do esforço de pesca, pelo que a obtenção de uma boa cobertura geográfica é extremamente complexa, demorada e cara (Lewison *et al.*, 2004; Bull, 2007). Esta situação é particularmente relevante do ponto de vista da pesca artesanal e de subsistência, caracterizada pelo uso de pequenas embarcações (<12 m de comprimento), porém bastante numerosas, que carecem de infraestruturas, sistemas e recursos capazes de assegurarem a cobertura total das atividades, bem como uma monitorização e gestão recorrentes (Shester & Micheli, 2011; Almeida *et al.*, 2018; Ramirez *et al.*, 2021). Paralelamente, existe o problema das práticas ilegais, não reguladas e que não reportam as suas capturas, representantes assim de uma fração da atividade piscatória que não consegue ser devidamente avaliada, monitorizada e, posteriormente, mitigada (Lewison *et al.*, 2004; Bull, 2007).

Existem diferentes métodos e boas práticas possíveis de serem aplicadas na recolha de dados, como é o caso da realização de inquéritos aos pescadores, da monitorização por meio de videovigilância (monitorização eletrónica), do uso de diários de pesca e ainda dos programas de observação a bordo, que devem ser selecionados de acordo com a compatibilidade apresentada ao nível financeiro, da natureza dos fenómenos a serem estudados e eventuais variações espaço-temporais, ou do tipo de embarcação e/ou utensílios de pesca usados (Fangel *et al.*, 2015). Em particular, observações executadas a bordo das embarcações de pesca destacam-se pela oportunidade que dão em acompanhar de perto as atividades piscatórias, colaborar pessoalmente com as tripulações e recolher informações para uma grande quantidade de variáveis, produzindo assim informação mais robusta e independente (Bugoni *et al.*, 2008; Marpro, 2014; Debski *et al.*, 2016). No entanto, apesar dos seus benefícios, este método também acarreta algumas limitações e exigências próprias, como o facto da qualidade dos dados estar dependente do desempenho dos observadores a bordo (preferencialmente experientes e com formação na área), que se comprometem a um esforço e concentração consideráveis por longos períodos de tempo, bem como a incapacidade de ser aplicado em várias regiões e para frotas numerosas, o que se traduz inevitavelmente em registos apenas de uma fração do esforço de pesca total (Lewison *et al.*, 2004; Phillips, 2013; Marpro, 2014; Komoroske & Lewison, 2015; Zhou *et al.*, 2019). Sendo assim, e de forma a obter estimativas mais precisas, é essencial investir num maior esforço de observação e numa cobertura amostral a maior escala, tendo em consideração vários fatores, tais como o tamanho da frota e características das espécies marinhas em causa (Amande *et al.*, 2012).

#### 1.2.4. ARTES DE PESCA – REDES DE EMALHAR E DE CERCO

Virtualmente, qualquer arte de pesca pode ser palco de capturas acidentais de aves marinhas, uma vez praticada em zonas onde estes animais se alimentam (Tasker *et al.*, 2000). No entanto, no âmbito deste trabalho, foram explorados somente dois tipos de arte: redes de emalhar e redes de cerco.

As redes de emalhar são uma das mais importantes e usadas artes de pesca, perfazendo 10% dos desembarques de pescado a nível mundial (He *et al.*, 2021). Estes utensílios de captura passiva nada mais são do que redes de malha retangulares, com um comprimento variável entre alguns metros e dezenas de quilómetros, que através do auxílio de pesos na zona inferior e flutuadores na zona superior, operam como autênticas barreiras físicas verticais, capazes de intercetarem o movimento das presas na coluna de água (He, 2006; Waugh *et al.*, 2011; He *et al.*, 2021). Relativamente à constituição, podem ser compostas por um só pano de rede (simples), dois ou três justapostos (tresmalho), atuando individualmente ou de forma combinada, sendo que o último é caracterizado pela particularidade de ter dois panos externos (alvitanas) e um pano interno de menor malhagem (miúdo) (DR, 2023a). Em termos de aplicabilidade, as redes de emalhar são extremamente versáteis, podendo operar desde zonas bentónicas (onde são fixadas ao fundo marinho através de pesos) - redes de fundo - até zonas intermédias ou superficiais, onde permanecem sob o efeito das correntes - redes de deriva – (He, 2006; Waugh *et al.*, 2011; He *et al.*, 2021), tal como é possível observar na figura 1.2 (para este trabalho, o foco será voltado unicamente para o primeiro tipo).

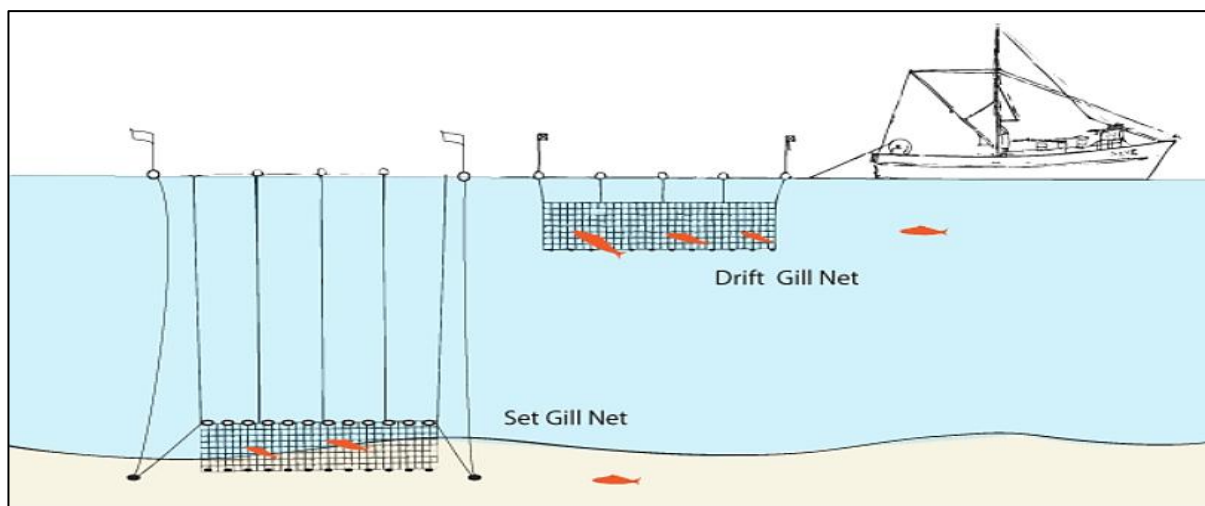


Figura 1.2: Redes de emalhar. Representação simples dos dois principais tipo de redes de emalhar, consoante o nível da coluna de água em que atuam. As redes de fundo (*set gill net*) são instaladas no solo marinho ou perto dele (esquerda), enquanto que as redes de deriva (*drift gill net*) permanecem em zonas mais superficiais (direita). Imagem disponível no *site* oficial do *Monterey Fish Market* (*link* de acesso: <https://www.montereyfish.com/finfish-techniques>) - consultado em 28/11/2023.

À semelhança de outras artes, as redes de emalhar são seletivas para com o tamanho específico dos organismos que pretendem obter (dependendo sobretudo da dimensão da malha), e não tanto para com as espécies em si, podendo coletar uma grande variedade de seres no final de cada evento (He *et al.*, 2006). Ao considerarmos ainda o facto de que a deteção do material na água é dificultada pela sua leveza e o uso de monofilamentos de *nylon* (Waugh *et al.*, 2011), a captura acidental de diversos organismos acaba por ser bastante prolicia (He *et al.*, 2006).

A ocorrência de capturas acidentais associadas ao uso de redes de emalhar é reconhecida como um importante problema no âmbito da conservação de aves marinhas desde a década de 70, tendo vindo a ser alvo de uma crescente atenção e esforços científicos, na tentativa de compreender melhor a natureza desta problemática e os seus efeitos sobre diversas populações ao redor do mundo (O'Keefe *et al.*, 2023). Vários registos evidenciam a gravidade desta problemática antes do começo do séc. XXI, sobretudo em zonas costeiras e para aves marinhas com uma ótima capacidade de mergulho (Melvin *et al.*, 1999). Atualmente estima-se que, no mínimo, 400 000 aves morram a cada ano, por conta da interação com este tipo de arte de pesca, mais especificamente ao longo de zonas costeiras em regiões temperadas e subpolares de ambos os hemisférios, correspondentes precisamente a locais geográficos com um maior registo de esforço de pesca e aglomeração de espécies suscetíveis, especialmente pertencentes às famílias Alcidae, Anatidae, Phalacrocoracidae, Spheniscidae e Procellariidae (Zydulis *et al.*, 2013).

Na Europa, os dados mais recentes revelam que, em média, cerca de 195 000 aves são capturadas anualmente ao longo do continente, sendo as redes de emalhar precisamente a principal arte responsável, perfazendo pelo menos 95 000 dos efetivos registados por ano, embora os valores se encontrem subestimados (Ramírez *et al.*, 2024). Complementarmente, a região Nordeste do Atlântico revela ser a mais problemática, com mais de 115 000 aves por ano, e o airo (*Uria aalge*, Pontopiddan 1763) a espécie mais capturada (pelo menos 31 000 exemplares por ano). Tais resultados são condizentes com os de Zydulis *et al.* (2013), que sublinharam o Mar Báltico e o Mar do Norte como alguns dos principais *hotspots* de capturas acidentais, onde Zydulis *et al.* (2009), por sua vez, estimaram a morte de pelo menos 90 000 aves a cada ano.

No outro lado do Atlântico Norte, mais precisamente nas águas da província de Terra Nova e Labrador (Canadá), dada a sobre-exploração dos *stocks* de bacalhau-do-atlântico (*Gadus morhua*, Linnaeus 1758) e do salmão-do-atlântico (*Salmo salar*, Linnaeus 1758), fruto da otimização da pesca comercial de grande escala com recursos a redes de emalhar (Hutchings & Myers, 1994; Dempson *et al.*, 2004), o Governo do Canadá implementou um *moratorium* em 1992 (Hutchings & Myers, 1994; Dempson *et al.*, 2004; Regular *et al.*, 2013). Tal medida resultou numa diminuição bastante significativa do esforço de pesca com esta arte (Davoren *et al.*, 2007; Benjamins *et al.*, 2008), o que por sua vez favoreceu a redução da taxa de captura acidental de aves marinhas (maioritariamente de airos) (Regular *et al.*, 2013), que até então demonstravam estar sujeitas a alarmantes declínios populacionais (Piatt *et al.*, 1984). No entanto, e apesar dos benefícios óbvios, hoje em dia as redes de emalhar continuam a ser lançadas por embarcações menores, perto da costa e em águas mais a sul, atuando muitas vezes perto de colónias sensíveis (Benjamin *et al.*, 2008). Dessa forma, a captura acidental ainda é recorrente, e estimativas apontam para a morte anual de 3053 a 14 054 (Davoren *et al.*, 2007) e de 5000 a 10 000 alcídeos (*Uria sp.*) (Benjamin *et al.*, 2008), pelo que mesmo com a aplicação do *moratorium*, capturas acidentais seguem sendo um problema presente e preocupante na era pós-1992, ao ponto de necessitar de uma atenção e acompanhamento recorrentes (Davoren *et al.*, 2007; Benjamin *et al.*, 2008; Hedd *et al.*, 2015).

Paralelamente às redes de emalhar, a prática com redes de cerco também tem um lugar de destaque no mundo da pesca. Uma rede de cerco é desenhada e largada na coluna de água de forma a cercar por completo o seu alvo junto à superfície, assumindo a forma final de uma bolsa (capaz de ultrapassar os 2000 m de comprimento e 250 m de profundidade), que apenas mantém a parte superior exposta, enquanto que a restante é isolada (figura 1.3), impedindo assim a fuga do pescado (He *et al.*, 2021). Uma vez submersa, a rede tende a manter-se estendida verticalmente na coluna d'água, graças à ação combinada de cabos com flutuadores na parte superior e cabos com chumbos na parte inferior, sendo posteriormente encerrada pelo uso da retenida e alada para a embarcação com as capturas (Martins & Carneiro, 2020). De todos os utensílios de pesca, este é definitivamente o mais eficiente e adotado para a obtenção de grandes cardumes de espécies pelágicas, sendo responsável por  $\frac{3}{4}$  do total de capturas obtido a nível mundial para este tipo de pescado (Fréon *et al.*, 2005).

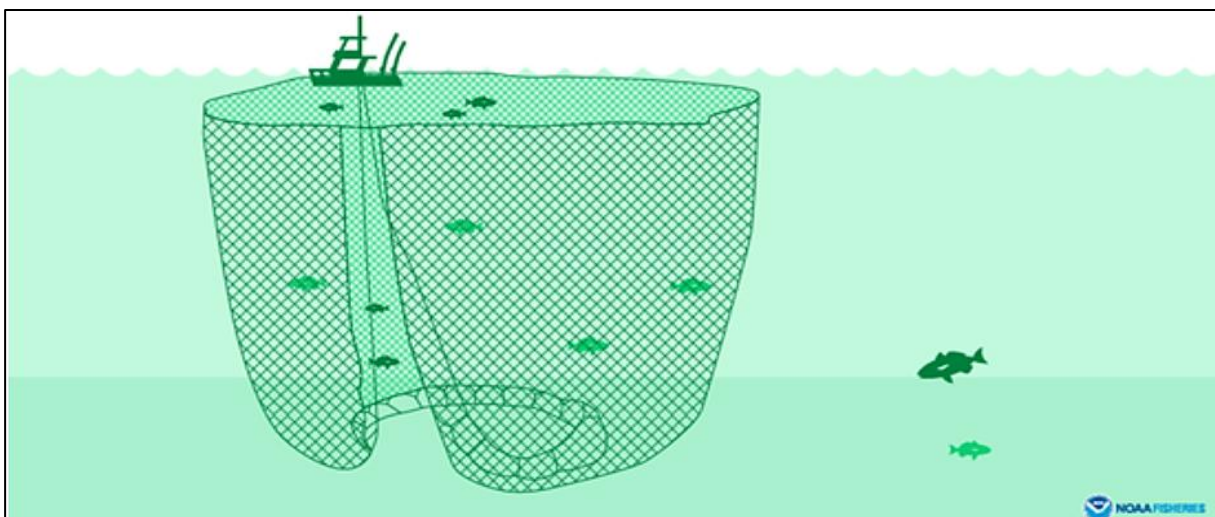


Figura 1.3: Rede de cerco. Imagem ilustrativa de uma rede de cerco, disponível no *site* oficial da *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) (*link* de acesso: <https://www.fisheries.noaa.gov/national/bycatch/fishing-gear-purse-seines>) – consultado em 28/11/2023

E é precisamente esse aspeto que interliga esta arte com as aves marinhas. Por conta da sua configuração e tamanho, as redes de cerco concentram à superfície cardumes com dimensões consideráveis (Calado *et al.*, 2021a), convertendo-se assim num autêntico “banquete” apelativo e de fácil acesso para a avifauna marinha local, que usufrui destes animais como uma das principais componentes da sua dieta (Vingada *et al.*, 2012; Wise *et al.*, 2019; Calado *et al.*, 2021a).

Atendendo à distribuição desigual de informação de qualidade para diversas práticas com esta arte (em especial para extensas regiões geográficas), a compreensão do impacte da captura acidental em redes de cerco é todavia diminuta, sobretudo quando considerados importantes *gaps* informativos sobre os riscos ecológicos e a própria gestão e dinâmica da atividade da frota (Gilman *et al.*, 2011; Pott & Wiedenfeld, 2017; Norris *et al.*, 2020). Esta situação é particularmente relevante para os registos de capturas acidentais na pesca de atum (*Thunnus sp.*) no Oceano Pacífico e Índico, de tal forma tão reduzidos que Gilman *et al.* (2011) considera ser mesmo uma situação não problemática, algo já apontado anteriormente em Molony (2007). No entanto, vale sublinhar que nesta região, a taxa de cobertura não abrange 100% de toda a área geográfica em causa, as informações recolhidas através de observações a bordo, diários de pesca e consultas de amostras nos portos não são equitativamente distribuídas pelos diferentes utensílios de pesca usados, frotas, regiões e unidades portuárias e ainda que todas as conclusões são estimadas exclusivamente para o setor industrial, deixando de parte a pesca de pequena escala e não-comercial (Molony, 2007). Sendo assim, o verdadeiro impacte desta arte de pesca no Pacífico permanece subestimado e limitado por várias constrições técnicas e físicas (Molony, 2007).

Registos mais significativos e esclarecedores, mesmo que igualmente limitados em muitos casos, existem em outras regiões do mundo, estando associadas sobretudo com a captura de peixes pelágicos de menores dimensões (Norris *et al.*, 2020; Swimmer *et al.*, 2020). As redes de cerco prejudicam gravemente várias espécies da costa chilena, pertencentes às famílias Spheniscidae, Sulidae, Pelecanidae, Procellariidae e Phalacrocoracidae (Suazo *et al.*, 2014). De forma ilustrativa, destaca-se a captura acidental da pardela-de-patas-rosadas (*Ardenna creatopus*, Coues 1864) na costa central do país, vítima da atividade local com pescas de cerco industrial e artesanal, tendo-se estimado pelo menos mais de 1 500 mortes observadas entre 2015 e 2017 (Carle *et al.*, 2019). Na costa Oeste australiana, a pesca predominantemente de sardinha (*Sardinops sagax*, Jenyns 1842) é apontada como um dos principais fatores responsáveis por dezenas, ou mesmo centenas, de aves marinhas mortas por meio de redes de cerco todos os anos, em particular da espécie de pardela *Ardennis carneipes* (Gould, 1844) (Lavers, 2014; Baker & Hamilton, 2016; Norris *et al.*, 2020), que concentra nesta região sensivelmente 35% das populações reprodutoras no mundo (Lavers *et al.*, 2018).

#### 1.2.5. MEDIDAS DE MITIGAÇÃO

De uma forma geral, a avaliação da eficácia de potenciais medidas de mitigação demonstra ser difícil, atendendo ao fraco suporte teórico e limitações na aquisição de resultados sólidos, tanto por conta das especificidades de cada espécie, variantes da arte em si e locais de estudo, como também pela dificuldade em assegurar uma cobertura completa da atividade de toda a frota à escala nacional (Lokkeborg, 2011; Almeida *et al.*, 2018; Swimmer *et al.*, 2020; Melvin *et al.*, 2023). No entanto, tal não significa que já não existam medidas e estratégias a serem ponderadas.

Uma abordagem promissora baseia-se na inclusão de estímulos sensoriais (visuais, auditivos ou até mesmo químicos), que permitam denunciar a presença da arte antecipadamente (Jordan *et al.*, 2013). Neste sentido, e para que possa ser considerado viável, um bom alerta sensorial deve preferencialmente ser de fácil montagem e garantir a identificação com antecedência das redes para diferentes níveis de luminosidade, sem que tal prejudique a sensibilidade visual das espécies ou o desempenho e rentabilidade das pescas em que atuam (Martin & Crawford *et al.*, 2015).

Entre as diversas respostas visuais existentes, uma que tem vindo a ganhar progressivamente mais espaço (sobretudo na costa continental portuguesa) corresponde ao “papagaio afugentador”: estrutura simples, leve, retráctil, feita de tecido impermeável, atrelada à embarcação e com uma forma característica de ave de rapina (figura 1.4), que simula a presença de uma ave predatória voando próxima das redes, o que desencoraja a aproximação de aves marinhas (Almeida *et al.*, 2019; Almeida *et al.*, 2021).



Figura 1.4: Papagaio afugentador. Foto da autoria de Elisabete Silva.

Embora seja uma medida ainda em teste, a aplicação do papagaio afugentador na costa portuguesa tem mostrado resultados promissores como medida de afugentamento das aves em zonas de risco de captura accidental (Almeida *et al.*, 2021). Tal efeito é evidente sobretudo, ao nível da atratividade para com as artes/embarcações de pesca, já que na presença do papagaio, as aves marinhas tendem não só a diminuir o número de interações prestadas, como também a executá-las a uma distância maior da embarcação (Almeida *et al.*, 2021). Adicionalmente, o papagaio não mostra comprometer o volume total desembarcado e o rendimento final obtido, o que combinado com a fácil instalação e baixo custo, faz com que os pescadores mostrem um grande contentamento e aceitação, salientando apenas pequenos desafios como a escolha do melhor sítio para fixar o papagaio e ajustamento do comprimento do fio, mas que facilmente são superáveis (Almeida *et al.*, 2021). Ainda nas águas portuguesas, um cenário similar é descrito para as atividades com cerco (Oliveira *et al.*, 2020b). Neste caso, o papagaio demonstra ter um efeito repelente primariamente sobre as gaivotas, com a abundância podendo reduzir para 11%, na presença da medida. Porém, nenhum efeito significativo é assinalado para outras espécies na área, como o alcatraz (*Morus bassanus*, Linnaeus 1758), a pardela-balear (*Puffinus mauretanicus*, PR Lowe 1921) ou a cagarra (*Calonectris borealis*, Cory 1881), pelo que mais estudos necessitam de ser realizados, embora tal não invalide o impacto positivo já comprovado, além da forte aceitabilidade por parte das tripulações (Oliveira *et al.*, 2020b).

Complementarmente a estes resultados, vale ainda sublinhar que se encontra indicado na linha 1 do artigo 12.º do regime jurídico da pesca por arte de cerco em Portugal que, nas áreas onde normalmente existe uma forte ocorrência de determinados animais, entre os quais aves marinhas, as operações de pesca “*devem ser realizadas de modo a evitar a captura destas espécies*” (alínea a), preferencialmente “*na presença de dispositivos destinados a evitar as capturas acessórias*”, sendo que no caso específico das aves marinhas, destaca-se o uso do próprio papagaio afugentador (alínea b) (DR, 2023b).

Mais do que apenas técnicas com efeitos sinalizadores e afugentadores, algumas práticas comportamentais relativamente simples também podem ter um efeito positivo na redução das capturas, tanto em redes de emalhar, como de cerco, tais como o cuidado de limpar o material antes de ser usado (de forma a eliminar quaisquer restos de matéria orgânica e odores que possam atrair animais oportunistas) ou proceder a uma gestão controlada das rejeições produzidas (Bull, 2007; Suazo *et al.*, 2014; Almeida *et al.*, 2019).

Para o último ponto, existem várias respostas possíveis para a devida gestão e manuseamento das rejeições e vísceras a bordo (Hall & Mainprize, 2005; Bull, 2007; Lokkeborg, 2011). Neste caso, muitas destas medidas apostam na libertação das rejeições ainda no mar, no entanto, diferentes métodos distinguem-se consoante as preferências relativamente ao momento de despejo (ex: antes, durante ou após uma largada ou alagem) e ao tratamento que é feito da matéria orgânica antes de ser despejada (ex: sem tratamento, picada ou moída) (Hickcox & MacKenzie, 2023). Relativamente ao segundo ponto, com base em avaliações feitas entre setembro e outubro de 2008 para a prática com arrasto na Zona Económica Exclusiva da Nova Zelândia, Abraham *et al.* (2009) concluíram que a libertação de rejeições previamente moídas num processador de farinha de peixe a bordo, conduziu a uma redução significativa do número de aves interagindo perto das redes, tratando-se de algo especialmente sentido pelos albatrozes do género *Talassarche* sp. (que sofreram uma diminuição para menos de 5% do número de efetivos contabilizados em amostras controlo), bem como para representantes da família Procellariidae, tais como a pardela-preta (*Ardenna grisea*, Gmelin 1789) e a pardela-de-queixo-branco (*Procellaria aequinoctialis*, Linnaeus 1758). Tal devia-se ao facto do processamento culminar apenas em meros resíduos líquidos, reduzindo assim o valor atrativo para as aves marinhas. Para embarcações que não dispõem de maquinaria especializada para estes fins, e atendendo a possíveis limitações na capacidade de armazenamento a bordo, Abraham *et al.* (2009) refere a possibilidade de investir sim, na libertação das rejeições, mas só quando não estiverem a decorrer quaisquer eventos de pesca (alagens e largadas), algo igualmente defendido nas águas portuguesas por Almeida *et al.* (2019).

### 1.3. CONTEXTO EM PORTUGAL

#### 1.3.1. AVIFAUNA MARINHA PORTUGUESA

O amplo espaço marítimo-costeiro nacional providencia a ocorrência de uma grande diversidade de aves marinhas (Meirinho *et al.*, 2014). Atendendo aos objetivos deste trabalho e o local de estudo abrangido, o foco desta secção será exclusivo para a avifauna marinha presente ao longo da costa continental portuguesa.

No que toca às comunidades nidificantes, em Portugal existem várias colónias reprodutoras de Procellariiformes, Pelecaniformes e Charadriiformes, sendo a cagarra e a gaivota-de-patas-amarelas (*Larus michahellis*, JF Naumann 1840) as espécies mais representativas, considerando a ampla distribuição geográfica e o elevado número de casais (Meirinho *et al.*, 2014). Preferencialmente, as colónias ocorrem segundo uma distribuição limitada e restrita a locais isolados (como ilhas e ilhéus), maioritariamente ao longo da costa oeste da região central do país, entre o estuário do Sado e o norte do arquipélago das Berlengas, sobrepondo-se assim com as Zonas de Proteção Especial (ZPE) Ilhas Berlengas, Aveiro-Nazaré, Cabo Raso e Arrábida (Pereira *et al.*, 2018). O arquipélago das Berlengas destaca-se como um dos principais pontos de reprodução do continente, particularmente ao nível das populações de cagaras, gaivotas-de-patas-amarelas, gaivotas-d'asa-escura (*Larus fuscus*, Linnaeus 1758), galhetas (*Gulosus aristotelis*, Linnaeus 1761) e roques-de-castro (*Hydrobates castro*, Harcourt 1851) (Ramírez *et al.*, 2008; Meirinho *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2016). Excetuando tal localidade, a maior parte das aves nidifica em ilhéus muito pequenos e dispersos, como a Ilha do Pessegueiro, ou em

rochedos, falésias altas e pequenas grutas, com destaque para o Cabo da Roca, o Cabo Espichel e a Costa Vicentina, nomeadamente para gaivotas-de-patas-amarelas e galhetas (Meirinho *et al.*, 2014). Rumo ao extremo Sul do país, e por conta principalmente do efeito protetor proporcionado pelo cordão dunar que constitui o grupo das Ilhas Barreira, populações expressivas de gaivotas, tais como a gaivota-de-audouin (*Larus audouinii*, Payraudeau 1826), a gaivota-de-patas-amarelas e a gaivota-d'asa-escura, bem como as principais colónias de chilreta (*Sternula albifrons*, Pallas 1764) do país, instalam-se nesta região (Ramírez *et al.*, 2008; Meirinho *et al.*, 2014; Equipa Atlas, 2018).

Mais do que apenas um ponto de reprodução regular para muitas espécies, a extensa Zona Económica Exclusiva de Portugal é também palco para a ocorrência de inúmeras aves não reprodutoras, segundo uma diversidade superior à da própria comunidade nidificante (Meirinho *et al.* 2014). Parte desta ocorrência deve-se à inserção do país num corredor migratório do Atlântico Oriental, responsável por ligar uma faixa contínua de áreas, tanto de reprodução, como de invernada, desde o Ártico, até à África Ocidental e do Sul, passando por vários locais relevantes na Europa Ocidental (Equipa Atlas, 2018). Enquanto que algumas aves provêm das zonas de reprodução no Atlântico Norte e usam Portugal apenas como uma ponto de passagem no decorrer dos seus trajetos para a costa ocidental africana, outras invernam no país (Equipa Atlas, 2018), durante um período caracterizado por uma menor riqueza específica, mas que mesmo assim conta com a presença de espécies como a negrola (*Melanitta nigra*, Linnaeus 1758), a gaivota-de-cabeça-preta (*Ichthyaetus melanocephalus*, Temminck 1820), a gaivota-tridáctila (*Rissa tridactyla*, Linnaeus 1758), o garajau-de-bico-preto (*Thalasseus sandvicensis*, Latham 1787), e até mesmo alcídeos como a torda-mergulheira (*Alca torda*, Linnaeus 1758), o airo e o papagaio-do-mar (*Fratercula arctica*, Linnaeus 1758) (Meirinho *et al.*, 2014). Outras, como o alcatraz, a pardela-baleare e o alcaide (*Catharacta skua*, Brunnich, 1764), podem ser observadas praticamente todo o ano, por conta da presença de imaturos e também de indivíduos reprodutores que, ao não serem bem-sucedidos na época de reprodução, dirigem-se antecipadamente para as zonas de invernada (Meirinho *et al.*, 2014).

Em termos espaciais, vale salientar a existência de 5 ZPE exclusivamente marinhas do país (ZPE Berlengas, Aveiro-Nazaré, Cabo Raso, Cabo Espichel e Costa Sudoeste), reconhecidas pela sua relevância ecológica no âmbito da avifauna nacional, visto que atuam como importantes pontos de concentração para várias espécies, tanto residentes, como migratórias (Oliveira *et al.*, 2020a). Entre elas, a pardela-baleare merece um destaque particular. Com uma população total estimada em sensivelmente 3193 casais (Arcos, 2011) e um declínio rápido e acentuado reportado nas últimas décadas, esta ave marinha é atualmente classificada como estando “criticamente em perigo” e apontada como uma das mais ameaçadas da Europa (Genovart *et al.*, 2016). Após a época de reprodução (equivalente ao final de junho/meio do verão), estes animais migram das águas circundantes das Ilhas Baleares, para as águas produtivas ao longo da costa atlântica, estimando-se que pelo menos 70% da população total faça uso do território continental português (Ramírez *et al.*, 2008), o que converte o país (e em particular a região norte) numa das principais e mais importantes regiões de pós-reprodução da espécie (Araújo *et al.*, 2017; Pérez-Roda *et al.*, 2017; Fagundes *et al.*, 2021; Araújo *et al.*, 2022b). Nesse sentido, a ZPE Aveiro-Nazaré destaca-se como um dos principais locais de ocorrência a nível nacional (Ramírez *et al.*, 2008; Araújo *et al.*, 2017), sobretudo quando comparada com as demais ZPE marinhas (Oliveira *et al.*, 2020a).

Uma outra espécie digna de ser mencionada é o alcatraz, a maior ave marinha pelágica nidificante do Atlântico Norte (d'Entremont *et al.*, 2023) e uma das mais abundantes e homoganeamente distribuídas no território nacional, podendo ser observada ao longo de toda a costa continental portuguesa, e frequentemente associada a todas as ZPE (Meirinho *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2020a). Para esta espécie, a Península Ibérica assume-se como um importante corredor migratório, através do qual se dá a passagem de efetivos durante a época pré-nupcial (janeiro e fevereiro), no sentido norte-sul e em direção à costa africana, e a época outonal/pós-nupcial (setembro a novembro), executada no

sentido inverso, de volta aos locais de nidificação (Meirinho, 2009; Meirinho *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2020a).

### 1.3.2. PERFIL DO SETOR DAS PESCAS E CAPTURAS ACIDENTAIS NAS ÁGUAS CONTINENTAIS PORTUGUESAS

Portugal encontra-se embutido num sistema de *upwelling* característico do Atlântico Norte, onde o efeito combinado das correntes e ventos proporcionam a ocorrência de episódios de afloramentos costeiros expressivos (particularmente no verão), nos quais águas profundas, frias e nutritivas, ascendem para zonas superficiais e perto da costa, providenciando as condições ideais para uma maior produtividade primária (Lopes *et al.*, 2014; Favareto *et al.*, 2023). Paralelamente, o *input* de nutrientes nos sistemas costeiros, provenientes de cursos hídricos dulçaquícolas, também enriquece as águas e favorece a existência de ambientes ricos e produtivos (Favareto *et al.*, 2023). Adicionalmente, o país é banhado por águas temperadas que variam desde os 12°C médios anuais nas regiões norte e os 20°C médios anuais nas regiões mais a sul (Amorim, 2003). Uma vez combinadas, todas estas condições favorecem a criação de uma série de ecossistemas capazes de albergarem diversas espécies de peixes com valor comercial, bem como o desenvolvimento da pesca das mesmas (Amorim, 2003; Sousa *et al.*, 2005; Teixeira *et al.*, 2016; Veiga-Malta *et al.*, 2019).

Nesse sentido, mais de 80 espécies comerciais podem ser encontradas nas águas nacionais, maioritariamente pelágicas e costeiras de pequena e média dimensão, tais como o carapau (*Trachurus trachurus*, Linnaeus 1758), a cavala (*Scomber colias*, Gmelin 1789), o biqueirão (*Engraulis encrasicolus*, Linnaeus 1758), a boga (*Boops Boops*, Linnaeus 1758), e o peixe-pau (*Capros aper*, Linnaeus 1758) (Amorim, 2003; Sousa *et al.*, 2005; Veiga-Malta *et al.*, 2019). Entre os 140-400 m, predominam ambientes bentopelágicos e demersais, onde é possível encontrar o verdinho (*Micromesistius poutassou*, Risso 1827), o linguado-branco (*Solea senegalensis*, Kaup 1858) ou o lagostim (*Nephrops norvegicus*, Linnaeus 1758) (Amorim, 2003; Sousa *et al.*, 2005; Veiga-Malta *et al.*, 2019). No entanto, a sardinha (*Sardina pichardus*, Walbaum 1792) é definitivamente a espécie que mais se destaca, sendo a principal componente da fauna pelágica nacional (atendendo sobretudo à sua elevada biomassa) (Veiga-Malta *et al.*, 2019), um dos principais recursos marinhos vivos capturados e ainda um dos principais produtos usados na indústria de enlatados, detendo assim um importante valor económico, social e cultural para o povo português (Silva *et al.*, 2015).

Portugal é o país da União Europeia com maior consumo de peixe (EUMOFA 2022), detendo a pesca precisamente como um dos setores socioeconómicos mais importantes e com uma relevância acrescida nas populações costeiras (Pita, 2014). Segundo os dados mais recentes, a pesca no país é definida essencialmente como sendo de pequena escala, costeira, artesanal e composta por um elevado número de embarcações com classe de comprimento inferior a 12 m e com função polivalente, fazendo uso de anzóis e linhas, redes e armadilhas numa escala maioritariamente local/regional (Pita 2014, Oliveira *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2018; INE & DGRM 2024). De todas as artes aplicadas, a pesca com cerco, polivalente e de arrasto demonstram ser as principais a nível nacional, e responsáveis por, respetivamente, 51%, 38% e 11% das capturas efetuadas (INE & DGRM, 2024), que por sua vez são compostas maioritariamente por sardinha, cavala e carapau (INE & DGRM, 2024), o que ilustra a importância dos pequenos peixes pelágicos neste setor (Teixeira *et al.*, 2016).

De uma forma mais específica, a pesca com redes de emalhar (incluída no grupo da pesca polivalente) pode ser exercida por meio de panos simples fundeados ou à deriva e/ou redes de tresmalho, fundeadas em mar aberto e com o auxílio de uma embarcação (DR, 2023a), sendo dirigidas à captura tanto de espécies pelágicas, como demersais e bentónicas ao longo de toda a costa nacional, atendendo à sua versatilidade (Martins & Carneiro, 2020). Por sua vez, atividades com redes de cerco encontram-se

particularmente desenvolvidas na região norte e confinadas ao limite máximo de 200 m de batimetria da plataforma continental, tratando-se de uma prática realizada preferencialmente perto da costa (Feijó *et al.*, 2013; Araújo *et al.*, 2022a) e dirigida à captura especializada de pequenos peixes pelágicos (Martins & Carneiro, 2020), entre os quais se destaca a própria sardinha e a cavala (DR, 2023b).

Mesmo com a pesca sendo um importante setor socioeconómico (Pita, 2014; INE & DGRM, 2024) e o território continental atuando como um valioso ponto de residência, passagem e hibernação para uma vasta diversidade ornitológica reprodutora e não reprodutora (Ramírez *et al.*, 2008; Meirinho *et al.*, 2014; Araújo *et al.*, 2017; Equipa Atlas, 2018; Pereira *et al.*, 2018; Fagundes *et al.*, 2021), o estudo das capturas acidentais e das interações das aves marinhas com as embarcações de pesca em Portugal é ainda relativamente recente, tendo começado a ganhar gradualmente mais espaço em 2010 (Vingada *et al.*, 2012; MarPro 2018). Desde então, a problemática encontra-se já bem relatada, graças ao contínuo esforço de vários estudos científicos e projetos internacionais, que permitiram caracterizar e avaliar o impacto da atividade piscatória sobre inúmeras espécies (Vingada *et al.*, 2012; Boué *et al.*, 2013; Oliveira *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2018; Oliveira *et al.* 2020a; Calado *et al.*, 2021a; Costa *et al.*, 2021; Araújo *et al.*, 2022a), bem como identificar e testar potenciais medidas mitigadoras (Marpro, 2012; Almeida *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2020b; Almeida *et al.*, 2021; Marçalo *et al.*, 2024). Nesse sentido, dados obtidos por meio de embarques e questionários feitos às comunidades piscatórias a nível nacional, comprovaram que as capturas acidentais são uma ameaça recorrente e significativa sobre a avifauna marinha ao longo de todo o território continental português, com a pesca polivalente (mais precisamente a prática com redes de emalhar de fundo e palangre demersal) detendo o maior impacto negativo e abrangendo uma maior diversidade faunística (Oliveira *et al.*, 2015), especialmente sob a forma de aves mergulhadoras (Vingada *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2015).

No que diz respeito às principais espécies afetadas, o destaque é dado ao alcatraz, visto ser a mais capturada, maioritariamente pelo palangre e redes de emalhar (Oliveira *et al.*, 2015). Em seguida, sublinha-se a pardela-baleiar, que nas águas portuguesas mostra ser especialmente impactada pela prática com cerco, embora as redes de emalhar também tenham um impacto considerável (Oliveira *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2022a). Espécies como a gaivota-d'asa-escura, a gaivota-de-patas-amarelas, a negrola, a cagarra, o corvo-marinho-de-faces-brancas (*Phalacrocorax carbo*, Linnaeus 1758), o airo e o guincho (*Chroicocephalus ridibundus*, Linnaeus 1766), também demonstram ser alvos relevantes (Oliveira *et al.*, 2015).

Em termos espaciais, um cenário particularmente pejorativo é sentido na região centro, evidenciado pelo elevado número de exemplares arrojados na orla costeira, mais precisamente no troço entre Esposende e Torres Vedras (Vingada *et al.*, 2012; Costa *et al.*, 2021). Das diversas espécies identificadas, alcatrazes, gaivotas-de-patas-amarelas, airos, tordas-mergulheiras e guinchos estão entre as principais (Vingada *et al.*, 2012; Costa *et al.*, 2021). Supõem-se que tais episódios de arrojamentos sejam fruto do uso indevido ou até mesmo ilegal de redes de emalhar, para as quais é difícil registar ou quantificar o impacto das capturas acidentais, já que não são alvo de programas de monitorização ou de testagem de medidas de mitigação, o que significa que o efeito avaliado, pode na verdade constituir uma pequena fração de uma realidade muito maior e preocupante, que necessita urgentemente de uma melhor fiscalização (Vingada *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2018; Costa *et al.*, 2019). Analisando ao pormenor, este cenário acarreta uma importância ainda mais acrescida, já que estamos a falar de arrojamentos dentro, ou pelo menos relativamente próximos, do domínio marítimo delimitado para a ZPE Aveiro-Nazaré. Nesse sentido, a necessidade de entender e caracterizar melhor o contexto das capturas acidentais dentro de cada uma das 5 ZPE marinhas portuguesas definidas, bem como de desenvolver formas de reduzir os casos de capturas acidentais nas mesmas, mostra ser vital.

Quando comparada com as demais zonas, a ZPE Aveiro-Nazaré sobressai precisamente pelos seus elevados valores de sobreposição espacial entre a distribuição natural das aves marinhas e das frotas piscatórias, em especial associadas ao uso de redes de emalhar simples e de tresmalho (Oliveira *et al.*, 2020a). Esta condição faz-se sentir particularmente para a pardela-baleiar e o alcatraz, bem como ainda para a gaivota-de-patas-amarelas, a gaivota-de-asa-escura e a torda-mergulheira (Oliveira *et al.*, 2020a). No entanto, apesar de poder ser interpretado como um *proxy* indicativo do grau de exposição e consequente risco de captura acidental (Pereira *et al.*, 2021), é importante sublinhar que a coexistência comprovada entre aves e artes de pesca, não implica necessariamente a ocorrência de interações diretas negativas entre as mesmas, mas sugere que ambas as partes aproveitam os mesmos recursos, sensivelmente nas mesmas áreas (Torres *et al.*, 2013; Clarck *et al.* 2020; Pereira *et al.*, 2021). Dessa forma, pressupondo que tal cenário pode efetivamente providenciar as condições necessárias para o aprisionamento recorrente e significativo de aves marinhas em artes de pesca, e de forma a comprová-lo com informações mais detalhadas e exatas, a realização de observações a bordo de embarcações surge como uma metodologia promissora (Le Bot *et al.*, 2018). Nesse sentido, é importante referir os resultados expressos em Araújo *et al.* (2022a), que com base num extenso programa de observações em barcos de pesca comercial (articulado com o preenchimento de diários de pesca) num período total compreendido entre abril de 2010 e dezembro de 2015, procurou intercetar a distribuição natural e os casos de capturas acidentais reportados do alcatraz e da pardela-baleiar, com a distribuição do esforço de pesca da frota de múltiplas artes, na tentativa de determinar áreas de sobreposição espacial e de maior risco de captura no país. No final, concluiu-se que para toda a costa continental portuguesa, uma das áreas de maior risco de captura acidental para as duas espécies, nomeadamente ao nível da prática com redes de emalhar, cerco e arrasto para a primeira, e redes de emalhar e palangre para a segunda, consiste precisamente na ZPE Aveiro-Nazaré, o que expõe um cenário problemático para a avifauna marinha local, em especial para a pardela-baleiar (Araújo *et al.*, 2017; Araújo *et al.*, 2022b).

#### 1.4. A SPEA E O PROJETO *LIFE PANPUFFINUS*

Desde a sua fundação em 25 de novembro de 1993, a Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA<sup>1</sup>) tem vindo a crescer e a investir progressivamente na proteção da avifauna portuguesa e dos seus respetivos habitats, recorrendo a um forte trabalho e esforço cooperativos entre investigadores, sócios, voluntários e parceiros, no sentido de salvaguardar a imensa e valiosa diversidade de aves no país, providenciar à comunidade científica uma importante plataforma teórico-prática para um melhor estudo e compreensão das espécies e ainda garantir ótimas oportunidades de educação e consciencialização ambientais do público geral.

Tratando-se de uma das maiores organizações ambientais não-governamentais em Portugal, a SPEA é reconhecida, desde 1999, como a parceira portuguesa oficial da *BirdLife International*, título esse que lhe permitiu integrar e aplicar os seus princípios e objetivos no seio de uma extensa rede internacional, composta por mais de 100 países, que por meio de uma estreita ação cooperativa, delinea e implementa inúmeros projetos e iniciativas em prol do estudo e conservação das aves a nível mundial.

No âmbito da compreensão e avaliação da ocorrência de capturas acidentais de aves marinhas, a organização foi responsável por conduzir importantes projetos nas águas nacionais, contribuindo ativamente para uma compreensão contínua e crescente da natureza desta problemática, dos seus efeitos adversos sobre a avifauna e de uma ou mais formas de mitigá-los. Entre eles, destaca-se o *Life+ MarPro*

---

<sup>1</sup> Para mais informações sobre a SPEA como um todo, nomeadamente ao nível dos seus objetivos e princípios, estrutura, funcionamento, áreas de aplicação e histórico, recomenda-se a consulta do seu *site* oficial, disponível em: <https://spea.pt/> (consultado em 11/11/2023).

(MarPro, 2018), o *Life Berlengas* (Oliveira *et al.*, 2018; 2019; Almeida *et al.*, 2019), o *MedAves* (Oliveira *et al.*, 2020a; Almeida *et al.*, 2021) e o *Life Ilhas Barreira Marçalo* *et al.*, 2024).

Dando seguimento a este histórico, surge um dos projetos mais recentes: o *Life PanPuffinus*<sup>2</sup>. Iniciado em setembro de 2020, e com previsão de encerramento em agosto de 2025, o projeto *Life PanPuffinus* tem como principal objetivo melhorar o estado de conservação da pardela-baleiar e da pardela-de-yelkouan (*Puffinus yelkouan*, Acerbi 1827), através da monitorização e mitigação das principais ameaças sobre estes animais. Entre elas, está a captura accidental em artes de pesca, para a qual o programa visa identificar, interpretar e quantificar a escala e a natureza dos efeitos, além de testar potenciais medidas de mitigação (Silva *et al.*, 2022). No território continental português, a atenção é voltada para a atividade piscatória ao longo da ZPE Aveiro-Nazaré, dada a sua importância para a pardela-baleiar. Desta forma, o projeto é essencialmente composto por duas grandes vertentes: (1) monitorização - acompanhamento e avaliação diretos/indiretos da atividade piscatória na zona, no sentido de descrever, caracterizar e quantificar o cenário vigente relativamente à ocorrência de capturas accidentais, primariamente sobre a pardela-baleiar, mas paralelamente sentido por toda a avifauna local que consiga ser identificada; (2) mitigação – estabelecimento de um conjunto de eventos controlo e experimentais, para os quais serão testados os efeitos decorrentes da implementação de uma ou mais medidas de mitigação.

Tal como abordado anteriormente, a ZPE Aveiro-Nazaré demonstra ser uma área problemática no que diz respeito à ocorrência de capturas accidentais de aves marinhas (Oliveira *et al.*, 2020a; Araújo *et al.*, 2022a), porém carente de dados mais concretos relativamente às principais espécies afetadas e artes de pesca mais impactantes, à quantificação das capturas accidentais, à forma como a atividade piscatória e o meio em volta condicionam o comportamento atrativo das aves e ainda à identificação e testagem de potenciais medidas de mitigação. Dado esse contexto, o projeto *Life PanPuffinus* assume-se como o mais recente passo para um melhor, mais claro e aprofundado entendimento da temática da captura accidental na ZPE Aveiro-Nazaré, sob a forma de uma plataforma viável, que oferece condições básicas necessárias para prosseguir com um trabalho de monitorização e mitigação das capturas accidentais na região, em comunhão com as comunidades piscatórias locais.

Por sua vez, este relatório foi criado no âmbito de uma proposta de estágio final orientada pela SPEA, servindo-se de bases de dados preliminares e dos progressos até então, com o intuito de oferecer uma primeira visão detalhada da problemática vivenciada na região. Paralelamente ao estudo principal, o estagiário teve a oportunidade de participar noutras atividades da SPEA, pelo que o anexo 1 resume as principais, realizadas na totalidade do período de estágio vivenciado.

---

<sup>2</sup> Para mais informações sobre o projeto *Life PanPuffinus* como um todo, recomenda-se a consulta do seu *site* oficial, disponível em: <https://lifepanpuffinus.org/>. As informações descritas no texto principal foram fornecidas pela própria equipa técnica da SPEA e por meio da consulta do *site* em 11/11/2023.

## 2. OBJETIVOS

Para este estudo, foram definidos 2 objetivos principais: (1) caracterizar a ocorrência de capturas acidentais e de interações de aves marinhas em artes de pesca na ZPE Aveiro-Nazaré; (2) avaliar a eficácia de duas medidas de mitigação.

Para tal, foram consideradas 3 artes de pesca: redes de emalhar fundeadas com pano simples (designadas no restante documento como redes de 1 pano), redes de emalhar fundeadas com três panos (tresmalho) e redes de cerco.

O primeiro objetivo focou-se na identificação das principais espécies de aves marinhas capturadas e no cálculo da taxa de captura acidental e estimativa do número de capturas anual para cada uma, em cada arte abrangida. Foi ainda averiguado o efeito de um conjunto de fatores sobre o número médio de aves a interagir em operações com redes de cerco e de tresmalho, na assunção de que o risco de captura acidental será tanto maior, quanto maior for o número médio de aves a interagir. Nesse sentido, foi averiguado especificamente o efeito do período fenológico, da distância à linha de costa, da duração do evento de pesca, da avifauna presente em volta da embarcação e a interagir, da quantidade de rejeições produzidas, da quantidade total de pescado descarregado na lota e do tipo de evento de pesca. A análise foi conduzida para o alcatraz, a pardela-balear, a gaivota-de-patas-amarelas e a gaivota-d'asa-escura (últimas duas combinadas num só grupo designado de *Larus* spp., dada a dificuldade de distingui-las durante os eventos). Por se tratarem das espécies com o maior número de capturas contabilizadas, tal justifica uma atenção acrescida. Por conta da ausência de dados apreciativos, os eventos com redes de 1 pano não foram considerados. De forma a complementar os principais resultados obtidos, foi ainda realizada uma breve caracterização da distribuição espacial dos eventos de pesca e do esforço de pesca sazonal e anual para cada arte.

Para o segundo objetivo, pretendeu-se avaliar o efeito da implementação de um papagaio afugentador e de um sistema de gestão controlada das rejeições a bordo, no número total de capturas acidentais de aves marinhas, exclusivamente em operações com redes de tresmalho. As operações com redes de cerco não foram consideradas, visto que o período de testagem das medidas mitigadoras nas mesmas começou já numa fase posterior do projeto, não dando tempo para ser incluída neste documento. No que diz respeito às redes de 1 pano, o esforço de monitorização mostrou ser reduzido, traduzindo-se num número insuficiente de eventos controlo/experimentais e de registos de capturas acidentais, pelo que não se justifica a sua inserção neste objetivo.

## 3. METODOLOGIA

### 3.1. ÁREA DE ESTUDO

A ZPE Aveiro-Nazaré (39°57'56"N, 9°06'29"W) corresponde a uma extensa área exclusivamente marinha, com 292,929 ha e a uma distância máxima à costa de 45 km (Olivéria *et al.*, 2020a), detentora de condições propícias para o desenvolvimento da atividade piscatória, fortemente dependente dos recursos vivos providenciados pela região (Oliveira *et al.*, 2020a). Nesse sentido, operações envolvendo redes de emalhar (1 pano e de tresmalho) e de arrasto tendem a ocorrer ao longo de toda a área delimitada, enquanto que o cerco concentra-se mais na zona centro-norte e o palangre nos extremos sul e norte (Oliveira *et al.*, 2020a).

Inerente à classificação feita ao abrigo da Rede Natura 2000, pressupõe-se o cumprimento do seguinte propósito: o de garantir a manutenção ou restabelecimento do estado de conservação das populações de aves selvagens listadas no anexo A-I do Decreto-Lei n.º 140/99, de 24 de abril, bem como seus ovos, ninhos e habitats, além de espécies de aves migratórias que, mesmo não constando na lista, ocorrem de forma regular (DR, 1999a; (DR, 1999b). Nesse sentido, a ZPE é reconhecida como um relevante ponto de passagem, de descanso e de alimentação para várias espécies durante o período migratório e de invernada, entre as quais se destaca a pardela-balear (Araújo *et al.*, 2017; 2020b; Oliveira *et al.*, 2020a) apontada como uma espécie prioritária e de atenção acrescida pelo próprio anexo A-I (DR, 1999a). Tal valor ecológico e importância para a avifauna local nesta zona está fortemente associado às águas produtivas e ricas em alimento na plataforma continental, resultantes da ação combinada da variação batimétrica, morfologia do fundo oceânico e costeiro, condições dos ventos locais e a ocorrência sazonal de *upwelling* na região (Araújo *et al.*, 2017; Gomes *et al.*, 2018), sentida sobretudo até aos 100 m de profundidade e particularmente entre Aveiro e Figueira da Foz (Lopes *et al.*, 2014; Gomes *et al.*, 2018). Nestas circunstâncias, as águas pouco profundas e perto da costa são sujeitas a um significativo enriquecimento em nutrientes, o que por sua vez favorece um aumento da produtividade primária e secundária (Lopes *et al.*, 2014; Veiga-Malta *et al.*, 2019; Favareto *et al.*, 2023), bem como o recrutamento de várias espécies de pequenos peixes pelágicos, tais como a sardinha, a cavala e o carapau (Santos *et al.*, 2001; Veiga-Malta *et al.*, 2019).

Na condução deste projeto, eventos de pesca foram monitorizados dentro da ZPE Aveiro-Nazaré, envolvendo embarcações provenientes dos três principais portos distribuídos nesta área, e que se encontram entre os mais importantes em todo o continente (INES & DGRM, 2024): o porto da Figueira da Foz (distrito de Coimbra), o porto da Nazaré (distrito de Leiria) e o porto de Aveiro (distrito de Aveiro) (figura 3.1).

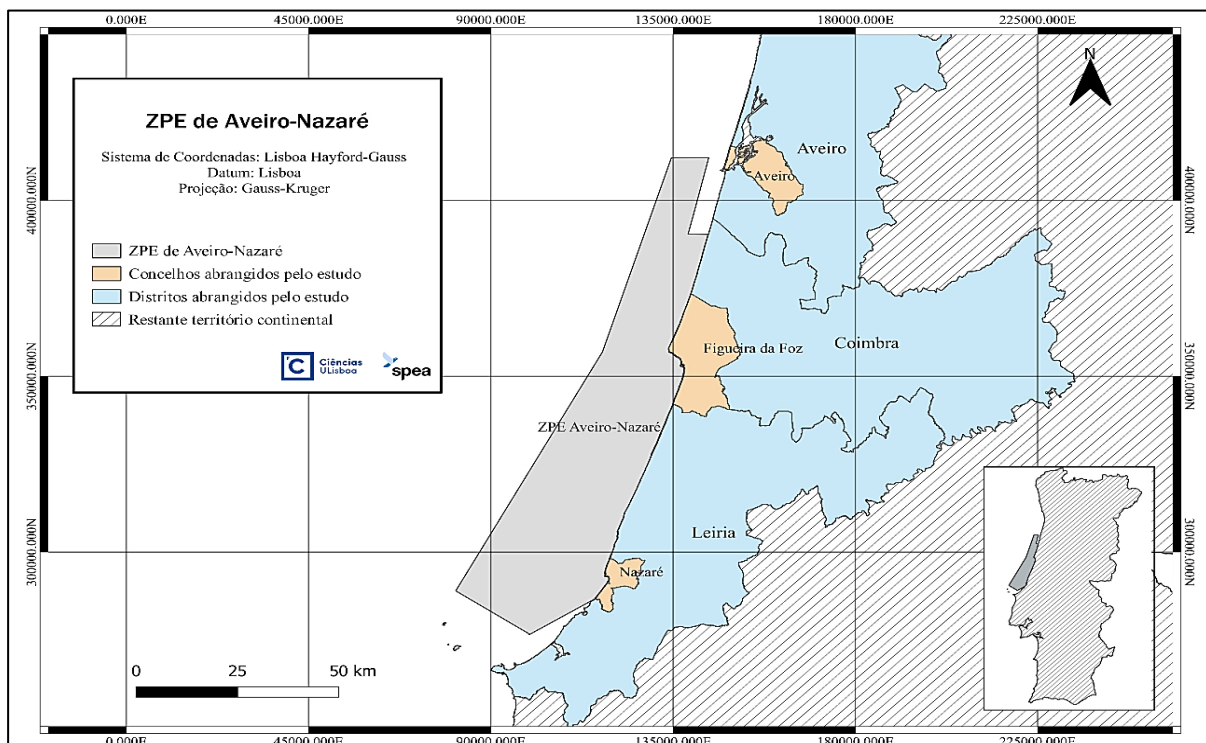


Figura 3.1: Localização da ZPE Aveiro-Nazaré, concelhos dos portos abrangidos no estudo e respetivos distritos.

### 3.2. ARTES DE PESCA

Em Portugal, a malhagem mínima para redes de 1 pano fundeadas é de 80 mm, enquanto que para o tresmalho, a malha do miúdo pode ter uma dimensão mínima de 100 mm, conservando uma relação para com as alvitanas de 1 para quatro (DR, 2023a). De uma forma geral, estas artes não podem operar a uma distância da linha de costa inferior a  $\frac{1}{4}$  de milha, e uma vez largadas, não podem permanecer caladas por mais de 24 horas consecutivas (salvo situações de força maior devidamente comprovadas), podendo esse período ser estendido para 72 horas caso a malhagem seja igual ou superior a 100 mm e em profundidades superiores a 300 m (DR, 2023a). Por sua vez, as redes de cerco não podem igualmente atuar a uma distância à linha de costa inferior a  $\frac{1}{4}$  de milha, conservando uma malhagem igual ou superior a 16 mm e um comprimento e altura variáveis, respetivamente entre os 300-800 m e os 60-150 m (DR, 2023b).

Neste estudo, as largadas e alagens das redes de 1 pano e de tresmalho foram interpretadas como eventos distintos. Na largada, as redes são largadas na água e afundam gradualmente com a ajuda de pesos. Após este momento, a embarcação deixa o local e parte para a realização de outros eventos, pelo que a recolha (alagem) das mesmas redes apenas decorre após um período de tempo variável (entre 3 e 168 horas neste estudo), em que a arte se encontra submersa e atuando de forma passiva. Para esse mesmo período, não foi possível monitorar a ocorrência de interações e capturas, pelo que todos os dados foram recolhidos durante os outros dois momentos, separadamente. Por sua vez, no que diz respeito ao cerco, um evento de pesca compreende todo o período entre a largada e posterior alagem completa das redes, abrangendo portanto todo o tempo em que a arte atua na água, o que permite uma recolha contínua de dados ao longo todo o processo.

### 3.3. MEDIDAS DE MITIGAÇÃO

O papagaio afugentador usado neste projeto consiste numa estrutura simples, leve, retráctil, feita de tecido impermeável, com um formato de ave de rapina (idêntico ao da figura 1.4), que se encontra atrelado à extremidade de um pequeno cabo de 50 cm, que por sua vez, contém um gancho na extremidade oposta. Toda a estrutura custou 112€. Com o uso deste dispositivo, pretendeu-se desencorajar a aproximação das aves marinhas às artes de pesca, ao simular a presença de uma ave predatória voando perto da embarcação.

A instalação do papagaio (feita em pouco mais de 10 min) ficou a cargo do observador no início de cada embarque (podendo ter o auxílio da tripulação, se necessário). A estrutura foi presa a uma vara telescópica extensível, fixada à estrutura da embarcação com o auxílio de braçadeiras, já no primeiro embarque em que a medida foi testada, perto da popa e num lugar acessível, onde permaneceu até ao final da fase de mitigação. O papagaio foi preso à vara através do gancho de 50 cm, na extremidade do cabo, sendo logo de seguida erguido a uma altura ajustável de até 6 m. Estando montado, o papagaio permaneceu pairando, auxiliado por leves brisas e pelo próprio movimento da embarcação. Uma vez em terra firme, o observador ficou responsável de remover o papagaio e de o guardar para uma próxima ocasião. Imagens ilustrativas do processo de montagem podem ser consultadas em anexo (anexo 5: figura 8.4 e 8.5).

Como o dispositivo só foi colocado e retirado após um embarque, os grupos controlo e experimental foram realizados em dias diferentes, ou seja, um dia com a presença da medida e outro sem a mesma, preferencialmente seguidos, de forma a minimizar diferenças significativas relativamente à zona de pesca, distância à linha de costa e estado do tempo/mar. Na impossibilidade de se proceder dessa forma,

decidiu-se, para as mesmas redes e evento, definir um período de tempo em que as operações de pesca decorriam na presença da medida, e outro na sua ausência.

Relativamente à segunda medida, sabe-se que a libertação direta no mar das rejeições produzidas durante a atividade piscatória, é um dos principais fatores responsáveis pela atração em grande número de aves marinhas até às redes, levando-as a contactarem diretamente com as mesmas, na tentativa de aproveitarem alimento fácil (Phillips *et al.*, 2022). Sendo assim, foi proposto um novo e simples sistema de controlo das rejeições, correspondente ao armazenamento das mesmas em recipientes próprios (caixas e/ou baldes) (anexo 5: figura 8.6). Desta forma, para os episódios de controlo, a tripulação agia normalmente, processando e libertando as rejeições no decorrer dos eventos de pesca, sem quaisquer restrições por parte dos observadores. Já nos eventos experimentais, os pescadores deveriam armazenar as rejeições que pretendiam libertar, em recipientes selecionados para esse fim. A libertação no mar só deveria acontecer assim que a alagem/largada das redes finalizasse, com a embarcação já em movimento e preferencialmente em direção a terra firme, ou pelo menos a uma distância considerável do local do evento.

À semelhança do papagaio afugentador, os grupos de controlo e experimentais ocorreram em dias diferentes, porém preferencialmente seguidos, recorrendo-se à mesma alternativa já mencionada para a primeira medida, caso necessário

### 3.4. RECOLHA E REGISTO DE DADOS

A recolha e registo de dados ao longo deste estudo foi feita segundo três tipos de abordagens distintas: (1) direta, com base na participação presencial de observadores a bordo das embarcações de pesca, podendo assim acompanhar de forma independente a atividade da pesca; (2) indireta, através do preenchimento de diários de pesca por parte dos mestres das embarcações; (3) indireta, através da realização de inquéritos trimestrais aos mestres das embarcações.

#### 3.4.1. EMBARQUES

A participação em embarques foi a principal abordagem usada para a aquisição de dados neste projeto, tratando-se na verdade do método de referência para estudos desta natureza, atendendo sobretudo à possibilidade de recolha de informação para um grande número de variáveis (Marpro, 2014).

Nesse sentido, foram usados dados de amostragens efetuadas desde julho de 2021, até dezembro de 2023. A seguinte descrição foca-se apenas nos procedimentos e variáveis com relevância para o estudo. Uma explicação mais detalhada sobre toda a metodologia adotada pelo observador a bordo pode ser consultada no anexo 2.

Para cada embarque (correspondente ao período entre o momento de saída do porto de pesca e o retorno a esse mesmo porto), 1-2 observadores treinados e com conhecimentos na área, acompanharam toda a viagem, procedendo à recolha de um conjunto de dados previamente estabelecidos e seguindo um protocolo padronizado. Os dados foram registados com recurso a um *tablet* e diretamente num formulário digital produzido para o efeito em ambiente *CyberTracker* (v.3.533). Cada embarque foi identificado por um número único. A informação relativa à data, hora e posição geográfica (latitude e longitude) foi registada automaticamente pelo aparelho. Para cada embarque foi registado a data de início, o porto de saída, o porto de entrada e o nome da embarcação.

Relativamente aos eventos de pesca, cada um foi identificado por um número próprio (gerado automaticamente), e ainda localizado espacialmente segundo um par de coordenadas de latitude e longitude, obtido por GPS no próprio *tablet* de registo. A data e as horas de início e fim foram apontadas automaticamente consoante o início e encerramento da inserção de dados. No início de cada evento, os observadores registaram a profundidade da arte e do fundo (m), o tipo de atividade (cerco no caso das redes de cerco, e largada ou alagem para as redes de 1 pano e de tresmalho) e o tipo de arte usada (redes de cerco, 1 pano ou tresmalho). No caso da operação com redes de 1 pano e tresmalho, anotaram-se ainda o tempo em que a arte permaneceu submersa (min), o número de redes envolvidas e respetivos comprimentos (m), bem como o comprimento total de redes usadas (m). Para os casos em que uma medida de mitigação estava a ser testada, registou-se o nome da medida (papagaio afugentador ou controlo de rejeições) e o tipo de evento (controlo ou experimental).

Relativamente às capturas acidentais de aves marinhas, procedeu-se à identificação das espécies, à contabilização do número total de exemplares e ao registo do estado em que se encontravam (vivas ou mortas).

A recolha de dados sobre a interação das aves com as artes de pesca ou embarcação foi feita ao longo de todo o embarque entre o nascer e o pôr do sol, segundo intervalos de 15 minutos, com o auxílio de binóculos e quando a visibilidade era superior a 300 m. Para cada período de contagem, foi registado o momento da pesca: (1) navegação (período em que a embarcação apenas se deslocava, sem a ocorrência de nenhum evento de pesca);(2) realização de um evento de pesca propriamente dito. As observações foram agrupadas em bandas de distância (0-20 m; 20-50 m; 50-100 m; 100-200 m; 200-300 m; > 300 m), com a calibração das distâncias sendo feita regularmente ao longo de cada embarque, com recurso a um medidor de distâncias. O comportamento foi registado em três tipos: voo direcionado (voo numa direção bem definida e sem interação com a embarcação ou a arte de pesca); voo circular ao redor do barco ou arte de pesca; ave pousada na água. Foi igualmente registada a hora e data.

No que toca ao pescado capturado (envolvendo essencialmente peixes, moluscos e crustáceos), o observador registou as espécies e respetivas quantidades (número de exemplares), enquanto as redes estavam a ser aladas a bordo e o pescado removido da malha e separado pela tripulação, de acordo com o seu destino (venda ou rejeição). Os exemplares para venda foram armazenados a bordo, enquanto que os exemplares descartáveis eram diretamente rejeitados no mar. Desta forma, foi possível obter a quantidade total de rejeições em cada evento de pesca, resultante da soma de todos os exemplares das diferentes espécies rejeitadas a bordo.

### 3.4.2. DIÁRIOS DE PESCA

Os diários de pesca consistiram num conjunto de fichas (uma para cada dia de pesca) entregues aos mestres de cada embarcação, de forma a registarem a sua atividade durante os embarques que não contavam com a presença de um observador a bordo (modelo disponível para consulta no anexo 3).

Esta metodologia, apesar de estar dependente da colaboração dos mestres e não permitir uma recolha de dados tão detalhada quanto a amostragem realizada pelos observadores a bordo, oferece mesmo assim informação útil sobre a atividade piscatória e as capturas acidentais de aves marinhas. A informação incluiu a data de realização do embarque, a hora de início e localização geográfica (latitude e longitude) de cada evento, o tipo de arte usada, a respetiva profundidade em que atuava (m) e, no caso das redes de 1 pano e tresmalho, o tempo que a arte permaneceu na água (horas) e o comprimento total das redes (m). No caso de ocorrência de captura acidental, foi registada a espécie, o número de exemplares capturados e o estado (vivo ou morto).

Assim que fosse possível o encontro presencial com os mestres, os próprios observadores ficaram responsáveis por recolher os diários já preenchidos e submeter toda a informação numa base de dados própria. Os observadores ficaram igualmente encarregues de manter um contacto regular com os mestres, de forma a esclarecer quaisquer questões e/ou auxiliar da melhor forma a prestação dos pescadores.

### 3.4.3. INQUÉRITOS

Os inquéritos consistiram em entrevistas semiestruturadas e realizadas com o intuito de recolher informação referente ao número de capturas acidentais e respetivas espécies afetadas, para cada embarcação e arte de pesca em causa, durante os 3 meses que antecedem o encontro (modelo simplificado disponível para consulta no anexo 4).

Para tal, e de forma a considerar a variabilidade sazonal dos registos e melhor caracterizar o esforço de pesca, os inquéritos foram realizados quatro vezes por ano (abrangendo assim os períodos de primavera, verão, outono e inverno<sup>3</sup>), dirigindo-se sempre aos mesmos mestres/embarcações. Foram usados suportes visuais para facilitar a identificação das espécies por parte dos pescadores. Com esta abordagem, foi possível obter registos de capturas acidentais com a devida identificação da espécie, arte de pesca envolvida e período do ano abrangido. Os registos foram separados em dois grandes grupos, atendendo à classe de comprimento das embarcações envolvidas: classe de comprimento <12 m ou >12 m.

### 3.4.4. ESFORÇO DE PESCA

Para o cálculo do esforço de pesca anual e por estação do ano (primavera, verão, outono, inverno), de cada arte em estudo, foram combinados dados do registo da atividade de embarcações com comprimento igual ou superior a 15 m, dentro da ZPE Aveiro-Nazaré e ao longo do ano de 2019, obtidos por meio de Diários de Pesca Eletrónicos (DPE) e Sistemas de Monitorização de Navios por satélite (VMS), disponibilizados pela Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos<sup>4</sup>. Em Portugal, apenas esta tipologia de embarcações se encontra obrigada a utilizar sistemas de monitorização eletrónicos, permitindo obter informação detalhada e fidedigna do esforço de pesca. Atendendo à periodicidade com que os dados destas fontes são avaliados e disponibilizados pelas entidades competentes, as informações mais recentes e acessíveis datavam de 2020. No entanto, por conta do contexto anormal imposto pela pandemia do vírus SARS-CoV-2, decidiu-se recorrer aos dados do ano anterior (2019), já que refletem uma realidade sob circunstâncias normais.

Os dados VMS incluíram a posição geográfica das embarcações (latitude e longitude), a data e hora do dia. Os dados DPE incluíram a data, hora, localização, espécies-alvo capturadas e o tipo de arte operada para cada evento de pesca. O esforço para cada arte de pesca (redes de 1 pano, tresmalho e cerco) em cada estação do ano resultou da simples soma do número de dias de pesca de cada embarcação envolvida na mesma prática (dias de pesca\*embarcação de pesca), durante um determinado período de tempo correspondente à estação em causa, similar a Oliveira *et al.* (2020a). Por sua vez, o esforço anual resultou da soma do esforço obtido para cada uma das quatro estações. Adicionalmente, foram produzidos mapas com a distribuição espacial da atividade piscatória para cada arte, usando o *QGIS* (versão *Desktop* 3.26.3).

---

<sup>3</sup> Definição das estações do ano neste estudo: primavera (março-maio); verão (junho-agosto); outono (setembro-novembro); inverno (dezembro-fevereiro).

<sup>4</sup> Para mais informações sobre os sistemas VMS e DPE, recomenda-se a consulta do *site* oficial da Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos, disponível em: <https://www.dgrm.pt/> (consultado em 17/04/2024).

### 3.5. ANÁLISE DE DADOS

#### 3.5.1. TAXA DE CAPTURA ACIDENTAL

Servindo-se dos dados obtidos por meio de embarques e diários de pesca, a taxa de captura accidental (TCA) foi calculada separadamente para cada espécie em cada uma das artes de pesca, segundo 3 fórmulas distintas (Zydelis *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2018)

$$TCA = \frac{N_{\text{aves capturadas}}}{N_{\text{dias de pesca}}} \text{ (aves/dias de pesca)} \quad (3.1)$$

$$TCA = \left( \frac{N_{\text{aves capturadas}}}{\text{Km}_{\text{rede}} \cdot t_{\text{arte na água}}} \right) * 100\,000 \text{ [(aves/km*h)*100\,000]} \quad (3.2)$$

$$TCA = \frac{N_{\text{aves capturadas}}}{N_{\text{eventos de pesca}}} \text{ (aves/eventos de pesca)} \quad (3.3)$$

A equação 4.2 foi aplicada exclusivamente para as alagens de redes de 1 pano e de tresmalho, em que  $\text{km}_{\text{rede}}$  refere-se à soma do comprimento de todas as redes aladas, enquanto que  $t_{\text{arte na água}}$  refere-se à soma de todos os períodos de tempo em que as redes envolvidas estiveram submersas e atuando de forma passiva, após as suas largadas, e antes das posteriores alagens. As restantes duas equações foram aplicadas aos 3 tipos de arte de pesca, com o número de eventos e dias de pesca das operações com redes de 1 pano e tresmalho, abrangendo tanto alagens, como largadas.

#### 3.5.2. NÚMERO ANUAL DE CAPTURAS ACIDENTAIS

De forma a estimar o número anual de capturas accidentais para cada uma das espécies identificadas e em cada arte, multiplicou-se a respetiva taxa de captura accidental (aves/dias de pesca), pelo esforço de pesca anual de cada arte de pesca (Oliveira *et al.*, 2018).

$$N_{\text{captura accidental anual}} = \text{taxa de captura accidental} \times \text{esforço de pesca anual} \quad (3.4)$$

#### 3.5.3. TAXA DE ATRATIVIDADE

A taxa de atratividade (TA), como o nome indica, foi calculada de forma a quantificar o grau de atração das espécies para a proximidade das diferentes artes durante a sua operação. O cálculo foi feito separadamente para cada espécie de ave e para cada arte, usando os dados recolhidos nos embarques e atendendo à seguinte fórmula, com base em Oliveira *et al.* (2018):

$$TA = \frac{N_{\text{interações}}}{N_{\text{total}}} \times 100 (\%) \quad (3.5)$$

Neste caso,  $N_{\text{total}}$  corresponde ao número total de comportamentos contabilizados, ou seja, a soma de todos os momentos de voo direcionado, voo circular e aves pousadas na água, reportados para cada espécie na totalidade de eventos monitorizados para cada arte. Por sua vez,  $N_{\text{interações}}$  diz respeito ao número total de interações contabilizadas, considerando todos os eventos monitorizados por embarques de cada arte. Considerou-se que uma ave efetivamente interagiu quando observada em voo circular ao redor do barco ou quando estava pousada na água no decorrer de um evento de pesca, a uma distância máxima de 100 m da embarcação (Almeida *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2020b; Calado *et al.*, 2021a).

### 3.5.4. NÚMERO MÉDIO DE AVES A INTERAGIR

Foi possível calcular o número médio de aves a interagir por evento, para cada espécie e em cada arte de pesca, somente com base nos dados recolhidos durante os embarques, seguindo a seguinte fórmula:

$$N_{\text{médio aves a interagir}} = \frac{N_{\text{interações}}}{N_{\text{momentos de contagem}}} \quad (3.6)$$

Neste caso,  $N_{\text{interações}}$  diz respeito ao número total de aves a interagir com a embarcação em cada evento de pesca, enquanto que  $N_{\text{momentos de contagem}}$  corresponde ao número total de momentos por evento, em que se procedeu à observação e contagem das aves a interagir, segundo intervalos de 15 minutos e de acordo com a metodologia já descrita.

### 3.5.5 AVALIAÇÃO DOS FATORES QUE INFLUENCIAM O NÚMERO MÉDIO DE AVES A INTERAGIR COM REDES DE CERCO E DE TRESMALHO

Tal como referido anteriormente, este objetivo procurou averiguar o efeito que um conjunto de fatores (tabela 3.1) sobre o número médio de alcatrazes, de gaivotas (*Larus spp.*) e de pardelas-baleares, por cada evento com redes de tresmalho e cerco, monitorizados nos embarques. Os dados de diários de pesca e inquéritos não foram considerados, visto que não contemplam informação do número médio de aves a interagir com a embarcação ou arte de pesca.

Tabela 3.1: Listagem dos fatores analisados e dos respetivos termos usados ao longo do trabalho. A seguinte tabela compila todos os fatores selecionados para serem analisados, no sentido de averiguar se pelo menos um influencia de algum modo, o número médio de aves a interagir para o alcatraz, *Larus spp.* e a pardela-baleare, em eventos com redes de cerco e redes de tresmalho.

Fator	Termo usado
Período fenológico	Invernada, Migração ou Reprodução
Duração do evento de pesca (h)	Duração
Distância à linha de costa (km)	Distância
Avifauna marinha presente e a interagir (soma do número médio de aves a interagir pertencentes a outras espécies)	Aves
Quantidade de rejeições libertada (número total de unidades de pequenos peixes pelágicos rejeitadas)	Rejeição
Quantidade total de pescado descarregado (kg)	Pescado
Tipo de evento (exclusivo para as redes de tresmalho)	Largada ou Alagem

A quantidade de rejeições foi exclusivamente medida para os eventos de tresmalho, uma vez que os registos para os eventos de cerco foram diminutos. Dessa forma, para os eventos de cerco, considerou-se a quantidade total de pescado descarregado em lota, como medida do total de pescado capturado, que se esperava ter um efeito sobre o número médio de aves a interagir.

Inicialmente foi ponderado o uso do número de capturas acidentais em cada arte nesta análise. No entanto, o número de eventos com capturas de aves marinhas foi reduzido, não permitindo explorar estatisticamente o efeito de qualquer variável independente. Como alternativa, recorreu-se ao número médio de indivíduos interagindo em cada evento como *proxy* do risco de captura acidental, tendo em mente que as capturas decorreram do contacto indesejado com a arte de pesca, que por sua vez tende a ser fruto do comportamento atrativo demonstrado pelos animais face às embarcações/artes.

Os períodos fenológicos foram definidos para cada espécie, seguindo a classificação presente em Oliveira *et al.* (2020a) e compreendendo 3 épocas distintas: reprodução, invernada e migração (inclui período de migração pré-reprodutiva e migração pós-reprodutiva). A duração de cada evento foi calculada como a diferença entre a hora do fim e do início de cada evento. A distância à linha de costa de cada evento foi calculada como a distância entre a localização do evento e o ponto mais próximo de costa, obtida através da ferramenta GRASS (mais especificamente, a função *v.distance*) no *QGIS Desktop* 3.26.3. Para tal, recorreu-se a uma *shapefile* do território continental português, correspondente à mais recente versão da Carta Administrativa Oficial de Portugal, disponível no *site* oficial da Direção-Geral do Território (<https://www.dgterritorio.gov.pt/cartografia/cartografia-tematica/caop>). Por sua vez, a quantidade de rejeições foi obtida segundo a metodologia de amostragem já descrita para os embarques. Para esta variável, teve-se em conta apenas as espécies de peixes comuns na dieta das aves marinhas em Portugal (Meirinho *et al.*, 2014), nomeadamente a faneca (*Trisopetrus luscus*), a pescada (*Merluccius Merluccius*), a cavala (*Scomber sp.*) e a sardinha. Para o cerco, a quantidade total de pescado descarregado em lota foi obtida através das folhas de venda, partilhadas pelo próprio mestre da embarcação ou pela Docapesca<sup>5</sup>. Visto que as largadas e alagens de redes de tresmalho foram monitorizadas separadamente e consideradas eventos distintos, o tipo de evento – largada ou alagem – foi adicionado como uma nova variável para esta arte. Desta forma, pretendeu-se averiguar se o número médio de aves a interagir poderia estar de alguma forma condicionado pelo tipo de evento em si.

Contrariamente às restantes variáveis, a quantidade de rejeições foi a única que somente conseguiu ser medida no decorrer de alagens, dada a natureza do evento. No entanto verificou-se em múltiplos casos que o processo de eliminação do material descartado não se limitava às alagens, dando continuidade já depois do final das mesmas, com a embarcação em movimento e já procedendo à largada das redes. Sendo assim, decidiu-se enquadrar a quantidade de rejeições como uma variável em estudo igualmente para as largadas de tresmalho, na tentativa de averiguar se a libertação contínua e simultânea de rejeições com estes eventos poderia repercutir algum efeito na variável dependente. Somente para os casos em que a largada ocorreu logo após uma alagem, a quantidade de rejeições utilizada foi a registada na alagem antecedente.

Para avaliar o efeito das variáveis independentes, foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição binomial negativa. Esta distribuição de erro foi a mais adequada, dado o envolvimento de variáveis dependentes quantitativas, resultantes de contagens e sujeitas a sobredispersão de dados, situação em que a distribuição *Poisson* não é tão adequada (Stoklosa *et al.*, 2022).

---

<sup>5</sup> *Site* oficial da Docapesca: <https://www.docapesca.pt/>.

Na análise preliminar dos dados associados aos eventos com redes de tresmalho, verificou-se a existência de uma relação não-linear entre o número médio de interações e a distância à costa dos eventos. Dessa forma, optou-se pelo uso de um termo polinomial de grau 2 para a variável distância, que permitiu modelar um tipo de relação não-linear, com a forma de uma parábola.

A análise estatística foi desenvolvida no *software R* (versão 4.3.2), servindo-se da função *step*, responsável por selecionar o modelo reduzido com menor AIC, entre todos os modelos reduzidos criados a partir dos modelos completos, considerando todas as interações possíveis entre as variáveis em análise. O valor do efeito de cada variável foi considerado estatisticamente significativo se  $p < 0,05$ . Para validar a qualidade e aplicabilidade do modelo reduzido selecionado, foi necessário comparar o seu AIC com o do respetivo modelo nulo e proceder ao teste da qualidade de ajuste. O modelo reduzido é considerado adequado se o seu AIC for menor ao do AIC do respetivo modelo nulo e se estiver devidamente ajustado aos dados ( $p > 0,05$ ).

### 3.5.6. AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DE DUAS MEDIDAS DE MITIGAÇÃO

Para ambas as medidas de mitigação (papagaio afugentador e controlo de rejeições), foram recolhidos dados referentes às capturas acidentais de aves marinhas em eventos controlo e experimentais com redes de tresmalho, monitorizados por meio de embarques.

Atendendo à observação direta dos eventos, o facto da ave recolhida estar viva ou morta, o estado de deterioração do corpo, a profundidade a que se encontravam as redes e a capacidade de mergulho das espécies sem causa, foi possível averiguar se a captura dos indivíduos ocorreu durante as alagens ou largadas, e se as mesmas eram eventos controlo ou experimentais (anexo 8), permitindo assim calcular o número total de capturas para cada tipo de evento em cada medida de mitigação.

A eficácia das duas medidas foi avaliada comparando estatisticamente o número de capturas acidentais entre o total dos eventos controlo e experimentais, recorrendo para tal a um teste exato de Fisher (*Fisher's exact test*), visto ser adequado para este tipo de análise, sobretudo considerando o tamanho reduzido da amostra em estudo (Zhao *et al.*, 2021). Desta forma, pretendeu-se averiguar se existe uma redução significativa no número de capturas acidentais com a presença da medida de mitigação.

A análise não foi realizada individualmente para cada espécie identificada ou tendo em consideração diferenças entre largadas e alagens, devido ao reduzido número de eventos com capturas de aves. A análise estatística foi desenvolvida no *software R* (versão 4.3.2), tomando um dado valor como estatisticamente significativo se  $p < 0,05$ .

## 4. RESULTADOS

### 4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS EVENTOS MONITORIZADOS EM EMBARQUES E DO ESFORÇO DE PESCA

Entre julho de 2021 e dezembro de 2023, foram monitorizados 119 embarques (18 com redes de 1 pano, 76 com tresmalho e 36 com cerco), em 14 embarcações diferentes, todas com classe de comprimento >12 m. No total, 305 eventos de pesca foram monitorizados, 21% (N = 66) com redes de cerco, 10% (N = 29) com redes de 1 pano (12 largadas e 17 alagens) e 69% (N = 210) com redes de tresmalho (98 largadas e 112 alagens).

Relativamente ao cerco, os eventos monitorizados concentraram-se na região centro e norte da ZPE (figura 4.1). As anotações feitas a bordo e a posterior consulta das folhas de venda, mostram que esta arte foi dirigida à captura de pequenos peixes pelágicos, nomeadamente a sardinha, o carapau e o biqueirão. No que diz respeito às rejeições, as principais espécies rejeitadas foram o peixe-agulha (*Belone belone*, Linnaeus 1761) e o peixe-lua (*Mola mola*, Linnaeus 1758).

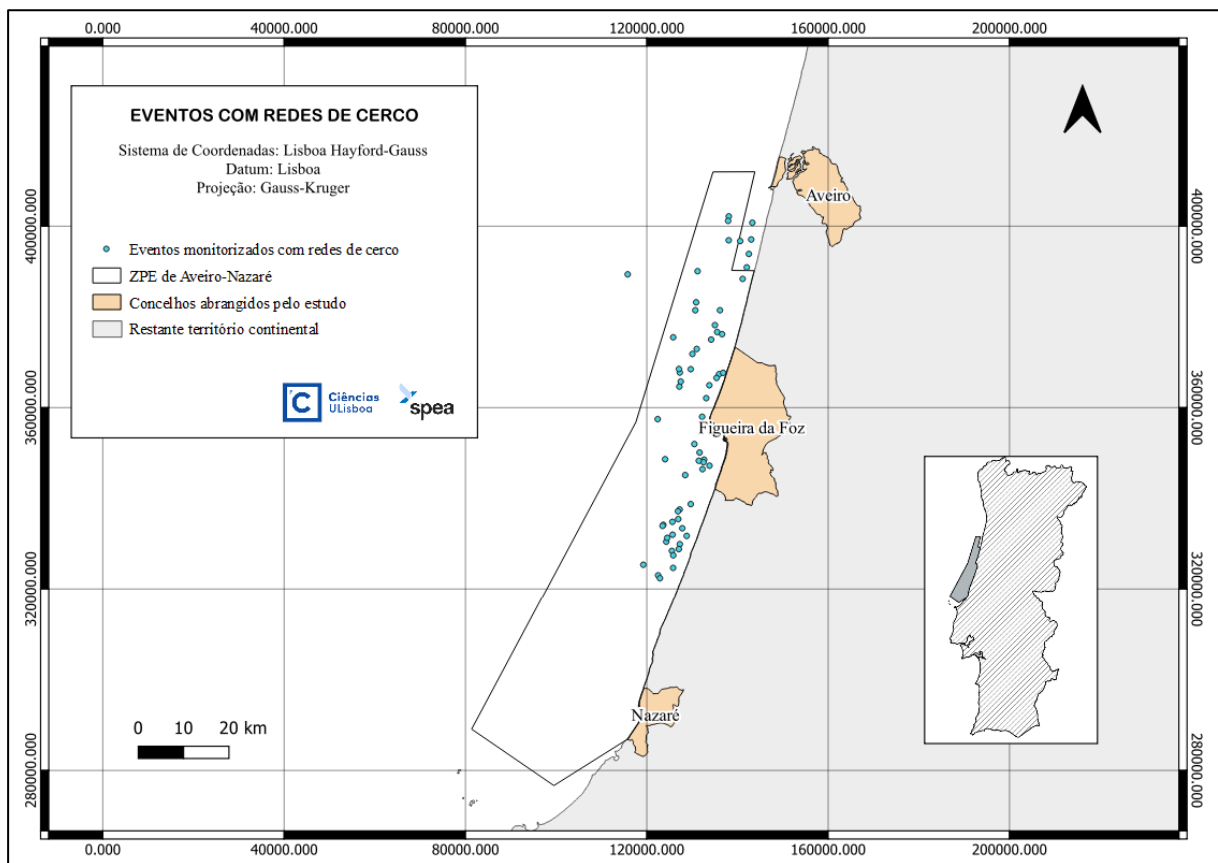


Figura 4.1: Distribuição espacial de eventos com redes de cerco, monitorizados *in situ* por meio de embarques. Dados referentes apenas a eventos para os quais existe registo da localização geográfica.

Por sua vez, as redes de 1 pano foram a arte de pesca com menor cobertura de monitorização, com a maioria dos eventos distribuídos entre o porto da Figueira da Foz e da Nazaré (figuras 4.2). No que toca às rejeições, a faneca, a pata-roxa (*Scyliorhinus canicula*, Linnaeus 1758), a pescada e o carapau foram as espécies mais descartadas, por não obedecerem ao tamanho mínimo de captura e/ou por se encontrarem num estado já degradado e sem valor comercial.

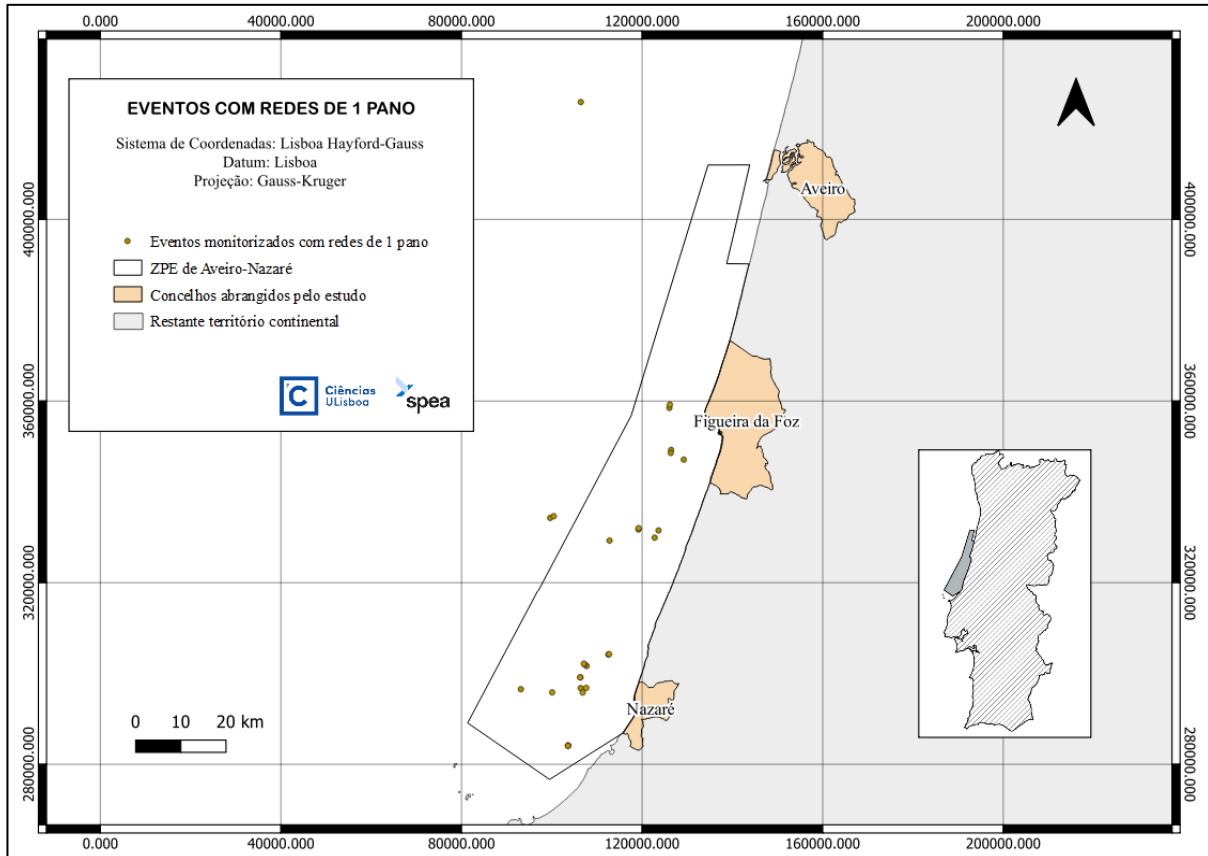


Figura 4.2: Distribuição espacial de eventos com redes de 1 pano, monitorizados *in situ* por meio de embarques. Dados referentes apenas a eventos para os quais existe registo da localização geográfica.

Por fim, o tresmalho foi a arte com a maior cobertura de todo o projeto, assumindo uma distribuição bastante dispersa (figura 4.3). No que diz respeito às rejeições, a pata-roxa foi a espécie mais descartada, seguida do carapau, da pescada, da cavala (*Scomber sp.*), exemplares do género *Raja sp.* e da sardinha. Quantidades consideráveis de efetivos pertencentes aos géneros *Trachurus sp.*, bem como ainda sarrajões (*Sarda sarda*, Bloch 1793), destacam-se em segundo plano. Atendendo a esta caracterização, uma porção significativa das rejeições nesta arte é representada por espécies de pequenos peixes pelágicos. As principais razões para o descarte foram o incumprimento do tamanho mínimo e/ou o baixo valor comercial da espécie em si, tanto por conta de valores de mercado, como devido ao estado já degradado em que os exemplares foram alados.

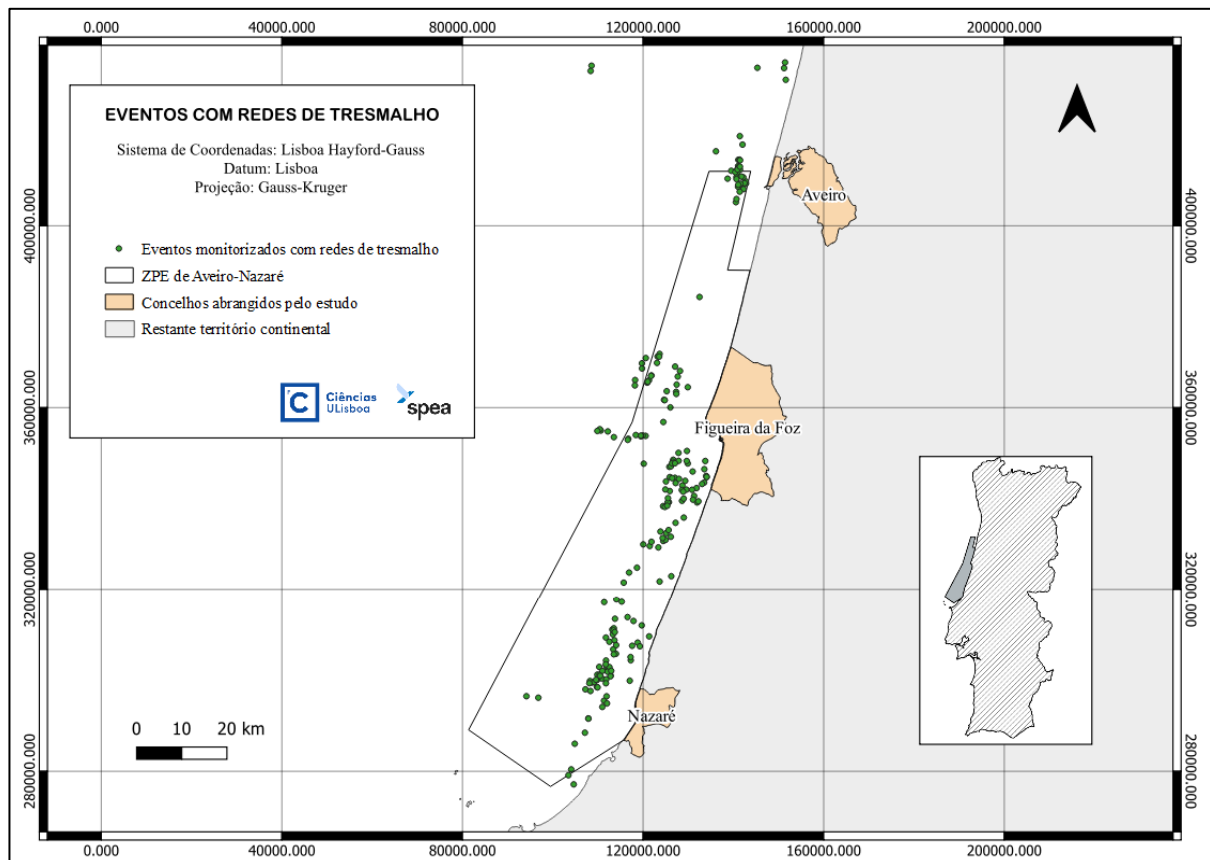


Figura 4.3: Distribuição espacial de eventos com redes de tresmalho, monitorizados *in situ* por meio de embarques. Dados referentes apenas a eventos para os quais existe registo da localização geográfica.

No caso dos eventos com redes de 1 pano e de tresmalho, verificou-se ainda que a separação e libertação direta no mar das rejeições não foi um processo exclusivo do momento de alagem, dando continuidade durante a largada seguinte, das mesmas ou novas redes. Juntamente com esta situação, verificou-se a presença persistente de aves marinhas já depois da alagem completa das redes e com a embarcação em movimento, enquanto procedia o evento de largada.

Associado aos dados espaciais descritos, a tabela 4.1 lista ainda dados complementares que refletem as condições do meio associadas aos eventos monitorizados para cada arte.

Tabela 4.1: Distância à linha de costa, profundidade e duração mínimas (Min.), máximas (Máx.) e médias ( $\bar{x}$ ) com desvio padrão (DP), dos eventos de cerco, redes de 1 pano e tresmalho, monitorizados por meio de embarques. Para as redes de 1 pano e de tresmalho, os valores de duração encontram-se divididos em largadas e alagens, dada a diferença de valores entre os tipos de evento. O valor “N” corresponde ao número de eventos para cada arte.

Arte de pesca	Distância à linha de costa (km)			Profundidade (m)			Duração (min)		
	Min.	Máx.	$\bar{x} \pm DP$	Min.	Máx.	$\bar{x} \pm DP$	Min	Máx	$\bar{x} \pm DP$
Cerco (N = 66)	0,76	26,91	5,98 ± 4,04	9,70	61,20	31,07 ± 26,78	9	253	92,86 ± 42,11
1 pano	6,68	43,95	13,78 ± 9,20	28	183	92,35 ± 49,50	--	--	--
Largada (N = 12)	--	--	--	--	--	--	6	148	38,75 ± 39,90
Alagem (N = 17)	--	--	--	--	--	--	18	291	102,24 ± 82,15
Tresmalho	1,22	44,43	9,00 ± 5,68	9	140	48,50 ± 23,87	--	--	--
Largada (N = 98)	--	--	--	--	--	--	3	88	31,82 ± 16,10
Alagem (N = 112)	--	--	--	--	--	--	15	389	153,24 ± 83,07

Em termos sazonais (tabela 4.2), o esforço de pesca do cerco foi mais elevado no outono, seguido do inverno. Por sua vez, as redes de 1 pano mostraram um esforço de pesca relativamente mais consistente, enquanto que as redes de tresmalho atingiram os valores máximos na primavera, tratando-se da arte de pesca com o maior esforço de pesca anual estimado.

Tabela 4.2: Esforço de pesca anual (dias de pesca\*embarcação) e sua variação sazonal para cada arte em estudo, operando na ZPE Aveiro-Nazaré em 2019 e calculado através de dados DPE/VMS. O valor entre parêntesis representa o número de embarcações operando com uma dada arte durante cada estação. O esforço de pesca anual resulta da soma do esforço de pesca calculado para cada estação.

Arte de pesca	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Esforço de pesca anual
Cerco	97 (16)	210 (37)	806 (42)	669 (47)	1782 (48)
1 pano	732 (23)	606 (23)	601 (23)	647 (21)	2586 (23)
Tresmalho	1026 (32)	760 (34)	839 (33)	952 (32)	3577 (34)

Em termos espaciais, verificou-se que o cerco concentrou-se na zona mais costeira e maioritariamente na região centro e norte (figura 4.4), enquanto que as redes de emalhar demonstraram uma distribuição mais ampla, abrangendo toda a ZPE (figuras 4.5 e 4.6).

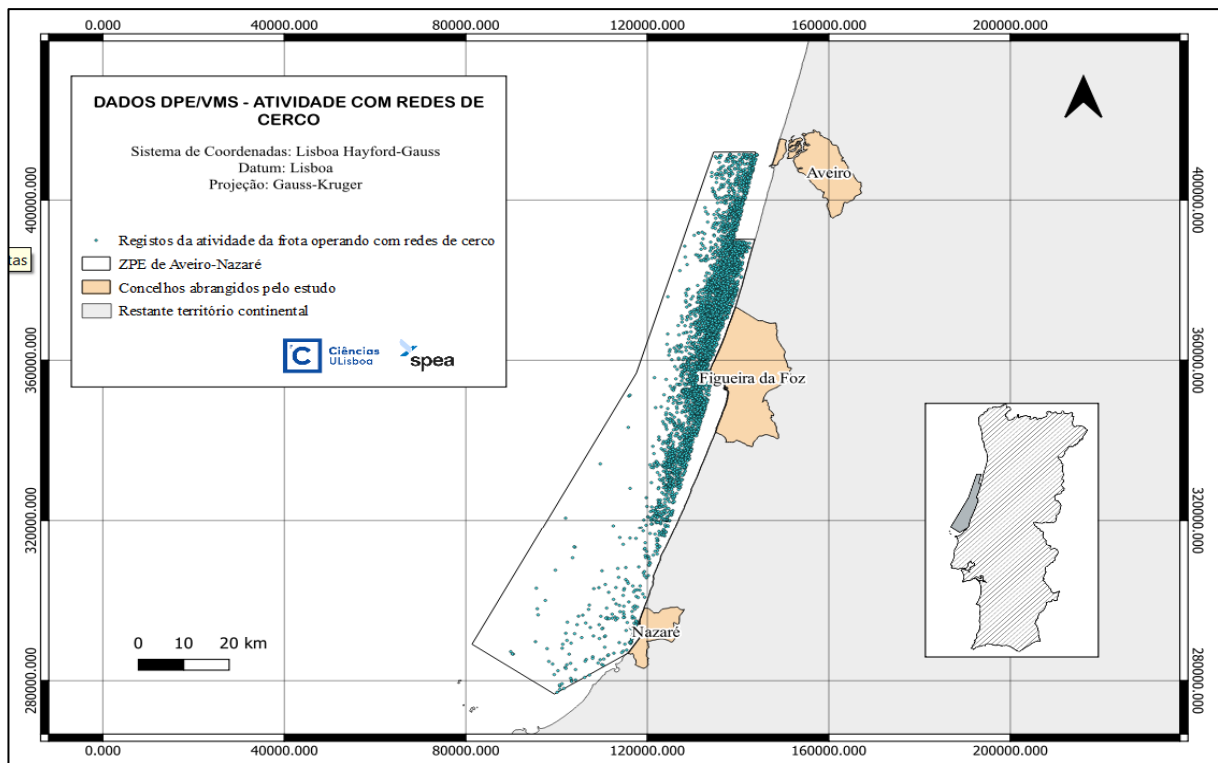


Figura 4.4: Distribuição espacial da frota operando com redes de cerco na ZPE Aveiro-Nazaré, com base em dados DPE/VMS.



Figura 4.5: Distribuição espacial da frota operando com redes de 1 pano na ZPE Aveiro-Nazaré, com base em dados DPE/VMS.

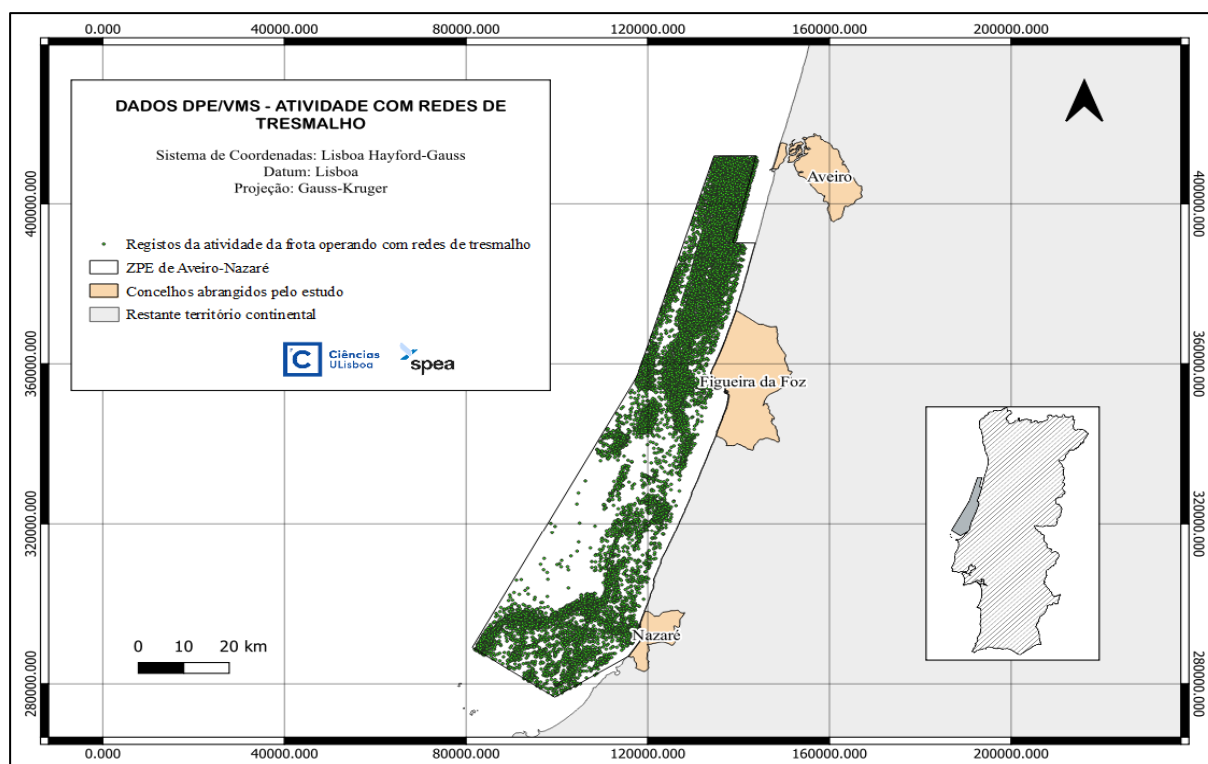


Figura 4.6: Distribuição espacial da frota operando com redes de tresmalho na ZPE Aveiro-Nazaré, com base em dados DPE/VMS.

#### 4.2. CARACTERIZAÇÃO DAS CAPTURAS ACIDENTAIS E INTERAÇÕES REGISTRADAS EM EMBARQUES

No total, foram registadas 39 aves capturadas acidentalmente, pertencentes a 7 espécies: alcatraz, *Larus* spp. (incluindo gaivota-de-patas-amarelas e gaivota-d'asa-escura), pardela-balear, airo, torda-mergulheira e negrola (tabela 4.3). Destas, 38 ocorreram num total de 14 alagens de redes de tresmalho, restando apenas a ocorrência de uma torda-mergulheira na alagem de uma rede de 1 pano (anexo 6: tabela 8.3).

Tabela 4.3: Número de capturas acidentais e taxa de captura acidental (TCA) para cada espécie identificada em eventos com redes de tresmalho, monitorizados por meio embarques. Considera-se aqui um total de 7 embarcações de pesca, 210 eventos de tresmalho, 91 dias de pesca\*embarcação, um comprimento total de linha de 694,20 km e um período total de 3692 horas em que as redes permaneceram submersas.

Espécie	N aves capturadas	TCA (aves/dia de pesca)	TCA (aves/evento)	TCA [(aves/ km*h)*100 000]
Alcatraz	14	0,15	0,067	0,55
<i>Larus</i> spp.	9	0,099	0,043	0,35
Pardela-balear	7	0,077	0,033	0,27
Airo	4	0,044	0,019	0,16
Torda-mergulheira	2	0,022	0,0095	0,078
Negrola	2	0,022	0,0095	0,078
<b>Total</b>	<b>38</b>	<b>0,42</b>	<b>0,18</b>	<b>1,48</b>

O alcatraz foi a espécie mais capturada, seguida do *Larus* spp. e a pardela-balear. Para estas mesmas espécies, a tabela 4.4 ilustra as condições do meio<sup>6</sup> associados às alagens com capturas. Uma compilação das condições espaço-temporais de cada uma das alagens nas quais foram reportadas aves marinhas emaranhadas, para todas as espécie identificadas, pode ser consultada em anexo (anexo 6: tabela 8.2).

Dos 14 alcatrazes capturados, 3 foram recolhidos a bordo ainda vivos e libertados assim que possível. Para as restantes espécies, todos os exemplares recolhidos já se encontravam mortos.

Tabela 4.4: Distância à linha de costa, profundidade e período fenológico associados às capturas acidentais reportadas em embarques, para cada uma das principais 4 espécies afetadas. Considerando apenas as alagens de redes de tresmalho nas quais foram recolhidas aves capturadas acidentalmente, os seguintes dados ilustram a distância e profundidade mínima (Min.), máxima (Máx.) e média ( $\bar{x}$ ) com desvio padrão (DP), bem como o período fenológico (PF) – migração (M); reprodução (R); invernada (I) – associados a tais capturas.

Espécie	Distância à linha de costa (km)			Profundidade (m)			PF		
	Min.	Máx.	$\bar{x} \pm DP$	Min.	Máx.	$\bar{x} \pm DP$	M	R	I
Alcatraz	1,85	24,08	13,15 $\pm$ 6,28	13,00	99,00	62,27 $\pm$ 24,81	4	9	1
<i>Larus</i> spp.	1,85	18,52	9,18 $\pm$ 5,22	16,00	80,00	45,68 $\pm$ 22,91	--	4	5
Pardela-balear	1,85	14,82	7,28 $\pm$ 4,50	16,00	80,00	23,00 $\pm$ 7,00	--	7	--

<sup>6</sup> Períodos fenológicos definidos de acordo com a informação presente em Oliveira *et al.* (2020a) e indicações fornecidas pela equipa técnica da SPEA: (1) alcatraz – reprodução (março-agosto); invernada (novembro-dezembro); migração (restantes meses) (2) *Larus* sp. - reprodução (abril-agosto); invernada (novembro-janeiro); migração (restantes meses); (3) pardela-balear – reprodução (dezembro-junho); invernada (agosto-setembro); migração (restantes meses).

Foram identificadas 26 espécies interagindo ativamente com as embarcações por meio de observações em embarques (tabela 4.5). Interações foram contabilizadas em 46 eventos com redes de cerco, 11 eventos com redes de 1 pano (todas alagens) e 128 eventos com redes de tresmalho (52 largadas e 76 alagens).

Tabela 4.5: Listagem do número total de comportamentos e de interações e da taxa de atratividade de cada espécie identificada em cada arte de pesca em estudo, por meio de embarques. O comportamento (C) diz respeito à soma de todos os momentos com pelo menos um dos 3 tipos de comportamentos por parte das aves, observados e contabilizados a bordo (voo direcionado, voo circular em volta das embarcações e pouso na água), e a qualquer distância da embarcação. As interações (I), equivalem à soma de todos os momentos observados e contabilizados com registos de voos circulares e/ou pousos na água, anotados a um máximo de 100 m de distância da embarcação. Por sua vez, a taxa de atratividade (TA) corresponde à razão entre o número de interações com o número total de comportamentos registados para cada espécie ( $I/C \times 100$ ).

Espécie	Tresmalho			Redes de 1 pano			Cerco		
	C	I	TA (%)	C	I	TA (%)	C	I	TA (%)
Alcatraz	2786	2567	92,14	75	69	92,00	24	7	29,17
<i>Larus spp.</i>	21760	21349	98,11	3079	3015	97,92	6996	5868	83,88
Pardela-balear	486	418	86,01	5	4	80,00	1081	910	84,18
Airo	3	2	66,67	--	--	--	--	--	--
Alcaide	10	9	90,00	1	--	--	3	--	00,00
Alma-de-mestre	13	13	100,00	1	1	100,00	9	9	100,00
Andorinha-do-mar	25	25	100,00	1	1	100,00	8	8	100,00
Cagarra	15	8	53,33	5	5	100,00	8	6	75,00
Corvo-marinho-de-faces-brancas	7	7	100,00	--	--	--	--	--	--
Felosa-comum	1	1	100,00	--	--	--	--	--	--
Fura-bucho-do-atlântico	2	1	50,00	1	--	--	7	7	100,00
Gaivota-de-audouin	--	--	--	--	--	--	7	7	100,00
Gaivota-de-cabeça-preta	2	2	100,00	--	--	--	--	--	--
Gaivota-tridáctila	8	8	100,00	--	--	--	--	--	--
Garajau-comum	6	2	33,33	10	10	100,00	8	8	100,00
Garajau-real	1	--	0,00	--	--	--	--	--	--
Guincho-comum	2	--	0,00	--	--	--	--	--	--
<i>Hydrobates sp.</i>	27	20	74,07	15	2	13,33	66	64	96,97
Moleiro-pequeno	1	--	--	--	--	--	--	--	--
Moleiro-do-ártico	2	1	50,00	1	1	100,00	--	--	--
Negrola	9	--	--	--	--	--	--	--	--
Painho-casquilho	1	1	100,00	1	1	100,00	--	--	--
Painho (não identificado)	4	--	--	--	--	--	--	--	--
Pardela-de-barrete	33	22	66,67	24	21	87,50	1	1	100,00
Pardela-preta	4	4	100,00	5	2	40,00	8	8	100,00
<i>Puffinus sp.</i>	17	5	29,41	--	--	--	--	--	--
Roque-de-castro	3	3	100,00	--	--	--	--	--	--
Torda-mergulheira	29	18	62,07	--	--	--	--	--	--

No caso do cerco, *Larus spp.* foi o grupo que mais interagiu, seguido da pardela-balear. Também nas redes de tresmalho e de 1 pano, *Larus spp.* consagra-se como o grupo com os maiores valores de interação, seguido pelo alcatraz.

### 4.3. CARACTERIZAÇÃO DAS CAPTURAS ACIDENTAIS E EVENTOS REPORTADOS EM DIÁRIOS DE PESCA

Os diários de pesca foram recolhidos entre março de 2022 e dezembro de 2023, envolvendo a colaboração de 8 embarcações com comprimento igual ou superior a 15 m. No total, foram compilados 200 eventos, com 87,5% (N = 175) referentes a atividades com redes de tresmalho, 7,5% (N = 15) com cerco e os restantes 5% (N = 10) com redes de 1 pano. Nesse sentido, a tabela 4.6 apresenta a informação referente à distância à linha de costa e à profundidade dos eventos.

Tabela 4.6: Distância à linha de costa e profundidade mínima (Min.), máxima (Máx.) e média ( $\bar{x}$ ) com desvio padrão (DP), dos eventos de cerco, redes de 1 pano e tresmalho, monitorizados por meio de diários de pesca. Considera-se um total de 15 eventos com redes de cerco, 10 eventos com redes de 1 pano e 175 eventos com redes de tresmalho.

Arte de pesca	Distância à linha de costa (km)			Profundidade (m)		
	Min.	Máx.	$\bar{x} \pm DP$	Min.	Máx.	$\bar{x} \pm DP$
Cerco	3,44	15,39	6,20 $\pm$ 2,91	16,00	60,00	32,91 $\pm$ 9,14
1 pano	5,76	53,54	34,32 $\pm$ 16,44	34,00	292,60	135,76 $\pm$ 68,71
Tresmalho	0,44	53,54	12,59 $\pm$ 10,83	9,00	256,00	59,17 $\pm$ 36,49

Através deste método de amostragem, foi reportada a captura acidental de 191 aves para um total de 41 eventos e 40 dias de pesca, pertencentes a 6 espécies: alcatraz, *Larus spp.*, airo, negrola e tordamergulheira (tabela 4.7). Foram ainda registadas duas capturas adicionais sem a identificação devida da espécie. Cerca de 188 aves (98%) foram capturadas em redes de tresmalho, deixando apenas 3 reportadas para redes de 1 pano, todos alcatrazes (anexo 7: tabela 8.5). Excluindo uma alagem com 20 alcatrazes recolhidos a bordo ainda com vida, todos os restantes exemplares aprisionados já se encontravam mortos quando recolhidos.

Tabela 4.7: Número de capturas acidentais e taxa de captura acidental (TCA) para cada espécie identificada em eventos com redes de tresmalho, monitorizados por meio de diários de pesca. Considera-se um total de 6 embarcações de pesca, 175 eventos com redes de tresmalho, 215 dias de pesca\*embarcação, um comprimento total de linha de 1129,83 km e um período total de 3228 horas em que as redes permaneceram submersas.

Espécie	N aves capturadas	TCA (ave/dia de pesca)	TCA (ave/evento)	TCA [(ave/ km*h)*100 000]
Alcatraz	156	0,73	0,89	4,28
<i>Larus spp.</i>	16	0,074	0,091	0,44
Airo	13	0,060	0,074	0,36
Torda-mergulheira	1	0,0047	0,0057	0,027
Negrola	2	0,0093	0,011	0,055
<b>Total</b>	<b>188</b>	<b>0,87</b>	<b>1,07</b>	<b>5,15</b>

Uma vez mais, o alcatraz foi a espécie mais capturada, seguido do grupo *Larus spp.* O grande destaque, comparativamente aos embarques, consiste na adição do airo como a terceira espécie mais capturada. Para estas espécies, a tabela 4.8 ilustra alguns dados espaço-temporais, que refletem as condições do meio associados às alagens nas quais ocorreu a recolha de exemplares aprisionados. Uma compilação das condições espaço-temporais de cada uma das alagens nas quais foram reportadas aves marinhas emaranhadas, individualmente para cada espécie identificada, pode ser consultada em anexo (anexo 7: tabela 8.4).

Tabela 4.8: Distância à linha de costa, profundidade e período fenológico associados aos momentos de recolha das aves capturadas, para as 3 principais espécies afetadas, registados por meio de diários de pesca. Considerando apenas as alagens de redes de tresmalho nas quais foram recolhidas aves capturadas acidentalmente, os seguintes dados ilustram a distância e profundidade mínima (Min.), máxima (Máx.) e média ( $\bar{x}$ ) com desvio padrão (DP), bem como o período fenológico (PF) – (M); reprodução (R); invernada (I) – associados a tais capturas.

Espécie	Distância à linha de costa (km)			Profundidade (m)			PF		
	Min.	Máx.	$\bar{x} \pm DP$	Min.	Máx.	$\bar{x} \pm DP$	M	R	I
Alcatraz	0,76	49,47	14,26 $\pm$ 11,64	18	145	61,20 $\pm$ 34,60	134	11	6
<i>Larus</i> spp.	0,76	37,48	13,46 $\pm$ 10,28	27	127	58,30 $\pm$ 33,81	7	6	3
Airo	2,76	14,98	6,78 $\pm$ 4,22	18	63	36,30 $\pm$ 15,25	13	--	--

#### 4.4. ESTIMATIVA DO NÚMERO ANUAL DE CAPTURAS ACIDENTAIS PARA AS ESPÉCIES CAPTURADAS EM EMBARQUES E DIÁRIOS DE PESCA

Considerando que a taxa de captura acidental (aves/dia de pesca) se mantém constante ao longo do ano, e atendendo ao esforço de pesca anual calculado para as redes de tresmalho, a tabela 4.9 ilustra a estimativa do número de capturas acidentais anual de acordo com os registos dos embarques e diários de pesca, para cada espécie capturada.

Tabela 4.9: Número de capturas anual estimado segundo os embarques, diários de pesca e total, para cada espécie capturada. Considerando a taxa de captura acidental (aves/dias de pesca) constante ao longo do ano, a seguinte tabela ilustra os valores anuais de capturas para cada espécie capturada, estimados de acordo com os registos em embarques e diários de pesca. O valor total corresponde à soma dos valores estimados para os embarques e diários de pesca.

Espécie	N capturas acidentais anual (Embarques)	N capturas acidentais anuais (Diários de pesca)	N capturas acidentais (Total)
Alcatraz	537	2611	3148
<i>Larus</i> spp.	354	265	619
Pardela-balear	272	--	272
Airo	157	215	372
Torda-mergulheira	79	17	96
Negrola	79	33	112

#### 4.5. NÚMERO DE CAPTURAS ACIDENTAIS PARA CADA ARTE E CLASSE DE COMPRIMENTO REPORTADOS POR INQUÉRITOS

Entre fevereiro de 2021 e dezembro de 2022, foram realizados 219 inquéritos (tabela 4.10) aos mestres de 107 embarcações, 57 com comprimento <12 m (min: 4,24 m; máx: 11,90 m) e 50 com >12 m (min: 12 m; máx: 26,95 m).

Tabela 4.10: Distribuição do número de inquéritos pela classe de tamanho e a arte de pesca.

	Cerco	1 pano	Tresmalho
<12 m	17	24	69
>12 m	39	13	57
<b>Total</b>	<b>56</b>	<b>37</b>	<b>126</b>

Em termos de capturas acidentais, 145 aves foram reportadas para um total de 25 inquéritos e 19 embarcações de classe <12 m. Por sua vez, 999 aves foram reportadas para um total de 46 inquéritos e 24 embarcações de classe >12 m.

Um total de 9 espécies foram identificadas pelos entrevistados: alcatraz, *Larus* spp., pardela-balear, airo, torda-mergulheira, negrola, cagarra e corvo-marinho (tabela 4.11).

Tabela 4.11: Distribuição do número de aves capturadas acidentalmente segundo a espécie e tipo de arte de pesca, para cada classe de tamanho abrangida pelos inquéritos.

	Tresmalho		1 pano		Cerco	
	<12 m	>12 m	<12 m	>12 m	<12 m	>12 m
Alcatraz	28	319	1	14	1	--
<i>Larus</i> spp.	8	228	2	24	6	16
Airo	24	134	--	--	--	--
Torda-mergulheira	23	8	--	--	--	--
Torda/airo	28	93	6	--	--	--
Pardela-balear	--	95	--	--	4	4
<i>Puffinus</i> sp.	8	6	--	--	2	--
Negrola	1	34	1	7	--	1
Cagarra	--	3	--	12	1	--
Corvo-marinho	1	--	--	--	--	1

Entre todas as artes de pesca, verificou-se um maior número de capturas acidentais e espécies afetadas para as redes de tresmalho, em ambas as classes de comprimento. O airo, a torda-mergulheira e o alcatraz foram as espécies mais afetadas, nomeadamente pelo tresmalho em ambas as classes de tamanho, seguidas pelo *Larus* spp. Ao nível do cerco, em ambas as classes, *Larus* spp. e a pardela-balear foram as espécies com maior número de capturas.

#### 4.6. FATORES QUE INFLUENCIAM O NÚMERO MÉDIO DE AVES A INTERAGIR

Dado o número insuficiente de registros de interações de alcatrazes em redes de cerco, a análise da espécie em eventos com essa arte não foi possível. No caso das interações da pardela-baleiar em redes de cerco, apesar do modelo reduzido selecionado se ajustar aos dados usados, o respectivo AIC mostrou ser superior ao modelo nulo (anexo 9), pelo que não foi possível conduzir a análise desta espécie para tal arte. Ao nível das redes de tresmalho, o modelo reduzido selecionado não se ajustava devidamente aos dados usados, pelo que também não foi possível seguir com a análise da pardela-baleiar nesta arte.

Dessa forma, para as redes de cerco, a tabela 4.12 ilustra os principais resultados obtidos somente para o grupo *Larus spp.* Os valores de AIC para os modelos completos, reduzidos e nulos podem ser consultados em anexo (anexo 9).

Tabela 4.12: Efeito das variáveis independentes sobre o número médio de gaivotas (*Larus spp.*) a interagir em eventos de cerco. Os resultados apresentados foram modelados através de um modelo linear generalizado, assumindo um erro com distribuição binomial negativa. Os resultados significativos estão indicados a negrito.

Modelo	Coefficiente	Erro Padrão	Valor-z	P
<b>Número médio de <i>Larus spp.</i> a interagir por evento de pesca</b>				
Interceção	4,99	0,50	9,912	$< 2*10^{-16}$
Migração	-0,28	0,55	-0,51	0,61
<b>Reprodução</b>	-1,51	0,51	-2,93	<b>&lt;0,05</b>
<b>Distância</b>	-0,45	0,14	-3,30	<b>&lt;0,05</b>

No que toca às redes de tresmalho, a tabela 4.13 lista os principais resultados obtidos para o alcatraz e o grupo *Larus spp.* Os valores de AIC para os modelos completos, reduzidos e nulos podem ser consultados em anexo (anexo 9).

Tabela 4.13: Efeito das variáveis independentes sobre o número médio de alcatrazes e gaivotas (*Larus spp.*) a interagir em eventos com redes de tresmalho. Os resultados apresentados foram modelados através de um modelo linear generalizado, assumindo um erro com distribuição binomial negativa. Os resultados significativos estão indicados a negrito.

Modelo	Coefficiente	Erro Padrão	Valor-z	P
<b>Número médio de alcatrazes a interagir por evento de pesca</b>				
Interceção	$-6,60*10^{-3}$	0,45	-0,015	0,99
<b>Migração</b>	-1,39	0,46	-3,030	<b>&lt;0,05</b>
<b>Reprodução</b>	-1,70	0,44	-3,83	<b>&lt;0,05</b>
<b>Distância</b>	7,32	2,02	3,62	<b>&lt;0,05</b>
<b>Distância<sup>2</sup></b>	-5,35	2,09	-2,56	<b>&lt;0,05</b>
<b>Aves</b>	$2,51*10^{-2}$	$6,64*10^{-3}$	3,77	<b>&lt;0,05</b>
<b>Duração</b>	$5,43*10^{-3}$	$1,69*10^{-3}$	3,201	<b>&lt;0,05</b>
<b>Número médio de <i>Larus spp.</i> a interagir por evento de pesca</b>				
Interceção	2,06	0,25	8,26	$< 2*10^{-16}$
Migração	0,35	0,28	1,28	0,20
Reprodução	-0,25	0,26	-0,96	0,34
<b>Distância</b>	2,93	1,21	2,42	<b>&lt;0,05</b>
<b>Distância<sup>2</sup></b>	-2,75	1,27	-2,16	<b>&lt;0,05</b>
<b>Duração</b>	$3,03*10^{-3}$	$1,20*10^{-3}$	2,53	<b>&lt;0,05</b>
<b>Rejeição</b>	$9,221*10^{-3}$	$3,05*10^{-3}$	3,03	<b>&lt;0,05</b>

#### 4.7. AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DAS MEDIDAS DE MITIGAÇÃO

Os dados foram recolhidos entre maio de 2023 e abril de 2024. No total, por meio de embarques, foram monitorizados 170 eventos com redes de tresmalho, 78 dos quais para a avaliação da eficácia do papagaio afugentador (52 controlo e 26 experimentais) e 92 para a avaliação da eficácia do sistema de gestão controlada de rejeições (60 controlo e 32 experimentais).

Foram capturadas 25 aves, representativas de um total de 5 espécies (tabela 4.14). Uma compilação das condições espaço-temporais de cada um dos eventos nos quais foram capturadas aves marinhas, individualmente para cada espécie, pode ser consultada em anexo (anexo 8).

Tabela 4.14: Distribuição do número de capturas acidentais de cada espécie em eventos controlo e experimentais com redes de tresmalho, para cada uma das medidas de mitigação avaliadas. O valor de N refere-se ao número de eventos.

Espécies	Papagaio afugentador (N = 78)		Gestão controlada das rejeições (N = 92)	
	Controlo (N = 52)	Experimental (N = 26)	Controlo (N = 60)	Experimental (N = 32)
Alcatraz	3	1	4	2
<i>Larus spp.</i>	--	--	4	2
Airo	3	--	1	1
Torda-mergulheira	3	--	--	1

Para o papagaio afugentador, verificou-se uma redução da taxa de captura acidental de 17% (9 capturas em 52 eventos controlo), para 4% (1 captura em 26 eventos experimentais) nas operações em que esteve presente, porém não significativa (*Fisher exact test*,  $p = 0,66$ ). Por sua vez, para a gestão controlada das rejeições, verificou-se um aumento de 15% (9 captura em 60 eventos controlo), para 19% na presença da medida de mitigação (6 capturas em 32 eventos experimentais), porém, igualmente não significativo (*Fisher exact test*,  $p = 0,69$ ).

Apesar da vertente socioeconómica não ser uma das componentes avaliadas, vale realçar que, por meio do contacto regular com os pescadores, o acompanhamento direto dos eventos de pesca com a presença das medidas e a partilha de críticas e/ou sugestões aos observadores a bordo, as tripulações mostraram uma receção positiva.

## 5. DISCUSSÃO

### 5.1. CARACTERIZAÇÃO DAS CAPTURAS ACIDENTAIS

#### 5.1.1. CONTEXTO GERAL

Apesar da importância na salvaguarda de populações de aves reprodutoras e não reprodutoras em Portugal continental (DR, 1999a; DR, 1999b), a ZPE Aveiro-Nazaré constitui uma zona problemática para a avifauna marinha local, no âmbito da ocorrência de capturas acidentais. De uma forma mais pormenorizada, as redes de tresmalho assumem-se como a arte de pesca mais prejudicial, sendo o alcatraz a espécie mais afetada, seguido da gaivota-de-patas-amarelas/gaivota-d'asa-escura e da pardela-baleiar. Apesar dos valores diminutos registados em embarques, a captura expressiva de alcídeos, partilhada pelos inquéritos, ilustra igualmente um cenário preocupante para este grupo, nomeadamente para o airo e a torda-mergulheira. As redes de emalhar (redes de 1 pano e de tresmalho) estão entre as artes de pesca mais importantes e usadas em Portugal continental (Batista *et al.*, 2006; INE & DGRM, 2024), bem como uma das mais estudadas relativamente à ocorrência de capturas acidentais de aves marinhas (Vingada *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2018; Costa *et al.*, 2021; Araújo *et al.*, 2022a). Na região centro do país (abrangendo a ZPE Aveiro-Nazaré), a captura acidental de alcatrazes, pardelas-baleares, gaivotas-de-patas-amarelas, gaivotas-d'asa-escura, airos e tordas-mergulheiras em redes de emalhar é expressiva, tendo sido já estudada anteriormente (Granadeiro *et al.*, 1997; Vingada *et al.*, 2012; Costa *et al.*, 2019; 2021; Araújo *et al.*, 2020a). Dado este histórico, o registo de capturas acidentais das espécies mencionadas em redes de tresmalho, era expectável.

De acordo com este estudo, as principais aves marinhas capturadas (alcatraz, *Larus* spp. e pardela-baleiar), foram igualmente as que mais interagiram com as redes de tresmalho, tal como reportado anteriormente (Oliveira *et al.*, 2018; Calado *et al.*, 2021a; Almeida *et al.*, 2023). Todas estas espécies (em especial o alcatraz e a pardela-baleiar) apresentam uma elevada suscetibilidade à captura acidental em redes de emalhar (Zydelis *et al.*, 2013), pelo que um aumento das interações na proximidade das redes poderá aumentar as chances de emaranhamento. Por conta da ampla distribuição espacial e do elevado esforço de pesca ao longo do ano para as redes de tresmalho, demonstrado com recurso aos dados DPE/VMS, e condizentes com os resultados de trabalhos anteriores (Oliveira *et al.*, 2020a), pondera-se ainda que esta arte constituiu uma ameaça permanente e presente ao longo de extensas áreas da ZPE, o que pode facilitar a sobreposição da frota com a distribuição espacial de uma maior variedade de espécies.

O facto do alcatraz ser a espécie mais capturada ilustra uma situação preocupante, visto tratar-se já da ave marinha mais afetada pela pesca comercial em Portugal continental (Oliveira *et al.*, 2015). Comparativamente a outras artes de pesca, o risco de captura acidental de alcatrazes em redes de emalhar é elevado no território continental, e a ZPE Aveiro-Nazaré assume-se com uma das áreas com maior sobreposição entre a frota e a distribuição da espécie (Araújo *et al.*, 2022a). Por essa razão, previa-se já um cenário pejorativo. Porém, os resultados obtidos apontam para uma realidade ainda mais alarmante. O número anual de capturas acidentais estimado e as taxas de captura acidental (aves/dias de pesca) calculadas neste estudo demonstram ser superiores aos valores inferidos para a ZPE mais próxima – ZPE Ilhas Berlengas – onde a situação do alcatraz é já considerada alarmante (Oliveira *et al.*, 2018). De facto, a taxa de captura acidental (aves/evento) calculada para esta espécie, supera o valor estipulado por Oliveira *et al.* (2015) para todo o território continental. Desta forma, a captura acidental de alcatrazes na ZPE Aveiro-Nazaré demonstra ser potencialmente uma das mais preocupantes do país.

O caso mais alarmante, porém, é o da pardela-baleiar. No que diz respeito a esta espécie, a ZPE Aveiro-Nazaré assume-se como um dos principais pontos de concentração em Portugal continental fora do período reprodutivo, sobretudo quando comparada com as restantes ZPE marinhas (Ramírez *et al.*, 2008; Araújo *et al.*, 2017; Oliveira *et al.*, 2020a). De facto, a espécie é listada como sendo prioritária, no âmbito da lista de espécies com interesse comunitário para esta ZPE, e que requerem uma atenção acrescida (DR, 1999a). No entanto, à semelhança do alcatraz, a taxa de captura acidental (aves/evento) calculada para esta espécie também é superior ao valor encontrado por estudos anteriores para as redes de tresmalho, à escala nacional (Oliveira *et al.*, 2015). Desta forma, uma das áreas mais importantes para a espécie durante o período não reprodutor, compromete a salvaguarda daquela que é uma das aves marinhas mais ameaçadas da Europa, com a extinção prevista dentro dos próximos 61 anos, segundo uma estimativa conservadora (Genovart *et al.*, 2016). É necessária uma atenção acrescida, imperativa e imediata no âmbito da monitorização e mitigação da ocorrência de capturas acidentais para esta espécie.

Comparativamente às redes de tresmalho, as redes de 1 pano apresentaram igualmente um esforço de pesca elevado ao longo do ano, bem como uma distribuição espacial ampla na ZPE Aveiro-Nazaré. Além disso, tal como referido anteriormente, as redes de emalhar (nas quais se integram as redes de 1 pano), conservam um histórico já bem documentado de capturas acidentais de aves marinhas em Portugal, e em particular na região centro do país (Vingada *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2018; Costa *et al.*, 2021a; Araújo *et al.*, 2022a). Quando comparada com outras artes, já se notou uma sobreposição espaço-temporal elevada entre a frota a operar com redes de 1 pano e a distribuição do alcatraz e da pardela-baleiar (Oliveira *et al.*, 2020a), o que vai ao encontro dos níveis de sobreposição e de risco de captura acidental estimados para as mesmas espécies, na ZPE Aveiro-Nazaré (Araújo *et al.*, 2022a). Por estas razões, era esperado um efeito similar ao das redes de tresmalho. Nesse sentido, acredita-se que o registo pouco apreciável de capturas acidentais possa ser fruto do fraco esforço de monitorização prestado ao longo do estudo. Os 18 embarques com redes de 1 pano monitorizados apenas correspondem a 0,28% do esforço de pesca total estimado para esta arte, considerando todo o período de amostragem (sensivelmente 2,5 anos). De acordo com ACAP (2021), a cobertura da atividade piscatória em estudos desta natureza deve corresponder a um mínimo de 20%-30% do esforço de pesca total da arte em análise, pelo que o esforço de monitorização foi definitivamente insuficiente.

Relativamente às redes de cerco, a ausência de capturas em embarques e diários de pesca, e o registo de capturas diminuto (maioritariamente de *Larus* spp. e pardelas-baleares) em inquéritos, leva a acreditar que capturas acidentais de aves marinhas nesta arte ocorrem segundo uma magnitude menor à das redes de tresmalho. A captura acidental tanto de gaivotas-de-patas-amarelas/gaivota-d'asa-escura, como de pardelas-baleares, era já expectável, porém, sob a forma de um maior número de casos. Tal deve-se primeiramente ao índice de sobreposição considerável entre estas espécies e a frota de cerco na ZPE Aveiro-Nazaré (Oliveira *et al.*, 2020a), bem como o risco de captura acidental elevado na região para a pardela-baleiar (Araújo *et al.*, 2022a). Adicionalmente, tanto as gaivotas, como as pardelas-baleares demonstraram uma elevada afinidade para com os eventos de pesca monitorizados, o que condiz com o comportamento atrativo já descrito em estudos anteriores (Vingada *et al.*, 2012; Boué *et al.*, 2013; Oliveira *et al.*, 2015; Calado *et al.*, 2021a). Esse mesmo comportamento atrativo pode estar na base da ocorrência de capturas acidentais, por vezes segundo valores elevados (Vingada *et al.*, 2012; Boué *et al.*, 2013; Oliveira *et al.*, 2015). No entanto, apesar da forte atratividade, a captura acidental de aves marinhas em redes de cerco no território continental português demonstra ser um fenómeno pouco frequente, mas que quando ocorre, tende a envolver a captura de um elevado número de indivíduos (Vingada *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2022a). Tal condição encontra-se relativamente bem documentada, porém sem uma explicação sólida. Nesse sentido, nenhum resultado neste estudo consegue justificá-la devidamente, pelo que mais estudos precisam de ser conduzidos de modo a melhor descrever a relação do cerco com a avifauna marinha local e a forma como as aves contactam com as

redes. Genericamente, os eventos raros (e de magnitude elevada) só são convenientemente caracterizados através de programas de monitorização longos e abrangentes, com uma estratificação temporal e espacial adequada. (Ocio *et al.*, 2011). Neste estudo, foram monitorizados 36 embarques com esta arte, equivalente apenas a 0,81% do esforço de pesca para todo o período de amostragem. Desta forma, à semelhança das redes de 1 pano, o esforço de monitorização foi insuficiente.

Face às limitações impostas, recomenda-se definir a cobertura da atividade de pesca com base no esforço de pesca sazonal e anual calculados para cada arte numa dada região, servindo-se dos valores estimados em Oliveira *et al.* (2015) e ACAP (2021) como referências para um número mínimo de embarques a serem realizados, de forma a adquirir bases de dados mais robustas. A cobertura amostral deve ainda ser bem representativa em termos espaciais e temporais, com a realização de um número sólido de embarques em diferentes estações, anos e setores geográficos, dependendo do tipo de arte, das espécies de aves marinhas e da distribuição e padrões de ocorrência de ambas na área de estudo (ACAP, 2021). De facto, um aspeto que não foi considerado, corresponde à identificação de diferenças nos resultados entre cada um dos três portos abrangidos (Aveiro, Figueira da Foz e Nazaré). Tal aspeto é particularmente relevante para o cerco. Enquanto que as redes de 1 pano e de tresmalho apresentam uma ampla distribuição espacial por toda a ZPE, os dados DPE/VMS da frota do cerco, bem como as localizações dos eventos monitorizados em embarques, demonstraram que esta arte, apesar de aplicada em toda a área de estudo, concentra-se sobretudo em volta do porto de Aveiro e da Figueira da Foz. Tais resultados são condizentes com a distribuição já inferida em Oliveira *et al.* (2022a) e indicam que, dentro da própria ZPE Aveiro-Nazaré e para uma mesma arte, podem existir áreas mais críticas e suscetíveis à ocorrência de capturas acidentais de certas espécies, e onde a aplicação de medidas de mitigação deve ser prioritária.

#### 5.1.2. MOMENTO DE CAPTURA ACIDENTAL

A recolha a bordo de uma ave sem vida e com sinais de perda de integridade, implica que a mesma permaneceu submersa e presa na malha durante tempo suficiente para morrer afogada, algo difícil de se concretizar numa alagem, dada a recolha das redes perto da superfície e próxima da embarcação. Desta forma, capturas durante as alagens tendem a ser de aves recolhidas ainda com vida ou mortas, porém não num estado avançado de decomposição. Como forma de justificar a recolha de aves mortas e com sinais de perda de integridade, defendem-se duas hipóteses: (1) as aves interagiram com as redes totalmente submersas e fixas; (2) as aves interagiram com as redes e ficaram emaranhadas durante a largada, acabando por afundar com a arte e permanecerem no fundo até à futura alagem. Para o grupo *Larus spp.*, a segunda hipótese parece ser a mais adequada. As gaivotas alimentam-se à superfície (Kato *et al.*, 2006; Calado *et al.*, 2021a), pelo que dificilmente alcançariam as profundidades das redes nas quais foram capturadas (anexo 6: tabela 8.2; anexo 7: tabela 8.4). Contrariamente, durante a largada, as gaivotas poderiam interagir com as redes na superfície. Para a pardela-baleiar, dada a capacidade de executar mergulhos, em média, até os 10 m de profundidade (podendo alcançar os 30 m em casos mais extremos) (Aguilar *et al.*, 2003; Abelló & Esteban, 2012), e atendendo às profundidades das redes fixas nos 3 eventos com recolha de exemplares nos embarques (anexo 6: tabela 8.2), defende-se igualmente a segunda hipótese. No que diz respeito ao alcatraz, sendo uma ave capaz de mergulhar até 30 m ou mais e usufruindo das asas para uma propulsão extra (Brierley & Fernandes, 2001; Ropert-Couder *et al.*, 2009), pressupõem-se que para episódios onde a profundidade se encontra nessa gama de valores (0 m-30 m), a primeira hipótese também pode ser válida. No entanto, para grande parte dos casos reportados em embarques e diários de pesca (anexo 6: tabela 8.2; anexo 7: tabela 8.4), a segunda hipótese é aplicável. Por fim, relativamente aos alcídeos, a primeira hipótese parece ser a mais indicada. O airo revela uma forte capacidade de mergulho, podendo atingir profundidades superiores a 50 m (Piatt & Nettleship, 1985; Barrett & Furness, 1990; Burke & Montevecchi, 2018). De forma similar, a capacidade

de mergulho da torda-mergulheira permiti-lhes atingir profundidades variáveis entre os 10-40 m (Piatt & Nettleship, 1985; Antonia *et al.*, 2001; Benvenuti *et al.*, 2001; Dunn *et al.*, 2019). Sendo assim, e atendendo aos valores de profundidade das artes associados às capturas anotadas por meio de embarques e diários de pesca (anexo 6: tabela 8.2; anexo 7: tabela 8.4), as capturas acidentais poderão ter ocorrido durante o período em que as redes estavam já completamente submersas. Um segundo aspeto que contribui para a defesa desta hipótese, consiste no reduzido número de interações contabilizadas para ambas as espécies durante as largadas e alagens de redes de tresmalho, o que indica que as mesmas não se encontravam comumente presentes e a interagir nesses momentos, diminuindo assim as chances de emaranhamento.

### 5.1.3. CASO DA FROTA DE COMPRIMENTO <12 M

Embora o foco do projeto *Life PanPuffinus* seja dirigido primariamente à frota piscatória de classe de tamanho >12 m, a atividade de embarcações com comprimento <12 m também foi averiguada, embora somente através de inquéritos. Ao nível dos embarques, monitorizar embarcações com comprimento <12 m é desafiante e muitas vezes impossível, dado o espaço reduzido e pouco prático para as observações (em simultâneo com as operações de pesca) e o número restrito de membros permitidos (Costa *et al.*, 2019). Desta forma, os inquéritos surgem como uma alternativa viável para ter conhecimentos (mesmo que de uma forma mais superficial) sobre a ocorrência de capturas acidentais nesta porção da frota. No entanto, à semelhança de qualquer outro método, a viabilidade está dependente do quanto da atividade piscatória é possível cobrir, e para este estudo, o número de inquéritos realizados em cada classe de tamanho, foi muito inferior aos valores mínimos estipulados em Oliveira *et al.* (2015) para a aquisição de uma base de dados mais robusta. Apesar das dificuldades e restrições impostas na monitorização, sabe-se que grande parte da frota na região centro, bem como em todo o país, é composta por embarcações polivalentes de pequenas dimensões (<12 m), o que faz com que a pesca em Portugal seja caracterizada como maioritariamente de pequena escala, costeira e artesanal (Pita 2014; Oliveira *et al.*, 2015; INE & DGRM, 2024). Adicionalmente, sabe-se que tanto a sobreposição desta frota com a distribuição das aves marinhas (Oliveira *et al.*, 2019), como o número de capturas acidentais (Oliveira *et al.*, 2015) podem ser bastante elevados, superando por vezes os valores da frota de classe >12 m. Sendo assim, é imperativo seguir com a recolha de informação, e investir numa maior cobertura amostral, servindo-se uma vez mais dos valores recomendados em Oliveira *et al.* (2015) e ACAP (2021) como referências para o número mínimo de inquéritos a serem realizados. Adicionalmente, recomenda-se apostar na aplicação de diários de pesca em embarcações de menor comprimento, partilhados com mestres de confiança e que possam oferecer uma maior variedade de dados, bem como permitir um acompanhamento mais regular e pessoal com os pescadores

Apesar da existência de casos confirmados para a frota de classe <12 m, grande parte das capturas acidentais encontram-se associadas a embarcações com comprimento >12 m. Este cenário é contrário ao verificado por Oliveira *et al.* (2015) a nível nacional, mas atendendo à fraca cobertura da atividade pelos inquéritos, os resultados não são suficientes para inferir se efetivamente o impacte da frota de classe <12 m é equivalente ou até superior. Entre as espécies capturadas, um destaque particular precisa de ser dado aos alcídeos (airo e torda-mergulheira). Comparativamente aos embarques e diários de pesca, a captura acidental destas aves nos inquéritos foi muito mais expressiva, sobretudo para o airo, com perdas na ordem das centenas de indivíduos em redes de tresmalho. Como já referido, o contacto com as redes de emalhar, associado à atividade piscatória com origem nos portos de Aveiro e da Figueira da Foz, está na base da ocorrência de um número massivo de arrojamentos de airos (Costa *et al.*, 2021) e sobretudo de tordas-mergulheiras (Granadeiro *et al.*, 1997; Vingada *et al.*, 2012; Costa *et al.*, 2019). Desta forma, os inquéritos comprovam a ocorrência de capturas na ZPE Aveiro-Nazaré e corroboram o

cenário problemático vivenciado por estas espécies na região, embora a magnitude do impacto sobre as populações não consiga ser inferido com maior exatidão neste trabalho. Nesse sentido, convém porém frisar que se supõe que grande parte dos contactos acidentais ocorram com embarcações pequenas (<10 m), muitas delas atuando de forma ilegal (Costa *et al.*, 2019), o que vai ao encontro do maior número de capturas de tordas-mergulheiras, registadas precisamente na frota de classe <12 m. Considerando ainda o facto dos alcídeos estarem entre os grupos de aves marinhas mais suscetíveis à captura acidental em redes de emalhar globalmente (Zydelis *et al.*, 2013), tudo aponta para que a perda de airos e tordas na ZPE Aveiro-Nazaré seja muito maior do que foi possível inferir neste estudo. No entanto, dada a aparente afinidade (pelo menos da torda-mergulheira) para com a pesca de pequena escala, monitorizar, avaliar e eventualmente mitigar esta problemática poderá ser desafiante e exigente.

## 5.2. CARACTERIZAÇÃO DAS INTERAÇÕES

No que diz respeito às interações, a gaivota-de-patas-amarelas e a gaivota-d'asa-escura foram as espécies com o maior número absoluto de interações contabilizadas, demonstrando um comportamento atrativo elevado para todas as artes, à semelhança de estudos anteriores (Oliveira *et al.*, 2018; Almeida *et al.*, 2019; Calado *et al.*, 2021a; Almeida *et al.*, 2021; Marçalo *et al.*, 2024). Logo em seguida, o alcatraz e a pardela-balear foram a segunda e a terceira espécies com o maior número absoluto de interações. A primeira demonstrou uma maior afinidade para com as redes de emalhar (em especial o tresmalho), e uma presença diminuta no cerco, similar ao cenário descrito em Oliveira *et al.* (2018). A pesca com cerco beneficia a predação por parte de aves oportunistas e de superfície, e não tanto mergulhadoras como o alcatraz (Calado *et al.*, 2021a), pelo que uma maior atratividade para com as redes de tresmalho, pode ser reflexo da preferência desta espécie por artes onde a aquisição de alimento seja mais fácil através das estratégias que adota (Calado *et al.*, 2021a), sobretudo no sentido de minimizar casos de cleptoparasitismo (Garthe & Huppopp, 1998). Por sua vez, a pardela-balear deteve uma maior afinidade para com o cerco. Em Portugal, a pesca com cerco é maioritariamente costeira (Feijó *et al.*, 2013; Araújo *et al.*, 2022a), tratando-se de uma condição aplicável à frota na ZPE Aveiro-Nazaré (Oliveira *et al.*, 2020a), comprovada neste estudo pelos dados DPE/VMS e a localização dos eventos monitorizados em embarques. Desta forma, as áreas de pesca sobrepõem-se com as áreas de ocorrência natural da pardela-balear, que no território nacional restringe a sua atividade às águas pouco profundas, produtivas e próximas do litoral (Araújo *et al.*, 2017; 2022b). Adicionalmente, durante os eventos de pesca, quantidades consideráveis de pescado concentram-se à superfície, o que estimula a atração de aves marinhas como a pardela-balear (Meirinho *et al.*, 2014; Meier *et al.*, 2016; Wise *et al.*, 2019).

### 5.2.1. CERCO

As interações do grupo *Larus* spp. com as redes de cerco, foram influenciadas pela distância à linha de costa dos eventos e pelo período fenológico em que os mesmos se realizaram. Para o primeiro fator, verificou-se que o número médio de interações aumenta com a diminuição da distância ao litoral, o que pode ser explicado pela natureza costeira das espécies (Meirinho *et al.*, 2014). Em termos fenológicos, o número médio de interações por parte das gaivotas tende a diminuir durante a época reprodutiva, o que pode ser resultado da combinação de vários fatores. Primeiramente, devido a movimentos migratórios, especialmente da gaivota-d'asa-escura. Contrariamente à gaivota-de-patas-amarelas, que nidifica em Portugal e marca presença ao longo de todo o ano (Meirinho *et al.*, 2014), a gaivota-d'asa-escura reproduz-se na região noroeste da Europa, sendo que a maioria dos exemplares observados na costa nacional são originários de colónias do Reino Unido (Marques *et al.*, 2009). Desta forma, uma maior ocorrência verifica-se durante os períodos migratórios (fevereiro-março; agosto-outubro) e de invernada (novembro-janeiro), ao ponto de se converter na espécie de gaivota mais abundante no país

(Marques *et al.*, 2009; Meirinho *et al.*, 2014). Contrariamente, com a chegada da época reprodutora (abril-julho) e a deslocação para as zonas de reprodução, os números já diminuem consideravelmente (Marques *et al.*, 2009; Meirinho *et al.*, 2014), o que justificaria uma diminuição no número médio de interações. Adicionalmente, a procura de alimento pelas gaivotas é condicionada pelas atividades reprodutivas, no sentido em que limitam as áreas de alimentação e o tempo passado no mar (Calado *et al.*, 2021b). Condições na procura de alimento poderiam assim conduzir a uma redução da presença desta aves e das interações durante os eventos de pesca.

Ainda para estas espécies, previa-se que a quantidade de pescado descarregado na lota, tivesse um efeito significativo e positivo sobre o número médio de interações. No entanto, nenhum efeito foi verificado, tratando-se de uma situação similar à descrita em Calado *et al.* (2021a). Tal como referido anteriormente, o cerco concentra peixe em zonas superficiais da coluna de água, pelo que beneficia a alimentação de predadores de superfície, como as gaivotas. Desta forma, uma hipótese para explicar a ausência de efeito seria que, mesmo com uma menor quantidade de pescado capturado, estas aves ainda conseguem ativamente obter algum peixe para si, levando-as a circundarem as embarcações e a interagirem com regularidade (Calado *et al.*, 2021a). Um fator importante a considerar neste caso é a ocorrência de *slipping*, correspondente à libertação intencional de uma porção do pescado capturado, antes do término do processo de alagem, de forma a impedir a ultrapassagem dos limites de quota diários estabelecidos ou remover frações de pescado sem valor comercial (Stratoudakis & Marçalo, 2002; Roda *et al.*, 2019). Tal fenómeno é comum nas operações com cerco em regiões como Aveiro e Figueira da Foz (Feijó *et al.*, 2018). É possível que uma porção significativa (e por vezes quase total) do pescado capturado, seja libertada no meio antes da alagem das redes (dado o baixo valor comercial), disponibilizando assim alimento fácil para as aves ao redor da arte e incentivando a interação das mesmas (Calado *et al.*, 2021a), apesar da quantidade final descarregada na lota acabar por ser reduzida. Mesmo que a ocorrência de *slipping* tenha sido observada durante os embarques, nenhum registo foi feito. Nesse sentido, para futuros estudos, recomenda-se incluir este fator, de modo a averiguar se a sua presença/ausência tem um impacto plausível sobre o comportamento atrativo das aves marinhas. É ainda provável que a ausência de efeito seja decorrente da desconsideração de uma ou mais variáveis nas análises deste estudo, capazes de condicionar a interatividade das gaivotas, independentemente da quantidade de pescado capturado, tais como o número de embarcações atuando simultaneamente na mesma área, o ano, a hora do dia do evento, o estado do tempo e a fase de vida dos exemplares interagindo.

### 5.2.2. REDES DE TRESMALHO

No que diz respeito às redes de tresmalho, verifica-se que tanto o número médio de interações do alcatraz, como o de *Larus* spp. são condicionados da mesma forma pela distância à linha de costa e a duração dos eventos. Relativamente à distância à linha de costa, verificou-se uma relação não-linear com a variável dependente, no sentido em que um aumento no número médio de aves a interagir é favorável até uma dada gama intermédia de valores de distância, a partir da qual, tenda a diminuir com o aumento gradual do afastamento ao litoral. Apesar de uma distância máxima à linha de costa de 45 km, 64% dos eventos de tresmalho monitorizados através de embarques, ocorreram num intervalo entre os 4,18 km e 10,11 km, a partir do qual, o número de operações observadas gradualmente diminui. As gaivotas-de-patas-amarelas, apesar da sua natureza costeira, podem superar os 50 km de distância das colónias, em busca de alimento (Arizaga *et al.*, 2014). Já os alcatrazes, conseguem procurar alimento por várias horas e a mais de 300 km das colónias (Hamer *et al.*, 2000; 2007). Desta forma, a variação do número médio de interações com a distância não aparenta estar relacionada com limitações físicas impostas pela própria natureza das aves marinhas em causa, pelo que se aponta a hipótese de que tal

possa ser derivado da própria distribuição da frota piscatória, que retém uma maior concentração das suas atividades em zonas intermédias. As áreas de alimentação das aves marinhas são definidas e ajustadas de acordo com o balanço entre custos e ganhos energéticos com a deslocação e esforço prestados na captura de alimento (Boyd *et al.*, 2014; Patenaude-Monette *et al.*, 2014). Sendo assim, defende-se que para este caso, a exploração de áreas muito distantes pode ser pouco rentável do ponto de vista de ganho de energia, pelo que nos locais onde a densidade de embarcações é mais elevada, as aves podem procurar alimento entre várias embarcações a operar na proximidade, com reduzidos custos de movimentação entre elas e um ganho energético mais eficaz. No entanto, este trabalho não apresenta dados suficientes para comprovar tal possibilidade, pelo que mais estudos precisam de ser conduzidos. Por sua vez, o efeito positivo da duração, sobre o número médio de interações do alcatraz e das gaivotas, era já esperado, uma vez que um aumento na duração do evento de pesca oferece uma maior oportunidade para que aves nas áreas envolventes possam agrupar-se, intensificando o fenómeno de *local enhancement*.

Esse mesmo fenómeno pode ajudar a explicar o aumento do número médio de interações de alcatrazes, com o aumento do número médio de interações por parte de outras espécies de aves marinhas na área. Como forma de facilitar a busca por alimento, as aves marinhas como o alcatraz, utilizam indicadores visuais que possam sugerir a presença de presas, sendo que um dos mais vulgares consiste precisamente na grande concentração de aves e/ou outros predadores marinhos num determinado ponto, criando assim um efeito de atração em cascata, designado de *local enhancement*. sobre os espécimes que estejam de passagem na área (Tremblay *et al.*, 2014; Veit & Harrison, 2017; Monier, 2024). Desta forma, os resultados sugerem que a aproximação e interações dos alcatrazes para com as redes de tresmalho/embarcações de pesca são primariamente condicionadas pelo efeito do *local enhancement*, e não pela quantidade de rejeições libertada, que neste cenário não demonstra ter um efeito apreciável.

Os modelos demonstraram também que o número de interações do alcatraz com o tresmalho variava ao longo do ano. Dado que a espécie não nidifica em Portugal, o período de reprodução é marcado pela menor ocorrência anual (Meirinho, 2009; Meirinho *et al.*, 2014), o que justifica o reduzido número médio de interações no decorrer de tal época. O número médio de alcatrazes a interagir durante os períodos migratórios também mostrou ser inferior ao observado no inverno, tratando-se do efeito contrário ao esperado, visto que é precisamente durante esses períodos que se aponta uma maior ocorrência da espécie no território continental (Meirinho, 2009). Desta forma, é plausível que no decorrer dos períodos migratórios, a espécie utilize a ZPE Aveiro-Nazaré maioritariamente como área de passagem e não de alimentação.

No que diz respeito particularmente às gaivotas, os modelos reduzidos indicam que o número médio de gaivotas interagindo aumenta com o aumento na quantidade de rejeições produzidas, tratando-se de algo já previsto, atendendo à natureza oportunista destes animais e à sua estreita relação para com as rejeições. Sabe-se que a libertação de rejeições consiste numa das principais práticas responsáveis pelo elevado grau de atratividade das aves marinhas para com as embarcações de pesca, sobretudo considerando que o material indesejado é maioritariamente composto por restos de presas que constituem a dieta preferencial de várias espécies (Furtness *et al.*, 2003; Bull, 2007; Melvin *et al.*, 2023; Votier *et al.*, 2023). Em Portugal, a atividade piscatória é já reconhecida como uma importante fonte de alimento variada e de fácil acesso para gaivotas, sobretudo por conta de rejeições de sardinha, carapau e cavala, ao ponto de condicionar a procura de alimento e dieta destes animais (Alonso *et al.*, 2015; Matos, 2016; Calado *et al.*, 2021b). Nesse sentido, o trabalho de monitorização em embarques fortaleceu ainda mais esta condição, visto que as rejeições libertadas por esta arte foram maioritariamente compostas por pequenos peixes pelágicos, tais como a sardinha, o carapau e a cavala. Observações *in*

*situ* permitiram ainda averiguar que o processo de descarga de material indesejado não se limita às alagens, sendo comum dar continuidade simultaneamente com as posteriores largadas das mesmas ou novas redes. Esta condição conduz à presença persistente das aves marinhas já depois da recolha total das redes e com as embarcações em movimento. Adicionalmente, grande parte das rejeições são libertadas perto ou mesmo sob a área onde são largadas gradualmente as redes, pelo que foi comum observar investidas frequentes por parte das gaivotas sob a superfície da água, estando muito próximas de contactar com a arte enquanto esta não afundava por completo. Desta forma, o efeito proporcionado pela quantidade de rejeições produzidas e libertadas no mar, pode constituir um problema acrescido durante estes eventos, já que estimulam a aproximação das gaivotas para pontos de elevado risco de contacto e aprisionamento nas redes, facilitando assim a ocorrência de capturas acidentais. Esta situação foi igualmente descrita em Almeida *et al.* (2021), para justificar a captura de alcatrazes e gaivotas nas Berlengas.

Em termos fenológicos, e contrariamente aos eventos de cerco, nenhum efeito significativo foi averiguado para as gaivotas nos eventos de tresmalho. Nesse sentido, o estudo não reúne dados suficientes para justificar a ausência desse efeito, pelo que é necessário prosseguir com a recolha de informação e analisar o papel da variação sazonal do esforço de pesca como possível variável condicionadora.

Por fim, vale comentar a situação da pardela-baleiar. Neste estudo, não foi possível averiguar o efeito de nenhuma variável em nenhuma das artes em estudo. Apesar dos valores de interação elevados, em ambas as artes de pesca, registos da interatividade da pardela-baleiar ocorreram num número relativamente reduzido de eventos, face à quantidade total monitorizada. Tal indica que a espécie aparentemente não esteve presente com regularidade nas proximidades das embarcações, mas quando tal ocorria, mostrava ser em grande número. Este aspeto pode ter comprometido a viabilidade do modelo usado. Considerando o cenário crítico descrito para a espécie no âmbito da ocorrência de capturas acidentais na ZPE Aveiro-Nazaré, bem como o seu estatuto de conservação preocupante (Genovart *et al.*, 2016), é imperativo seguir com a recolha de informação, de modo a compreender melhor quais os fatores que promovem um aumento das interações desta ave com as artes de pesca, pressupondo que um aumento da interação poderá traduzir-se numa maior suscetibilidade ao emaranhamento nas redes.

### 5.3. EFICÁCIA DAS MEDIDAS DE MITIGAÇÃO

Relativamente à avaliação da eficácia das medidas de mitigação, não foi possível comprovar um efeito significativo para nenhuma das medidas em estudo. No que diz respeito ao papagaio afugentador, uma situação similar é descrita em Almeida *et al.* (2021), ao averiguar a eficácia desta medida no número de capturas acidentais reportadas em redes de emalhar no arquipélago das Berlengas. No entanto, verificou-se que gaivotas, alcatrazes e pardelas-baleares interagem significativamente menos e mais longe da arte/embarcação na presença do papagaio, o que por sua vez, não foi observado num estudo realizado no Algarve, onde o papagaio afugentador não revelou nenhum efeito de afugentamento significativo (Marçalo *et al.*, 2024). Por sua vez, apesar da igual ausência de um efeito significativo comprovado ao nível das capturas acidentais, um efeito de afugentamento por parte da gestão controlada de rejeições a bordo já foi verificado no Algarve (Marçalo *et al.*, 2024). Diferentes resultados em diferentes áreas geográficas, para uma mesma medida ou entre medidas diferentes, ilustram claramente a complexidade subjacente à avaliação e implementação definitiva de medidas de mitigação, uma vez que os efeitos estão dependentes de fatores como a região, o tipo de espécies e especificidades da arte de pesca (Melvin *et al.*, 2023; Marçalo *et al.*, 2024).

No caso deste estudo, acredita-se que a ausência de qualquer efeito significativo possa ser resultante da quantidade reduzida de eventos monitorizados, pelo que é importante seguir com a monitorização de um maior número de eventos controlo/experimentais, de forma a avaliar o efeito de cada medida no número de capturas acidentais e ainda complementar com a avaliação do efeito ao nível das interações. Ao adquirir uma base de dados mais robusta e um maior número de eventos, será igualmente importante averiguar a eficácia ao nível de cada espécie identificada, visto que, dependendo de vários fatores, nem todas reagem de igual forma, perante a presença das medidas (Almeida *et al.*, 2021; Marçalo *et al.*, 2024). Esse último aspeto será particularmente importante de se avaliar para a gaivota-de-patas-amarela/gaivota-d'asa-escura ao nível da gestão controlada das rejeições, dada a forma como a quantidade de rejeições libertadas condiciona as interações destas aves, bem como a facilidade com que elas podem ser capturadas durante as largadas, por conta desse mesmo fator (Almeida *et al.*, 2021).

Uma outra vertente que não foi devidamente explorada neste estudo, corresponde à avaliação dos impactos socioeconómicos associados à implementação de cada medida, algo igualmente recomendável explorar em futuras análises, dada a importância de integrar os efeitos da medida sobre as tripulações e rendimento das operações de pesca (Almeida *et al.* 2019; 2021; Marçalo *et al.*, 2024). Apesar da ausência de uma avaliação estatística própria, é certo que, até à data de realização deste documento, por meio do convívio regular com os pescadores, partilha de críticas e/ou sugestões aos observadores e ainda o acompanhamento a bordo dos eventos experimentais, as tripulações não mostraram estar incomodadas ou condicionadas negativamente pela adoção do papagaio afugentador. A receção foi positiva, a participação e interesse por parte das tripulações bastante forte e os eventos decorreram normalmente e sem qualquer limitação imposta nos eventos experimentais. O único custo associado foi o do próprio papagaio afugentador (112 €), próximo do custo expresso em estudos anteriores (Almeida *et al.*, 2019; 2021). A instalação foi fácil e rápida (pouco mais de 10 minutos) e a estrutura mostrou uma elevada resistência e durabilidade durante todo o período de monitorização. Vale ainda realçar que a inserção e remoção do papagaio em cada embarque apenas foi feita com o propósito de avaliar o efeito da medida segundo eventos controlo e experimentais, pelo que em circunstâncias normais, o papagaio poderá permanecer sempre instalado, não interferindo de qualquer modo com as operações de pesca. Desta forma, o papagaio afugentador revela ser uma medida de fácil e rápida instalação e manuseamento e sem um efeito prejudicial sobre a operacionalidade das redes, pelo que existem razões suficientes para acreditar que o impacto socioeconómico desta medida é extremamente positivo, tal como já comprovado anteriormente (Almeida *et al.* 2019; 2021; Marçalo *et al.*, 2024). Por sua vez, a adoção de gestão controlada das rejeições também teve uma boa receção pela parte dos pescadores. Neste caso, não houve mesmo nenhum custo associado, visto que os pescadores disponibilizaram os seus próprios recipientes. O único grande obstáculo direto observável consistiu na dificuldade por parte dos pescadores em armazenarem as rejeições nos recipientes próprios, de forma natural e consistente. Dado o hábito enraizado de libertarem as rejeições diretamente no mar, foi necessário insistir continuamente com as tripulações, para que alterassem comportamentos e tentassem interiorizar ao máximo o novo sistema. Portanto, é necessário investir mais na sensibilização das tripulações, usufruindo dos resultados positivos como forma de justificar a importância de adotar novos comportamentos e assim tentar motivar as tripulações a assumir este sistema de controlo de rejeições de forma natural e prática.

Por fim, é importante reconhecer que a avaliação da eficácia das medidas de mitigação neste estudo encontra-se ainda numa fase inicial. O estudo foi somente conduzido para as redes de tresmalho, pelo que é imperativo seguir com a recolha de informação para as redes de 1 pano e cerco.

#### 5.4. LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES FUTURAS ADICIONAIS

Os resultados dos diários de pesca e inquéritos ilustram a importância de integrar abordagens complementares aos embarques, visto que reforçam as principais conclusões obtidas pelas observações a bordo e disponibilizam informações adicionais e úteis para uma visão mais completa da realidade vivida na ZPE Aveiro-Nazaré. De facto, pelo menos um destes métodos é aplicado comumente em estudos deste género em Portugal (Vingada *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2015; Almeida *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2018). Adicionalmente, são abordagens simples, baratas e de fácil aplicação e replicação. Recomenda-se a adoção de diários de pesca e inquéritos em futuros estudos, sempre que possível.

Apesar de todas essas vantagens, é importante, porém, referir que estas abordagens compilam uma menor variedade de informações, além de que a qualidade dos dados está dependente da colaboração direta dos mestres das embarcações, nem sempre familiarizados com os temas em estudo (Marpro, 2014). Nos diários de pesca, a qualidade dos dados dependeu do empenho e persistência dos mestres, que por vezes partilhavam fichas incompletas, com erros de registos ou mesmo em branco, por conta de simples esquecimento. Desta forma, recomenda-se manter um contacto semanal com as tripulações, de forma a facilitar a correção de erros e o esclarecimento de dúvidas, além de motivar ou dar uma atenção acrescida a mestres menos cooperativos. Se alguns não mostrarem estar interessados, será necessário procurar outras pessoas mais colaborativas e de confiança. Por sua vez, erros nos inquéritos resultam da partilha de informação falsa e da dificuldade em identificar espécies, por parte dos mestres. Sendo assim, parte dos inquiridores guiam os entrevistados, certificando-se de que as questões são claras e de que existem recursos visuais que possam ajudar aos mestres identificar as espécies capturadas.

Os dados DPE/VMS, referentes à componente espacial e temporal do esforço de pesca de cada arte, também mostraram ser uma ferramenta útil para uma melhor compreensão da distribuição das frotas e da variação sazonal da respetiva atividade. No entanto, esse mesmo esforço foi apenas representativo da frota composta por embarcações com comprimento >15 m. Embarques e diários de pesca monitorizaram a atividade de embarcações com comprimento >12 m, pelo que existe uma fração da frota (comprimento entre 12 m-15 m) que não foi considerada na estimativa do esforço de pesca sazonal/anual. Nesse sentido, os valores estimados de esforço de pesca, bem como o número de capturas acidentais anual para cada espécie, encontram-se subestimados, constituindo uma lacuna importante deste trabalho e que deve ser evitada em futuros estudos. Recomenda-se que se certifique se a classe de tamanho das embarcações abrangidas na amostragem é condizente com a classe de tamanho da frota com dados DPE/VMS. Outro aspeto igualmente importante a ter em conta, corresponde ao facto dos dados DPE/VMS usados serem referentes à atividade da frota no ano de 2019, pelo que é importante considerar informação mais recente quando tal poder ser disponibilizada.

Por fim, existem outras vertentes da atividade piscatória na região que não foram monitoradas, e que devem ser ponderadas em futuros estudos. Em particular, destaca-se a prática com palangre e redes de arrasto, igualmente responsáveis por um impacte acrescido sobre a avifauna marinha ao longo do território continental (Vingada *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2018; Calado *et al.*, 2021a; Araújo *et al.*, 2022a) e que revelam uma sobreposição considerável com as áreas de distribuição do alcatraz, pardela-balear, cagarra e torda-mergulheira na ZPE Aveiro-Nazaré (Oliveira *et al.*, 2020a). Práticas ilegais também já foram descritas como recorrentes na região centro do país, estando na base de muitos dos casos de arrojamentos (Vingada *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2018; Costa *et al.*, 2019). De acordo com Costa *et al.* (2019), a ilegalidade resulta usualmente da conversão de redes de fundo em redes pelágicas, operadas a partir de embarcações com menos de 10 m de comprimento, sem cabine e dados DPE/VMS associados, para as quais a vigilância é extremamente fraca ou inexistente.

## 6. CONCLUSÃO

Apesar das limitações e dificuldades subjacentes à realização de estudos desta natureza, os resultados obtidos, mesmo que preliminares, ilustram a importância de projetos de monitorização a longo prazo, como o *Life PanPuffinus*, no sentido de melhor descrever, monitorizar, avaliar e mitigar o impacto da captura acidental de aves marinhas em Portugal. No caso da ZPE Aveiro-Nazaré, tal mostrou ser crucial, atendendo às inúmeras lacunas informativas existentes. Nesse sentido, o projeto deu um importante passo para melhor compreender esta problemática e saber como agir de forma a mitigá-la, expondo assim uma realidade preocupante e com potencial inclusive, para ser uma das mais críticas a nível nacional.

Apesar de todos os últimos anos de estudos e avanços na compreensão, monitorização e mitigação das capturas acidentais de aves marinhas em Portugal, ainda existem vários pontos do país que carecem de uma atenção acrescida e nos quais a realidade vigente é preocupante, porém pouco conhecida e devidamente documentada. É imperativo portanto investir em projetos deste género, priorizando as outras ZPE marinhas (atendendo à sua relevância ecológica), bem como continuar a recolher informações na própria ZPE Aveiro-Nazaré, de modo a contornar as principais limitações impostas, reforçar os dados já obtidos e explorar aspetos não retratados, tais como a atividade de outras artes de pesca e/ou outras medidas de mitigação.

## 7. REFERÊNCIAS

- Abelló, P. & Esteban, A. (2012). Trawling bycatch does affect Balearic Shearwaters *Puffinus mauretanicus*. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 28, pp. 34-39.
- Abraham, E. R., Pierre, J. P., Middleton, D. A. J., Cleal, J., Walker, N. A. & Waugh, S. M. (2009). Effectiveness of fish waste management strategies in reducing seabird attendance at a trawl vessel. *Fisheries Research*, 95, pp. 210–219. Doi: 10.1016/j.fishres.2008.08.014.
- ACAP (2021). Data collection guidelines for observer programmes to improve knowledge of fishery impacts on ACAP-listed species. *Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels*. Revisto na 12º Reunião do Comitê Consultivo (31 agosto – 2 setembro de 2021).
- Aguilar, J. S., Benvenuti, S., Antonia, L. D., McMinn-Grivé, M. & Mayol-Serra, J. (2003). Preliminary results on the foraging ecology of Balearic shearwaters (*Puffinus mauretanicus*) from bird-borne data loggers. *Scientia Marina*, 67, pp. 129-134. Doi: 10.3989/scimar.2003.67s2129.
- Almeida, A., Oliveira, N., Santos, A., Gutiérrez, I. & Andrade, J. (2016). Caracterização da interação das aves marinhas com artes de pesca. Relatório da Ação A4, Projeto *Life Berlengas* (relatório não publicado). *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Lisboa, Portugal.
- Almeida, A., Ameryk, A., Campos, B., Crawford, R., Krogulec, J., Linkowski, T. & Mitchell, R. (2018). Study on Mitigation Measures to Minimise Seabird Bycatch in Gillnet fisheries. *European Comission, Executive Agency for Small and Medium-sized Enterprises and European Maritime and Fisheries Fund*. Doi:10.2826/799958.
- Almeida, A., Oliveira, N., Constantino, E., Ferreira, A., Gutiérrez, I., Santos, A., Silva, E. & Andrade, J. (2019). Medidas de mitigação para capturas acidentais de aves marinhas na pesca. Relatório final da Ação C7, Projeto *Life Berlengas* (relatório não publicado). *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Lisboa, Portugal.
- Almeida, A., Oliveira, N., Silva, E., Alonso, H. & Andrade, J. (2021). Medidas para a redução das capturas acidentais de aves marinhas em artes de pesca. Relatório final, Projeto *MedAves Pesca* (relatório não publicado). *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Lisboa, Portugal.
- Almeida, A., Alonso, H., Oliveira, N., Silva, E. & Andrade, J. (2023). Using a visual deterrent to reduce seabird interactions with gillnets. *Biological Conservation*, 285. Doi:10.1016/j.biocon.2023.110236.
- Alonso, H., Almeida, A., Granadeiro, J. P. & Catry, P. (2015). Temporal and age-related dietary variations in a large population of yellow-legged gulls *Larus michahellis*: implications for management and Conservation. *European Journal of Wildlife Research*, 61, pp. 819-829. Doi: 10.1007/s10344-015-0958-9.
- Amande, M. J., Chassot, E., Chavance, P., Murua, H., de Molina, A. D. & Bez, N. (2012). Precision in bycatch estimates: the case of tuna purse-seine fisheries in the Indian Ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 69(8), pp. 1501-1510. Doi:10.1093/icesjms/fss106.
- Amorim, I. (2003). Técnicas de pesca na costa portuguesa: melhorar ou inventar? Um percurso de investigação. *Zainak*, 25, pp. 349-368.
- Antonia, L. D., Gudmundsson, G. A. & Benvenuti, S. (2001). Time allocation and foraging pattern of chick-rearing razorbills in Northwest Iceland. *The Condor*, 103, pp. 469-480.

- Araújo, H., Bastos-Santos, J., Rodrigues, P. C., Ferreira, M., Pereira, A., Henriques, A. C., Monteiro, S. S., Eira, C. & Vingada, J. (2017). The importance of Portuguese Continental Shelf Waters to Balearic Shearwaters revealed by aerial census. *Marine Biology*, 164, p. 55. Doi:10.1007/s00227-017-3089-x
- Araújo, H., Correia-Rodrigues, P., Debru, P., Ferreira, M., Vingada, J. & Eira, C. (2022a). Balearic shearwater and northern gannet bycatch risk assessment in Portuguese Continental Waters. *Biological Conservation*, 267. Doi:10.1016/j.biocon.2022.109463.
- Araújo, H., Correia-Rodrigues, P., Bastos-Santos, J., Ferreira, M., Pereira, A. T., Martinez-Cedeira, J., Vingada, J. & Eira, C. (2022b). Seabird Abundance And Distribution Off Western Iberian Waters Estimated Through Aerial Survey. *Marine Ornithology* (50), pp. 71–80.
- Arcos, J. M. (compiler) (2011). International species action plan for the Balearic shearwater, *Puffinus mauretanicus*. *SEO/BirdLife & BirdLife International*.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J. F., Díez, E. & Crespo, A. (2014). Foraging distances of a resident yellow-legged gull (*Larus michahellis*) population in relation to refuse management on a local scale. *European Journal of Wildlife Research*, 60, pp. 171-175. Doi: 10.1007/s10344-013-0761-4.
- Baker, B. & Hamilton, S. (2016). Impacts of purse-nets fishing on seabirds and approaches to mitigate bycatch. *Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels – Seventh Meeting of the Seabird Bycatch Working Group*. La Serena, Chile.
- Barrett, R. T. & Furness, R. W. (1990). The prey and diving depths of seabirds on Hornoy, North Norway after a decrease in the Barents Sea capelin stock. *Ornis Scandinavia*, 21, pp- 179-186.
- Batista, M. I., Teixeira, C. M. & Cabral, H. N. (2009). Catches of target species and bycatches of an artisanal fishery: The case study of a trammel net fishery in the Portuguese coast. *Fisheries Research*, 100, pp. 167-177. Doi: 10.1016/j.fishres.2009.07.007.
- Benjamins, S., Kulka, D. W. & Lawson, J. (2008). Incidental catch of seabirds in Newfoundland and Labrador gillnet fisheries, 2001–2003. *Endangered Species Research*, 5, pp. 149-160. Doi:10.3354/esr00094.
- Benvenuti, S., Dall’Antonia, L. & Lyngs, P. (2001). Foraging behaviour and time allocation of chick-rearing Razorbills *Alca torda* at Graesholmen, central Baltic Sea. *Ibis*, 143, pp. 402-412. Doi: 10.1111/j.1474-919X.2001.tb04941.x.
- BirdLife International (2022). State of the World’s Birds 2022: Insights and solutions for the biodiversity crisis. *Birdlife International*. Cambridge, Reino Unido.
- Boersma, P. D., Clark, J. A. & Hillgarth, N. (2001). Seabird Conservation in Schreiber, E. A. & Burger, J., *Biology of Marine Birds* (pp. 559-580). CRC Press.
- Borges, T. C., Erzini, K., Bentes, L., Costa, M. E., Gonçalves, J. M., Lino, P. G., Pais, C. & Ribeiro, J. (2001). By-catch and discarding practices in five Algarve (southern Portugal) métiers. *Journal of Applied Ichthyology*, 17, pp. 104-114. Doi: 10.1111/j.1439-0426.2001.00283.x.
- Boué, A., Louzao, M., Arcos, J. M., Delord, K., Weimerskirch, H., Cortes, V., Barros, N., Guilford, T., Arroyo, G. M., Oro, D., Andrade, J., García, D., Dalloyau, S., González-Solís, J., Newton, S., Wynn, R. & Micol, T. (2013). Recent and current research on Balearic shearwater on colonies

and in Atlantic and Mediterranean areas. *Agreement on The Conservation of Albatrosses and Petrels*.

- Boyd, C., Punt, A. E., Weimerskirch, H. & Bertrand, S. (2014). Movement models provide insights into variation in the foraging effort of central place foragers. *Ecological Modelling*, 286, pp. 13-25. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2014.03.015.
- Brierley, A. S. & Fernandes, P. G. (2001). Diving Depths of Northern Gannets: Acoustic Observations of *Sula Bassana* from an Autonomous Underwater Vehicle. *The Auk*, 118(2), pp. 529-534. Doi: 10.1093/auk/118.2.529.
- Brander, K., Botsford, L. W., Ciannelli, L., Fogarty, M. J., Heath, M., Planque, B., Shannon, L. J. & Wieland, K. (2010). Chapter 3 - Human impacts on marine ecosystems in Barange, M., Field, J. G., Harris, R. P., Hofmann, E. E., Perry, R. I. & Werner, F. E., *Marine Ecosystems and Global Change* (pp. 41-72). Oxford University Press.
- Brotons, J. M., Grau, A. M. & Rendell, L. (2008). Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24(1), pp. 112-127. Doi:10.1111/j.1748-7692.2007.00164.x.
- Bugoni, L., Mancini, P. L., Monteiro, D. S., Nascimento, L. & Neves, T. S. (2008). Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 5, pp. 137-147. Doi:10.3354/esr00115.
- Bull, L. S. (2007). Reducing seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries. *Fish and Fisheries*, 8, pp. 31-56. doi:10.1111/j.1467-2979.2007.00234.x.
- Burke, C. M. & Montevecchi, W. A. (2018). Taking the bite out of winter: common murre (*Uria aalge*) push their dive limits to surmount energy constraints. *Frontiers in Marine Science*, 5(63). Doi: 10.3389/fmars.2018.00063.
- Calado, J. G., Ramos, J. A., Almeida, A., Oliveira, N. & Paiva, V. H. (2021a). Seabird-fishery interactions and bycatch at multiple gears in the Atlantic Iberian coast. *Ocean and Coastal Management*, 200. Doi:10.1016/j.ocecoaman.2020.105306.
- Calado, J. G., Veríssimo, S. N., Paiva, V. H., Ramos, R., Vaz, P. T., Matos, D., Pereira, J., Lopes, C., Oliveira, N., Quaresma, A., Ceia, F. R., Velando, A. & Ramos, J. A. (2021b). Influence of fisheries on the spatio-temporal feeding ecology of gulls along the western Iberian coast. *Marine Ecology Progress Series*, 661, pp. 187-201. Doi: 10.3354/meps13601.
- Carle, R. D., Felis, J. J., Vega, R., Beck, J., Adams, J. & López, V. (2019). Overlap of Pink-footed Shearwaters and central Chilean purse-seine fisheries: Implications for bycatch risk. *Ornithological Applications*, 121, pp. 1-13. Doi:10.1093/condor/duz026.
- Chang, B., Croson, M., Straker, L., Gart, S., Dove, C., Gerwin, J. & Jung, S. (2016). How seabirds plunge-dive without injuries. *PNAS*, 113(43), pp. 12006-12011. Doi:10.1073/pnas.1608628113.
- Clark, B. L., Vigfúsdóttir, F., Jessopp, M. J., Burgos, J. M., Bodey, T. W. & Votier, S. C. (2020). Gannets are not attracted to fishing vessels in Iceland - potential influence of a discard ban and food availability. *ICES Journal of Marine Science*, 77(2), pp. 692-700. Doi:10.1093/icesjms/fsz233.
- Clay, T. A., Small, C., Tuck, G. N., Pardo, D., Carneiro, A. P., Wood, A. G., Croxall, J. P., Crossin, G. T. & Phillips, R. A. (2019). A comprehensive large-scale assessment of fisheries bycatch risk to

- threatened seabird populations. *Journal of Applied Ecology*, 56, pp. 1882-1893. Doi:10.1111/1365-2664.13407.
- Costa, R. A., Pereira, A. T., Costa, E., Henriques, A. C., Miodonski, J., Ferreira, M., Vingada, J. V. & Eira, C. (2019). Razorbill *Alca torda* mortality in the Portuguese West coast. *European Journal of Wildlife Research*, 65(3). Doi: 10.1007/s10344-018-1234-6.
- Costa, R. A., Sá, S., Pereira, A. T., Ferreira, M., Vingada, J. V. & Eira, C. (2021). Threats to seabirds in Portugal: integrating data from a rehabilitation centre and stranding network. *European Journal of Wildlife Research*, 67, p.41. Doi: 10.1007/s10344-021-01483-5.
- Croxall, J. P., Buchart, P. S., Lascelles, B., J., S. A., Sullivan, B., Symes, A. & Taylor, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22, pp. 1-34. Doi:10.1017/S0959270912000020.
- Davoren, G. K. (2007). Effects of Gill-Net Fishing on Marine Birds in a Biological Hotspot in the Northwest Atlantic. *Conservation Biology*, 21(4), pp. 1032-1045. Doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00694.x.
- Debski, I., Pierre, J. & Knowles, K. (2016). Observer coverage to monitor seabird captures in pelagic longline fisheries. *Western and Central Pacific Fisheries Comisison. Scientific Committee (Twelfth Regular Session)*. Bali, Indonésia.
- Dempson, J. B., O'Connell, M. F. & Schwarz, C. J. (2004). Spatial and temporal trends in abundance of Atlantic salmon, *Salmo salar*, in Newfoundland with emphasis on impacts of the 1992 closure of the commercial fishery. *Fisheries Management and Ecology*, 11(6), pp. 387-402. Doi:10.1111/j.1365-2400.2004.00407.x.
- d'Entremont, K. J. N., Pratte, I., Gjerdrum, C., Wong, S. N. P. & Montevecchi, W. A. (2023) Quantifying inter-annual variability on the space-use of parental Northern Gannets (*Morus bassanus*) in pursuit of different prey types. *PLoS ONE* 18(7). Doi: 10.1371/journal.pone.0288650.
- Dias, M. P., Martin, R., Pearmain, E. J., Burfield, I. J., Small, C., Phillips, R. A., Yates, O., Lascelles, B., Borboroglu, P. G. & Croxall, J. P. (2019). Threats to seabirds: A global assessment. *Biological Conservation*, 237, pp. 525-537. Doi:10.1016/j.biocon.2019.06.033.
- DR. (1999a). Decreto-Lei n.º 140/99 de 24 de abril - Revê a transposição para a ordem jurídica interna da Directiva n.º 79/409/CEE, do Conselho, de 2 de Abril e da Directiva n.º 92/43/CEE, do Conselho, de 21 de Maio. *Diário da República n.º 96/99, Série I-A de 24/4/1999*, pp. 2183-2212.
- DR. (1999b). Decreto-Lei n.º 384-B/99 de 23 de dezembro - Cria diversas zonas de protecção especial e revê a transposição para a ordem jurídica interna das Directivas n.º 79/409/CEE, do Conselho, de 2 de Abril, e 92/43/CEE, do Conselho, de 21 de Maio. *Diário da República n.º 223/99, Série I-A de 23/9/1999*, pp. 2-23.
- DR. (2023a). Portaria n.º 227/23 de 21 de julho - Regula o exercício da pesca com o método de pesca designado por "rede de emalhar". *Diário da República, n.º 141/23, Série I de 21/7/2023*, pp. 181-185.
- DR. (2023b). Portaria n.º 218/23 de 19 de julho - Define o regime jurídico da pesca por arte de cerco. *Diário da República n.º 139/23, Série I de 19/7/2023*, pp. 46-49.

- Dunn, R. E., Wanless, S., Green, J. A., Harris, M. P. & Daunt, F. (2019). Effects of body size, sex, parental care and moult strategies on auk diving behaviour outside the breeding season. *Journal of Avian Biology*, 50(7). Doi: 10.1111/jav.02012.
- Equipa, Atlas (2018). Atlas das Aves Invernantes e Migradoras de Portugal 2011-2013. *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, LabOr- Laboratório de Ornitologia – ICAAM - Universidade de Évora, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Instituto das Florestas e Conservação da Natureza (Madeira), Secretaria Regional da Energia, Ambiente e Turismo (Açores) e Associação Portuguesa de Anilhadores de Aves*. Lisboa, Portugal.
- EUMOFA. (2022). The EU Fish Market - 2022 Edition. *European Commission & European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products*.
- Fagundes, A. I. C. (2021). The use of Portuguese coast by migratory seabirds. Dissertação elaborada no âmbito da obtenção do grau mestre Biologia da Conservação pela Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Évora.
- Fangel, K., Aas, O., Vølstad, J. H., Bærum, K. M., Christensen-Dalsgaard, S., Nedreaas, K., Overvik, M., Wold, L. C. & Anker-Nilssen, T. (2015). Assessing incidental bycatch of seabirds in Norwegian coastal commercial fisheries: Empirical and methodological lessons. *Global Ecology and Conservation*, 4, pp. 127-136. Doi:10.1016/j.gecco.2015.06.001.
- Favareto, L., Brotas, V., Rudorff, N., Zacarias, N., Tracana, A., Lamas, L., Nascimento, A., Ferreira, A., Gomes, M., Borges, C., Palma, C. & Brito, A. C. (2023). Response of phytoplankton to coastal upwelling: The importance of temporal and spatial scales. *Limnology and Oceanography*, 68, pp. 1376–1387. Doi:10.1002/lno.12353.
- Feijó, D. A. (2013). Caracterização da pesca do Cerco na Costa Portuguesa. Dissertação elaborada no âmbito da obtenção do grau mestre em Recursos Biológicos Aquáticos pelo Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Feijó, D., Marçalo, A., Bento, T., Barra, J., Marujo, D., Correia, M. & Silva, A. (2018). Trends in the activity pattern, fishing yields, catch and landing composition between 2009 and 2013 from onboard observations in the Portuguese purse seine fleet. *Regional Studies in Marine Science*, 23, pp. 97-106. Doi: 10.1016/j.rsma.2017.12.007
- Fréon, P., Cury, P., Shannon, L. & Roy, C. (2005). Sustainable, Exploitation of Small Pelagic Fish Stocks Challenged by Environmental and Ecosystem Changes: a Review. *Bulletin of Marine Science*, 76(2), pp. 385-462.
- Friesen, M. R., Beggs, J. R. & Gaskett, A. C. (2017). Sensory-based conservation of seabirds: a review of management strategies and animal behaviours that facilitate success. *Biological Reviews*, 92, pp. 1769-1784. Doi: 10.1111/brv.12308.
- Furness, R. W. (2003). Impacts of fisheries on seabird communities. *Scientia Marina*, 67, pp. 33-45.
- Garrison, L. P. (2007). Interactions between marine mammals and pelagic longline fishing gear in the U.S. Atlantic Ocean between 1992 and 2004. *Fishery Bulletin*, 105(3), pp. 408-417.
- Garthe, S. & Huppopp, O. (1998). Foraging success, kleptoparasitism and feeding techniques in scavenging seabirds: does crime pay? *Helgolander Meeresunters*, 52, pp. 187-196.
- Genovart, M., Arcos, J. M., Alvarez, D., McMin, M., Meier, R., Wynn, R. B., Guilford, T. & Oro, D. (2016). Demography of the critically endangered Balearic shearwater: the impact of fisheries

- and time to extinction. *Journal of Applied Ecology*, 53, pp. 1158-1168. Doi:10.1111/1365-2664.12622.
- Gilman, E., Brothers, N. & Kobayashi, D. R. (2005). Principles and approaches to abate seabird by-catch in longline fisheries. *Fish and Fisheries*, 35, pp. 35-49. Doi:10.1111/j.1467-2679.2005.00175.x.
- Gilman, E. L. (2011). Bycatch governance and best practice mitigation technology in global tuna fisheries. *Marine Policy*, 35, pp. 590-609. Doi:10.1016/j.marpol.2011.01.021.
- Gomes, I., Pérez-Jorge, S., Peteiro, L., Andrade, J., Bueno-Pardo, J., Quintino, V., Rodrigues, A. M., Azevedo, M., Vanreusel, A., Queiroga, H. & Deneudt, K. (2018). Marine biological value along the Portuguese continental shelf; insights into current conservation and management tools. *Ecological Indicators*, 93, pp. 533-546. Doi: 10.1016/j.ecolind.2018.05.040.
- Granadeiro, J. P., Silva, M. A., Fernandes, C. & Reis, A. (1997). Beached Birds Surveys in Portugal 1990-1996. *Ardeola*, 44(1), pp. 9-17.
- Gremillet, D., Ponchon, A., Paleczny, M., Palomares, M. D., Karpouzi, V. & Pauly, D. (2018). Persisting Worldwide Seabird-Fishery Competition Despite Seabird Community Decline. *Current Biology*, 28, pp. 4009-4013. Doi:10.1016/j.cub.2018.10.051.
- Hall, M. A., Alverson, D. L. & Metuzals, K. I. (2000). By-Catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 41, pp. 204-219.
- Hall, S. J. & Mainprize, B. M. (2005) Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better? *Fish and Fisheries*, 6, pp.134–155.
- Hamer, K. C., Phillips, R. A., Wanless, S., Harris, M. P. & Wood, A. G. (2000). Foraging ranges, diets and feeding locations of gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series*, 200, pp. 257-264. Doi: 10.3354/meps200257.
- Hamer, K. C., Humphreys, E. M., Garthe, S., Hennicke, J., Peters, G., Grémillet, D., Phillips, R. A., Harris, M. P. & Wanless, S. (2007). Annual variation in diets, feeding locations and foraging behaviour of gannets in the North Sea: flexibility, consistency and constraint. *Marine Ecology Progress Series*, 338, pp. 295-305. Doi: 10.3354/meps338295.
- He, P. (2006). Gillnets: Gear Design, Fishing Performance and Conservation Challenges. *Marine Technology Society Journal*, 40(3), pp. 12-19. Doi:10.4031/002533206787353187.
- He, P., Chopin, F., Suuronen, P., Ferro, R. S. & Lansley, J. (2021). Classification and illustrated definition of fishing gears. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, No. 672. Doi:10.4060/cb4966en.
- Hedd, A., Regular, P. M., Wilhelm, S. I., Rail, J., D. B., Fowler, M., Pekarik, C. & Robertson, G. J. (2015). Characterization of seabird bycatch in eastern Canadian waters, 1998–2011, assessed from onboard fisheries observer data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(3), pp. 530-548. Doi:10.1002/aqc.2551.
- Heppell, S. S., Caswell, H. & Crowder, L. B. (2000). Life Histories and Elasticity Patterns: Perturbation Analysis for Species with Minimal Demographic Data. *Ecology*, 81(3), pp. 654-665. Doi:10.1890/0012-9658(2000)081[0654:LHAEP]2.0.CO;2.

- Heswall, A. M., Friesen, M. R., Martin, A. L. & Gaskett, A. C. (2021). Seabird bycatch risk correlates with body size, and relatively larger skulls, bills, wings and sensory structures. *Marine Biology*, 168. Doi:10.1007/s00227-021-03873-4.
- Hickcox, R. P. & MacKenzie, D. I. (2023). Review of warp strike mitigation methods on <28 m commercial trawl vessels in New Zealand. Report for the Department of Conservation. *Proteus Client Report: MIT2022-07A*. Outram, Nova Zelândia.
- Hutchings, J. A. & Myers, R. (1994). What Can Be Learned from the Collapse of a Renewable Resource? Atlantic Cod, *Gadus morhua*, of Newfoundland and Labrador. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(9), pp. 2126-2146. Doi:10.1139/f94-214.
- INE & DGRM. (2024). Estatísticas da Pesca 2023. *Instituto Nacional de Estatística & Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos*.
- Jordan, L. K., Mandelman, J. W., McComb, D. M., Fordham, S. V., Carlson, J. K. & Werner, T. B. (2013). Linking sensory biology and fisheries bycatch reduction in elasmobranch fishes: a review with new directions for research. *Conservation Physiology*, 1. Doi:10.1093/conphys/cot002.
- Karpouzi, V. S., Watson, R. & Pauly, D. (2007). Modelling and mapping resource overlap between seabirds and fisheries on a global scale: a preliminary assessment. *Marine Ecology Progress Series*, 343, pp. 87-99. Doi:10.3354/meps06860.
- Kato, A., Ropert-Coudert, Y., Grémillet, D. & Cannell, B. (2006). Locomotion and foraging strategy in foot-propelled and wing-propelled shallow-diving seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, 308, pp. 293-301.
- Komoroske, L. M. & Lewison, R. L. (2015). Addressing fisheries bycatch in a changing world. *Frontiers in Marine Science*, 2(83). Doi:10.3389/fmars.2015.00083.
- Kumar, K. V., Pravin, P. & Meenakumari, B. (2016). Bait, Bait Loss, and Depredation in Pelagic Longline Fisheries—A Review. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 24(4), pp. 295-304. Doi:10.1080/23308249.2016.1162134.
- Lavers, J. L. (2014). Population status and threats to Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*) in South and Western Australia. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2). Doi:10.1093/icesjms/fsu164.
- Lavers, J. L., Lisovski, S. & Bond, A. L. (2018). Preliminary survival and movement data for a declining population of Flesh-footed Shearwater *Ardenna carneipes* in Western Australia provides insights into marine threats. *Bird Conservation International*, 29(2), pp. 1-11. Doi:10.1017/S0959270918000084.
- Le Bot, T., Lescroel, A. & Grémillet, D. (2018). A toolkit to study seabird-fishery interactions. *ICES Journal of Marine Science*, 75(5), PP. 1513-1525. Doi: 10.1093/icesjms/fsy038.
- Lewison, R. L., Crowder, L. B., Read, A. J. & Freeman, S. A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Ecology and Evolution*, 19(11), pp. 598-604. Doi:0.1016/j.tree.2004.09.004.
- Lewison, R., Oro, D., Godley, B. J., Underhill, L., Bearhop, S., Wilson, R. P. & Ainley, D. (2012). Research priorities for seabirds: improving conservation and management in the 21st century. *Endangered Species Research*, 17, pp. 93-121. Doi:10.3354/esr00419.

- Lieske, D. J., Tranquilla, L. M., Ronconi, R. & Abbott, S. (2019). Synthesizing expert opinion to assess the at-sea risks to seabirds in the western North Atlantic. *Biological Conservation*, 233, pp. 41-50. Doi:10.1016/j.biocon.2019.02.026.
- Lokkeborg, S. (2003). Review and evaluation of three mitigation measures - bird-scaring line, underwater setting and line shooter - to reduce seabird bycatch in the north Atlantic longline fishery. *Fisheries Research*, 60, pp. 11-16.
- Lokkeborg, S. (2011). Best practices to mitigate seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries efficiency and practical applicability. *Marine Ecology Progress Series*, 435, pp. 285-303. Doi:10.3354/meps09227.
- Lopes, J. F., Ferreira, J. A., Cardoso, A. C. & Rocha, A. C. (2014). Variability of temperature and chlorophyll of the Iberian Peninsula near coastal ecosystem during an upwelling event for the present climate and a future climate scenario. *Journal of Marine Systems*, 129, pp. 271-288. Doi:10.1016/j.jmarsys.2013.07.002.
- Marçalo, A., Frade, M., Carvalho, F., Oliveira, N., Almeida, A., Gonçalves, J. (2024). Best Practices to reduce bycatch including trials, results and economic viability. Report from Action D4 from the project from Life Ilhas Barreira (relatório não publicado). *Centre of Marine Sciences of the Algarve* (CCMAR-Algarve), Faro, Portugal.
- Marpro (2012). Código de boas práticas para a mitigação de interações das artes de pesca portuguesas com cetáceos e aves marinhas. *Life + Marpro PT/NAT/00038*, p.36.
- Marpro (2014) Métodos de avaliação de capturas acidentais – Intercalibração de métodos de avaliação de capturas acidentais. *Life + Marpro PT/NAT/00038*.
- Marpro (2018). Relatório final. *Life + Marpro PT/NAT/00038*.
- Marques, P. A. M., Costa, A. M., Rock, P. & Jorge, P. E. (2009). Age-related migration patterns in *Larus fuscus* spp. *Acta ethologica*, 12, pp. 87-92. Doi: 10.1007/s10211-009-0060-y.
- Martin, G. R. & Crawford, R. (2015). Reducing bycatch in gillnets: A sensory ecology perspective. *Global Ecology and Conservation*, 3, pp. 28-50. Doi:10.1016/j.gecco.2014.11.004.
- Martins, R. & Carneiro, M. (2020). Artes de pesca artesanais em Portugal. *Argos*(8), pp. 107-121.
- Matos, D. V. C. (2016). How fishery discards affect the spatial and trophic ecology of two gull species breeding in sympatry. Dissertação elaborada no âmbito da obtenção do grau mestre em Ecologia pelo Departamento de Ciências da Vida da Universidade de Coimbra.
- Meier, R. E., Votier, S. C., Wynn, R. B., Guilford, T., Grivé, M. M., Rodríguez, A., Newton, J., Maurice, L., Chouvelon, T., Dessier, A. & Trueman, C. N. (2016). Tracking, feather moult and stable isotopes reveal foraging behaviour of a critically endangered seabird during the non-breeding season. *Diversity and Distributions*, 23(2), pp. 1-16. Doi: 10.1111/ddi.12509.
- Meirinho, A. I. G. (2009). Distribuição de Alcatraz (*Morus bassanus*) na costa continental portuguesa e sua relação com variáveis ambientais. Dissertação elaborada no âmbito da obtenção do grau mestre em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos pela Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

- Meirinho, A., Barros, N., Oliveira, N., Catry, P., Lecoq, M., Paiva, V., Geraldés, P., Granadeiro, J. P., Ramírez, I. & Andrade, J. (2014). Atlas das Aves Marinhas de Portugal. *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Lisboa.
- Melvin, E. F., Parrish, J. K. & Conquest, L. L. (1999). Novel Tools to Reduce Seabird Bycatch in Coastal Gillnet Fisheries. *Conservation Biology*, 13(6), pp. 1386-1397. Doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98426.x.
- Melvin, E. F., Wolfaardt, A., Crawford, R., Gilman, E. & Suazo, C. G. (2023). Chapter 17 - Bycatch reduction in Young, L. & VanderWerf, E., *Conservation of marine Birds*, pp. 457-496. Elsevier.
- Molony, B. (2007). Overview of purse-seine and longline bycatch issues in the western and central Pacific Ocean. *Oceanic Fisheries Programme, Secretariat of the Pacific Community*. Noumea, Nova Caledónia.
- Monier, S. A. (2024). Social interactions and information use by foraging seabirds. *Biological Reviews*. Doi: 10.1111/brv.13089.
- Montevocchi, W. A. (2001). Chapter 16 - Interactions between Fisheries and Seabirds in Schreiber, E. A. & Burger, J., *Biology of Marine Birds*, pp. 527-558. CRC Press..
- Moore, J. E., Wallace, B. P., Lewison, R. L., Zydelski, R., Cox, T. M. & Crowder, L. B. (2009). A review of marine mammal, sea turtle and seabird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. *Marine Policy*, 33, pp. 435-451. Doi:10.1016/j.marpol.2008.09.003.
- Norriss, J. V., Fisher, E. A. & Denham, A. M. (2020). Seabird bycatch in a sardine purse seine fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 77(7-8), pp. 2971-2983. Doi:10.1093/icesjms/fsaa179.
- Ocio, G., Bermejo, A. & García-Barcelona, S. (2011). Movimientos de los procelariformes en el Golfo De Vizcaya y Canal de La Mancha. in Valeiras, X., Muñoz, G., Bermejo, A., Arcos, J.M. & Paterson, A.M. (2011). Actas del 6º Congreso del GIAM y el Taller internacional sobre la Ecología de Paños y Paredas en el sur de Europa. *Boletín del Grupo Ibérico de Aves Marinas*, 34, pp. 5- 14.
- O’Keefe, C. E., Cadrina, S. X., Glemarecc, G. & Rouxel, Y. (2023). Efficacy of Time-Area Fishing Restrictions and Gear-Switching as Solutions for Reducing Seabird Bycatch in Gillnet Fisheries. *Reviews in Fisheries science & Aquaculture*, 31(1), pp. 29-46. Doi:10.1080/23308249.2021.1988051.
- Oliveira, N., Henriques, A., Miodonski, J., Pereira, J., Marujo, D., Almeida, A., Barros, N., Andrade, J., Marçalo, A., Santos, J., Oliveira, I. B., Ferreira, M., Araújo, H., Monteiro, S., Vingada, J. & Ramírez, I. (2015). Seabird bycatch in Portuguese mainland coastal fisheries: An assessment through on-board observations and fishermen interviews. *Global Ecology and Conservation*, 3, pp. 51-61. Doi:10.1016/j.gecco.2014.11.006.
- Oliveira, N., Almeida, A., Torres, A. S., Fagundes, I., Rodrigues, P. & Andrade, J. (2016). Updated Information on the Breeding Status of Berlengas Archipelago Seabirds. Relatório da Ação A1, Projeto *Life Berlengas* (relatório não publicado). *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*, Lisboa, Portugal
- Oliveira, N., Almeida, A., Constantino, E., Ferreira, A., Gutiérrez, I., Santos, A., Silva, E. & Andrade, J. (2018). Avaliação do impacto das pescas sobre aves marinhas na ZPE das Ilhas Berlengas.

- Relatório final da Ação C6, Projeto *Life Berlengas* (relatório não publicado). *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*, Lisboa, Portugal
- Oliveira, N., Almeida, A., Oliveira, N., Almeida A., Gutiérrez, I., Mikšlová, K., Silva, E., Santos, A. & Andrade, J. (2019). Sobreposição espaço-temporal entre aves marinhas e pescas na ZPE das Ilhas Berlengas. Relatório Final da ação C1, Projeto *Life Berlengas* (relatório não publicado). *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*, Lisboa
- Oliveira, N., A., A., Silva, E. & Andrade, J. (2020a). Análise de risco da captura acidental de aves marinhas nas ZPE de Portugal Continental. Relatório Final da Ação 1, Projeto *MedAves Pesca* (relatório não publicado). *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*, Lisboa, Portugal.
- Oliveira, N., Almeida, A., Alonso, H., Constantino, E., Ferreira, A., Gutiérrez, I., Santos, A., Silva, E. & Andrade, J. (2020b). A contribution to reducing bycatch in a high priority area for seabird conservation in Portugal. *Bird Conservation International*, 31(4), pp. 1-20. Doi:10.1017/S0959270920000489.
- Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V. & Pauly, D. (2015). Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE*, 10(6). Doi:10.1371/journal.pone.0129342.
- Patenaude-Monette, M., Bélisle, M. & Giroux, J. (2014). Balancing energy budget in a central-place forager: which habitat to select in a heterogeneous environment?. *PLoS ONE*, 9(7). Doi: 10.1371/journal.pone.0102162.
- Pereira, J. M., Krüger, L., Oliveira, N., Meirinho, A., Silva, A., Ramosa, J. A. & Paiva, V. H. (2018). Using a multi-model ensemble forecasting approach to identify key marine protected areas for seabirds in the Portuguese coast. *Ocean and Coastal Management*, 153, pp. 98-107. Doi:10.1016/j.ocecoaman.2017.12.014.
- Pereira, J. M., Ramos, J. A., Marques, A. M., Ceia, F. R., Kruger, L., Votier, S. C. & Paiva, V. H. (2021). Low spatial overlap between foraging shearwaters during the breeding season and industrial fisheries off the west coast of Portugal. *Marine Ecology Progress Series*, 657, pp. 207-219. Doi: 10.3354/meps13549.
- Pérez-Roda, A., Delord, K., Boué, A., Arcos, J. M., García, D., Micol, T., Weimerskirch, H., Pinaud, D. & Louzao, M. (2017). Identifying Important Atlantic Areas for the conservation of Balearic shearwaters: Spatial overlap with conservation areas. *Deep-Sea Research Part II*, 141, pp. 285-293. Doi:10.1016/j.dsr2.2016.11.011.
- Phillips, R. A. (2013). Requisite improvements to the estimation of seabird by-catch in pelagic longline fisheries. *Animal Conservation*, 16(2), pp. 157-158. Doi:10.1111/acv.12042.
- Phillips, R., Fort, J. & Dias, M. (2022). Conservation status and overview of threats to seabirds. Conservation of Marine Birds. *Elsevier*, pp.33-56. Doi: 10.1016/B978-0-323-88539-3.00015-7.
- Piatt, J. F., Nettleship, D. N. & Threlfall, W. (1984). Net-mortality of Common Murres and Atlantic Puffins in Newfoundland, 1951-81. in Nettleship, D. N., Sanger, G. A. & Springer, P. F., *Marine Birds: Their Feeding Ecology and Commercial Fisheries Relationships*, pp. 196-207. Ottawa, Canadá: Canadian Wildlife Service (Special Publication).
- Piatt, J. F. & Nettleship, D. N. (1985). Diving depths of four alcids. *The Auk*, 102(2), pp. 293-297. Doi: 10.2307/4086771.

- Pita, C. (2014). Small-Scale Fisheries in Portugal: A Brief Overview. Em P. McConney, R. P. Medeiros, & M. Pena, *Enhancing Steward in Small-Scale Fisheries: Practices and Perspectives*, pp. 112-117. CERMES Technical Report No. 73.
- Pott, C. & Wiedenfeld, D. A. (2017). Information gaps limit our understanding of seabird bycatch in global fisheries. *Biological Conservation*, 210, pp. 192-204. Doi:10.1016/j.biocon.2017.04.002.
- Ramírez, I., P., G., Meirinho, A., Amorim, P. & Paiva, V. (2008). Áreas Marinhas Importantes para as Aves em Portugal. *Projecto LIFE04NAT/PT/000213 - Sociedade Portuguesa Para o Estudo das Aves*. Lisboa, Portugal.
- Ramírez, I., Mitchell, D., Vulcano, A., Rouxel, Y., Marchowski, D., Akmeida, A., Arcos, J. M., Cortes, V., Lange, G., Morkunas, J., Oliveira, N. & Paiva, V. H. (2024). Seabird bycatch in European waters. *Animal Conservation*. Doi: 10.1111/acv.12948.
- Regular, P., Montevecchi, W., Hedd, A., Robertson, G. & Wilhelm, S. (2013). Canadian fishery closures provide a large-scale test of the impact of gillnet bycatch on seabird populations. *Biology Letters*, 9. Doi:10.1098/rsbl.2013.0088.
- Richards, C., Cooke, R. S. & Bates, A. E. (2021). Biological traits of seabirds predict extinction risk and vulnerability to anthropogenic threats. *Global Ecology Biogeography*, 30, pp. 973-986. Doi:10.1111/geb.13279.
- Roda, M. A. P. & Gilman, E., Huntington, T., Suuronen, P., Chaloupka, M. & Medley, P. A. H. (2019). A third assessment of global marine fisheries discards. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, No. 663, Roma, Itália.
- Ropert-Coudert, Y., Grémillet, D., Ryan, P., Kato, A., Naito, Y. & Maho, Y. L. (2004). Between air and water: the plunge dive of the Cape Gannet *Morus capensis*. *Ibis*, 146, pp. 281-290.
- Ropert-Coudert, Y., Daunt, F., Kato, A., Ryan, P. G., Lewis, S., Kobayashi, K., Mori, Y., Grémillet, D. & Wanless, S. (2009). Underwater wingbeats extend depth and duration of plunge dives in northern gannets *Morus bassanus*. *Journal of Avian Biology*, 40(4), pp. 380-387. Doi: 10.1111/j.1600-048X.2008.04592.x.
- Santos, A. M. P., Borges, M. F. & Groom, S. (2001). Sardine and horse mackerel recruitment and upwelling off Portugal. *ICES Journal of Marine Science*, 58, pp. 589-596. Doi: 10.1006/jmsc.2001.1060.
- Schreiber, E. A. & Burger, J. (2001). Chapter 1 - Seabirds in the Marine Environment. in Schreiber, E. A. & Burger, J., *Biology of Marine Birds*, pp. 1-16. CRC Press.
- Shealer, D. A. (2001). Chapter 7 - Foraging Behavior and Food of Seabirds. in E. A. Schreiber, E. A. & Burger, J., *Biology of Marine Birds*, pp. 179-216. CRC Press.
- Shester, G. G. & Micheli, F. (2011). Conservation challenges for small-scale fisheries: Bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biological Conservation*, 144, pp. 1673-1681. Doi:10.1016/j.biocon.2011.02.023.
- Signa, G., Mazzola, A. & Vizzini, S. (2021). Seabird influence on ecological processes in coastal marine ecosystems: An overlooked role? A critical review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 250(107164). Doi:10.1016/j.ecss.2020.107164.

- Silva, A., Moreno, A., Riveiro, I., Santos, B., Pita, C., Rodrigues, J. G., Villasante, S., Pawlowski, E. & Duhamel, E. (2015). Sardine fisheries – Resource assessment and social and economic situation - Research for PECH Committee. *European Parliament & Directorate-General for Internal Policies of the Union*. Doi:10.2861/380993.
- Silva, A., Almeida, A. & Oliveira, N. (2022). Projeto *Life PanPuffinus* – Diário de Pesca (caderno não publicado). *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Lisboa, Portugal.
- Sousa, P., Azevedo, M. & Gomes, M. C. (2005). Demersal assemblages off Portugal: Mapping, seasonal, and temporal patterns. *Fisheries Research*, 75, pp. 120-137. Doi:10.1016/j.fishres.2005.03.012.
- Soykan, C. U., Moore, J. E., Zydalis, R., Crowder, L. B., Safina, C. & Lewison, R. L. (2008). Why study bycatch? An introduction to the Theme Section on fisheries bycatch. *Endangered Species Research*, 5, pp. 91-102. Doi:10.3354/esr00175.
- Stoklosa, J., Blakey, R. V. & Hui, F. K. C. (2022). An Overview of Modern Applications of Negative Binomial Modelling in Ecology and Biodiversity. *Diversity*, 14(5), p. 320. Doi: 10.3390/d14050320.
- Stratoudakis, Y. & Marçalo, A. (2002). Sardine slipping during purse-seining off northern Portugal. *ICES Journal of Marine Science*, 59, pp. 1256-1262. Doi: 10.1006/jmsc.2002.1314.
- Suazo, C. G., Cabezas, L. A., Carlos A. Moreno, C. A., Arata, J. A., Luna-Jorquera, G., Simeone, A., Adasme, L., Azócar, J., García, M., Yates, O. & Robertson, G. (2014). Seabird Bycatch in Chile: A Synthesis of its Impacts and a Review of Strategies to Contribute to the Reduction of a Global Phenomenon. *Pacific Seabirds*, 41(1-2), pp. 1-12.
- Swimmer, Y., Zollett, E. A. & Gutierrez, A. (2020). Bycatch mitigation of protected and threatened species in tuna purse seine and longline fisheries. *Endangered Species Research*, 43, pp. 517-542. Doi:10.3354/esr01069.
- Tasker, M. L., Camphuysen, C. J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W. A. & Blaber, S. J. (2000). The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 531–547. 2000, 53, pp. 531-547. Doi:10.1006/jmsc.2000.00714.
- Teixeira, C. M., Gamito, R., Leitão, F., Murta, A. G., Cabral, H. N., Erzini, K. & Costa, M. J. (2016). Environmental influence on commercial fishery landings of small pelagic fish in Portugal. *Regional Environmental Change*, 16, pp. 709-716. Doi:10.1007/s10113-015-0786-1.
- Torres, L. G., Sagar, P. M., Thompson, D. R. & Phillips, R. A. (2013). Scaling down the analysis of seabird-fishery interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 473, pp. 275-289. Doi: 10.3354/meps10071.
- Trembley, Y., Thiebault, A., Mullers, R. & Pistorius, P. (2014). Bird-Borne Video-Cameras Show That Seabird Movement Patterns Relate to Previously Unrevealed Proximate Environment, Not Prey. *PLoS ONE* 9(2). Doi:10.1371/journal.pone.0088424.
- Veiga-Malta, T., Szalaj, D., Angélico, M. M., Azevedo, M., Farias, I., Garrido, S., Lourenço, S., Marçalo, A., Marques, V., Moreno, A., Oliveira, P. B., Paiva, V. H., Silva, C., Sobrinho-Gonçalves, L., Vingada, J. & Silva, A. (2019). First representation of the trophic structure and functioning of the Portuguese continental shelf ecosystem: insights into the role of sardine. *Marine Ecology Progress Series*, 617-618, pp. 323-340. Doi:10.3354/meps12724.

- Veit, R. R. & Harrinson, N. M. (2017). Positive interactions among foraging seabirds, marine mammals and fishes and implications for their conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5. Doi: 10.3389/fevo.2017.00121.
- Vingada, J., Marçalo, A., Ferreira, M., Eira, C., Henriques, A., Miodonski, J., Oliveira, N., Marujo, D., Almeida, A., Barros, N., Oliveira, I., Monteiro, S., Araújo, H. & Santos, J. (2012). Capítulo I: Interações entre espécies-alvo e as pescas. Anexo ao relatório intercalar do projeto LIFE MarPro PT/NAT/00038.
- Votier, S. C., Bicknell, A., Cox, S. L., Scales, K. L. & Patrick, S. C. (2013). A Bird's Eye View of Discard Reforms: Bird-Borne Cameras Reveal Seabird/Fishery Interactions. *PLoS ONE*, 8(3). Doi:10.1371/journal.pone.0057376.
- Votier, S. C. & Sherley, R. B. (2017). Seabirds. *Current Biology*, 27(11), pp. 448-450. Doi:10.1016/j.cub.2017.01.042.
- Wagner, E. L. & Boersma, P. D. (2011). Effects of Fisheries on Seabird Community Ecology. *Reviews in Fisheries Science*, 19(3), pp. 157-167. Doi:10.1080/10641262.2011.562568.
- Waugh, S. M., Filippi, D. P., Blyth, R. & Filippi, P. F. (2011). Assessment of Bycatch in Gill Net Fisheries. *Convention on Migratory Species - Tenth Meeting on the Conference of the Parties. Bergen, Noruega*.
- Wilson, S. M., Raby, G. D., Burnett, N. J., Hinch, S. G. & Cooke, S. J. (2014). Looking beyond the mortality of bycatch: sublethal effects of incidental capture on marine animals. *Biological Conservation*, 171, pp. 61-72. Doi:10.1016/j.biocon.2014.01.020.
- Wise, L., Galego, C., Katara, I., Marçalo, A., Meirinho, A., Monteiro, S. S., Oliveira, N., Santos, J., Rodrigues, P., Araújo, H., Vingada, J. & Silva, A. (2019). Portuguese purse seine fishery spatial and resource overlap with top predators. *Marine Ecology Progress Series*, 617-618, pp. 183-198. Doi: 10.3354/meps12656.
- Young, L. C. & Ballance, L. T. (2023). Chapter 1 - Ecology of marine birds. In Young, L. & VanderWerf, E., *Conservation of Marine Birds*, pp. 3-27. Elsevier.
- Zhao, G., Yang, H., Yang, J., Zhang, L. & Yang, X. (2021). A data-based adjustment for Fisher Exact Test. *European Journal of Statistics*, 1, pp. 74-107. Doi: 10.28924/ada/stat.1.74.
- Zhou, X. Y., Lei, K. & Meng, W. (2017). An approach of habitat degradation assessment for characterization on coastal habitat conservation tendency. *Science of Total Environment*, 593-594, pp. 618-623. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.212.
- Zhou, C., Jiao, Y. & Browder, J. (2019). How much do we know about seabird bycatch in pelagic longline fisheries? A simulation study on the potential bias caused by the usually unobserved portion of seabird bycatch. *PLoS ONE*, 14(8). Doi:10.1371/journal.pone.0220797.
- Zydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M. & Garthe, S. (2009). Bycatch in gillnet fisheries – An overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation*, 142, pp. 1269-1281. Doi:10.1016/j.biocon.2009.02.025.
- Zydelis, R., Small, C. & French, G. (2013). The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation*, 162, pp. 76-88. Doi:10.1016/j.biocon.2013.04.002.

## 8. ANEXOS

### ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1 – Atividades exercidas pelo estagiário -----	67
ANEXO 2 – Descrição completa da metodologia adotada nos embarques -----	68
ANEXO 3 - Modelo de Diário de Pesca -----	70
ANEXO 4 - Modelo de Inquérito -----	71
ANEXO 5 – Dados adicionais sobre as medidas de mitigação avaliadas -----	73
ANEXO 6 - Dados adicionais das alagens de tresmalho monitorizadas por meio de embarques e com recolha de aves capturadas -----	75
ANEXO 7 - Dados adicionais das alagens de tresmalho monitorizadas por meio de diários de pesca e com recolha de aves capturadas -----	77
ANEXO 8 - Dados adicionais das capturas acidentais de aves marinhas em eventos controlo e experimentais com redes de tresmalho, para cada medida de mitigação -----	79
ANEXO 9 - Valores de AIC para modelos completos, reduzidos e nulos -----	81

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 8.1:</b> Exemplar de uma ficha de diário de bordo.....	70
<b>Figura 8.2:</b> Exemplar de um inquérito realizado aos mestres das embarcações (1).....	71
<b>Figura 8.3:</b> Exemplar de um inquérito realizado aos mestres das embarcações (2).....	72
<b>Figura 8.4:</b> Principais componentes e ações no processo de montagem do papagaio afugentador.....	73
<b>Figura 8.5:</b> Papagaio afugentador pairando.....	74
<b>Figura 8.6:</b> Material para a gestão das rejeições .....	74

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 8.1:</b> Atividades realizadas pelo estagiário no decorrer do estágio final de mestrado.....	67
<b>Tabela 8.2:</b> Dados espaço-temporais das alagens de redes de tresmalho com recolha de aves capturadas acidentalmente, por meio de embarques .....	75
<b>Tabela 8.3:</b> Número de capturas e taxa de captura acidental (TCA) para a torda-mergulheira em eventos com redes de 1 pano .....	76
<b>Tabela 8.4:</b> Dados espaço-temporais das alagens de redes de tresmalho com recolha de aves capturadas acidentalmente, por meio de diários de pesca .....	77
<b>Tabela 8.5:</b> Dados espaço-temporais das alagens de redes de 1 pano com recolha de aves capturadas acidentalmente, por meio de diários de pesca .....	78
<b>Tabela 8.6:</b> Dados adicionais dos eventos de tresmalho (controlo e experimentais), com recolha de aves capturadas acidentalmente, no âmbito da avaliação da eficácia do papagaio afugentador .....	79
<b>Tabela 8.7:</b> Dados adicionais dos eventos de tresmalho (controlo e experimentais), com recolha de aves capturadas acidentalmente, no âmbito da avaliação da eficácia da gestão controlada de rejeições .....	80
<b>Tabela 8.8:</b> Valores de AIC dos modelos completos, reduzidos e nulos para cada espécie em cada arte de pesca analisada .....	81

## ANEXO 1 – ATIVIDADES EXERCIDAS PELO ESTAGIÁRIO

No decorrer do estudo, o estagiário teve a oportunidade de colaborar em diferentes atividades, tanto associadas diretamente ao projeto *Life PanPuffinus*, como integradas em iniciativas paralelas, encontrando-se assim em comunhão com a estrutura e funcionalidade da SPEA (tabela 8.1).

Tabela 8.1: Atividades realizadas pelo estagiário no decorrer do estágio final de mestrado.

<b>Tipo</b>	<b>Função</b>	<b>Descrição</b>
Projeto <i>Life PanPuffinus</i>	<b>Observador a bordo</b>	Auxílio na recolha de dados a bordo das embarcações de pesca, segundo a metodologia já descrita para os embarques. Participação num total de 3 embarques operando com redes de emalhar (1 na Figueira da Foz e 2 em Nazaré), sob a orientação da supervisora Flávia Carvalho.
Projeto <i>Life PanPuffinus</i>	<b>Análise e submissão de dados</b>	Auxílio na análise e submissão dos dados obtidos por meio de diários de pesca numa plataforma de registo própria.
Atividade paralela	<b>Censos de Coelho</b>	Auxílio na realização de censos de coelhos na Zona de Caça de Terrugem. Identificação, georreferenciação e contagem do número médio de excrementos como <i>proxy</i> da dimensão das populações locais.

## ANEXO 2 – DESCRIÇÃO COMPLETA DA METODOLOGIA ADOTADA NOS EMBARQUES

Para cada embarque (correspondente ao período entre o momento de saída do porto de pesca e o retorno a esse mesmo porto), 1-2 observadores treinados e com conhecimentos na área, acompanharam toda a viagem, procedendo à recolha de um conjunto de dados previamente estabelecidos e seguindo um protocolo padronizado. Os dados foram registados com recurso a um *tablet* e diretamente num formulário digital produzido para o efeito em ambiente *CyberTracker* (v.3.533). Cada embarque foi identificado por um número único. A informação relativa à data (dia/mês/ano), hora e posição geográfica (latitude e longitude) foi registada automaticamente pelo aparelho. Para cada embarque foi registado a data de início, o porto de saída, o porto de entrada, nome da embarcação e respetiva matrícula, mestre e função. Alguns dados referentes às condições do meio envolvente foram igualmente registados. A amplitude da ondulação em metros (m), a intensidade e direção do vento (escala de *Beaufort*) e a temperatura ambiente em graus Celcius (°C) foram consultadas na plataforma *Windguru* (<https://www.windguru.cz>). De 30 em 30 minutos, ou sempre que ocorresse um novo evento de pesca, as condições meteorológicas, a nebulosidade e o nível de visibilidade, bem como a presença, número e função de outras eventuais embarcações na área, foram averiguados. O observador teve ainda de se enquadrar espacialmente, fornecendo dados relativos às condições existentes para a recolha de dados, nomeadamente a sua posição na embarcação, o campo de visão e o *glare* na superfície da água à esquerda e direita do ponto onde se encontrava.

À semelhança dos embarques, cada evento de pesca foi identificado por um número próprio (gerado automaticamente), e ainda localizado espacialmente segundo um par de coordenadas de latitude e longitude, obtido por GPS no próprio *tablet* de registo. A data e as horas de início e fim foram apontadas automaticamente consoante o início e encerramento da inserção de dados. No início de cada evento, os observadores registaram o tipo de lastre e de flutuação, a profundidade da arte e do fundo (m), oferecidas pelo mestre (ou no caso da segunda, também por meio da leitura da sonda a bordo, se existente), o tipo de atividade (cerco no caso das redes de cerco, e largada ou alagem para as redes de 1 pano e de tresmalho) e o tipo de arte usada. No caso da operação com redes de emalhar, anotaram-se ainda a classe da malhagem, cor, tipo (mono ou multifilamento) e espessura do filamento em milímetros (mm), o tempo em que a arte permaneceu submersa (min), o número de redes envolvidas e respetivos comprimentos (m) e alturas (cm), bem como ainda o comprimento da madre (m), ou seja, o comprimento total de todo o conjunto de redes, caso aplicado. No caso de operações com redes de cerco, quantificou-se o número de redes em uso e os respetivos comprimentos (m) e alturas (cm). Para os casos em que uma medida de mitigação esteve a ser avaliada, foi fundamental caracterizar o evento como sendo experimental ou controlo, identificando a medida em estudo.

Relativamente às capturas acidentais de aves marinhas, procedeu-se à identificação das espécies obtidas e à contabilização do número total de exemplares recolhidos a bordo na alagem das redes, bem como o estado em que se encontravam (vivas ou mortas), a zona da rede onde ficaram presos (topo, meio ou base), idade e sexo (se for possível) e o fim reservado (estando já mortas, as vítimas costumam ser simplesmente rejeitadas, enquanto que se ainda estiverem vivas, e dependendo do seu estado, podem ser libertadas diretamente na natureza ou transportadas para um centro de reabilitação).

A recolha de dados sobre a interação das aves com as artes de pesca ou embarcação foi feita ao longo de todo o embarque entre o nascer e o pôr do sol, segundo intervalos de 15 minutos, com o auxílio de binóculos e quando a visibilidade era superior a 300m. Para cada período de contagem, foi registado o momento da pesca: navegação (período em que a embarcação apenas se deslocava, sem a ocorrência de nenhum evento de pesca); realização de um evento de pesca propriamente dito. As observações foram agrupadas em bandas de distância (0-20 m; 20-50 m; 50-100 m; 100-200 m; 200-300 m; > 300 m), com

a calibração das distâncias sendo feita regularmente ao longo de cada embarque, com recurso a um medidor de distâncias. O comportamento foi registado em três tipos: voo direcionado (voo numa direção bem definida e sem interação com a embarcação ou a arte de pesca); voo circular ao redor do barco ou arte de pesca; ave pousada na água. Foi igualmente registada a hora e data. Atendendo a estes pressupostos, foi definido que uma ave efetivamente interagiu quando observada efetuando um voo circular ao redor do barco ou quando estava pousada na água no decorrer de um evento de pesca, a uma distância máxima de 300 m da embarcação.

No que toca ao pescado capturado (envolvendo essencialmente peixes, moluscos e crustáceos), o observador identificou e registou as espécies obtidas e respetivas quantidades, o estado em que se encontram (vivos ou mortos) e o fim a que se destinam (venda, rejeição ou mantidos a bordo), bem como o motivo para tal decisão, caso seja importante realçar. Informações referentes ao peso em quilogramas (Kg) e o valor final em euros (€) foram posteriormente divulgadas à equipa pelo mestre da embarcação correspondente, assim que o pescado fosse descarregado e vendido na lota.

Com o regresso a terra firme, o embarque dá-se como finalizado, restando ao observador apenas registar devidamente o porto de chegada, se o dia de entrada no porto difere do de saída, o comprimento (m) e ano da embarcação, o número de tripulantes, coletes salva-vidas e boias de salvação, a lotação da balsa, a altura do ponto de observação (m), a presença a bordo de GPS, sonda, diário de pesca, caixa azul e Kit SOS, a potência do motor (cavalos), o tipo de combustível usado e respetivo consumo em litros por hora (L/h) e ainda a quantidade de água usada (L). Foi importante ainda indicar como o peixe foi acondicionado e a dimensão da arca (L) na qual tal foi feito, além da existência ou não de um recipiente para resíduos e separação, acompanhado pela anotação do seu tamanho (L).

Por fim, foi importante reportar eventuais episódios de agressão por parte de um ou mais tripulantes para com o observador ou entre membros da tripulação, se o pescado foi distribuído de forma equitativa pelos tripulantes e se houve casos de perda e/ou recuperação de artes, ou até mesmo a recolha de material de pesca abandonado.

Uma vez em casa, a prioridade do observador consistiu em aceder a um local com internet, de forma a enviar diretamente os dados e assim encerrar definitivamente a sua função.

## ANEXO 3 – MODELO DE DIÁRIO DE PESCA

A figura 8.1 apresenta um exemplar de uma ficha de diário de bordo, dada aos mestres de cada embarcação envolvida no projeto, no sentido de a preencherem com dados úteis sobre os eventos de pesca e eventuais capturas acidentais observadas.

<b>Data</b> _____		<b>Embarcação</b> _____		<b>Porto</b> _____		
<b>Início do dia de pesca:</b> ____:____:____ <b>Fim:</b> ____:____:____						
<b>1. Que arte de pesca está a usar? (selecionar apenas 1 opção)</b>						
<b>1.1 Redes de emalhar</b>			<b>1.2 Cerco</b>			
<input type="checkbox"/> <i>Um pano</i>			<input type="checkbox"/>			
<input type="checkbox"/> <i>Dois panos</i>						
<input type="checkbox"/> <i>Tresmalho</i>						
<b>2. Quantas artes foram utilizadas?</b>						
Nº do evento	Hora de alagem	Coordenadas do pesqueiro		Profundidade da arte (braças)	Tempo da arte na água (horas)	Comprimento total das redes (metros)
		Latitude	Longitude			
<b>3. Que espécies de aves, golfinhos e/ou tartarugas ficaram presas nas artes?</b>						
<input type="checkbox"/> Nenhum/não ficaram						
<i>Por favor detalhe a espécie e o número de animais capturados (em caso de dúvida tirar foto e enviar/mostrar ao biólogo responsável):</i>						
Nº do evento	Espécie	Nº	Posição na arte*	Vivas/mortas	Largada/ arte na água/ alagem	
<b>*Posição na arte:</b> junto à boia/restante rede.						
<b>Notas:</b> <i>(Aqui pode colocar danos que tenham ocorrido na arte e outras informações relevantes)</i>						
_____						
_____						

Figura 8.1: Exemplar de uma ficha de diário de bordo. Cada uma destas fichas equivale a um evento de pesca, devendo ser preenchida pelo mestre da embarcação com dados úteis referentes ao mesmo, bem como à ocorrência ou não de capturas acidentais, sendo que a primeira opção é acompanhada por um pequeno conjunto de informações que permite descrevê-las. Para os casos em que está a ser testada uma medida de mitigação, tal deve ser indicado no fundo da ficha, na secção das “Notas”. Fonte: Silva, E., Almeida, A. & Oliveira, N. (2022). Projeto *Life PanPuffinus* – Diário de Pesca (caderno não publicado). *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Lisboa, Portugal.

## ANEXO 4 – MODELO DE INQUÉRITO

As figuras 8.2 e 8.3 apresentam um conjunto de questões filtradas (de acordo com o âmbito deste relatório e o tipo de dados analisados), partilhadas à comunidade piscatória por meio de inquéritos, numa primeira fase do projeto, oferecendo assim um modelo de referência simplificado da estrutura e conteúdo que este documento apresenta.



### ESTUDO DE INTERACÇÕES ENTRE GOLFINHOS, BALEIAS E AVES MÁRINHAS COM A PESCA

Data \_\_\_\_\_ Porto \_\_\_\_\_ Embarcação \_\_\_\_\_ Inquérito nº \_\_\_\_\_

Este questionário pretende conhecer alguns aspectos sobre o seu trabalho, a actividade da pesca em Portugal e a possível interferência dos golfinhos, baleias, aves e outros animais com a pesca. A informação é referente apenas aos últimos **3 meses** de faina. *(deve ser respondido apenas pelo mestre da embarcação)*

Toda a informação será tratada confidencialmente.

**1. Que arte de pesca está a usar?**  
*Preencher um inquérito por cada arte, caso o mestre opere diferentes artes, preencher os correspondente número de inquéritos:*

<p><b>1. Redes de emalhar</b></p> <p><input type="checkbox"/> um pano</p> <p><input type="checkbox"/> fundeada</p> <p><input type="checkbox"/> superfície</p> <p><input type="checkbox"/> tresmalho</p>	<p><input type="checkbox"/> derivante</p> <p><input type="checkbox"/> meia-água</p> <p><input type="checkbox"/> Fundo</p> <p><input type="checkbox"/> _____</p>	<p><input type="checkbox"/> <b>2. Rede de arrasto</b></p> <p><input type="checkbox"/> <b>3. Rede de cerco</b></p> <p><input type="checkbox"/> <b>4. Palangre de fundo</b></p> <p><input type="checkbox"/> <b>5. Palangre de superfície</b></p> <p><input type="checkbox"/> <b>6. Covos</b></p> <p><input type="checkbox"/> <b>7. Alcatruzes</b></p> <p><input type="checkbox"/> <b>8. Xávega</b></p>
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

**2. Quantos dias a arte esteve na água nos últimos 3 meses:**

\_\_\_\_\_

**3. Caracterização da arte de pesca:**

<b>Rede de emalhar</b>	Nº redes _____	Altura (cm) _____	Comprimento (m) _____
	Filamento (mono/multi) _____	Cor _____	Espessura (mm) _____
<b>Rede de arrasto</b>	Nº lances/dia _____	Comprimento da rede (m) _____	
<b>Rede de cerco</b>			
<b>Arte de Xávega</b>			
<b>Palangres</b>	Nº de anzóis _____	Comprimento da madre (m) _____	
<b>Covos/alcatruzes</b>	Nº de alcatruzes/armadilhas _____		

**4. Que comprimento tem o barco em que trabalha?**

metros |

**5. Indique no mapa a área onde costuma pescar com mais frequência?**

Figura 8.2: Exemplo de um inquérito realizado aos mestres das embarcações (1). Documento disponibilizado pela SPEA.

**6. Que espécies captura?**

<input type="checkbox"/> Abrótea	<input type="checkbox"/> Linguado	<input type="checkbox"/> Raia	<input type="checkbox"/> Tubarões	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Areeiro	<input type="checkbox"/> Lula	<input type="checkbox"/> Robalo	<input type="checkbox"/> Verdinho	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Badejo	<input type="checkbox"/> Pargo	<input type="checkbox"/> Ruivo	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Carapau	<input type="checkbox"/> Pata-roxa	<input type="checkbox"/> Salmonete	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Cavala	<input type="checkbox"/> Peixe-espada	<input type="checkbox"/> Sarda	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Cherne	<input type="checkbox"/> Peixe-galo	<input type="checkbox"/> Sardinha	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Choco	<input type="checkbox"/> Pescada	<input type="checkbox"/> Sargo	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Dourada	<input type="checkbox"/> Polvo	<input type="checkbox"/> Solha	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Faneca	<input type="checkbox"/> Pota	<input type="checkbox"/> Tainha	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____

**7. As aves marinhas costumam ficar presas nas artes?**

Sim     Não     Não sei    *-> se a resposta é não/não sei ir para pergunta 8*

**8. Que espécies de aves ficam presas nas artes?** Não sei

*Por favor detalhe o número de animais capturados nos últimos 3 meses:*

<input type="checkbox"/> Alcatraz – nº de capturas _____	<input type="checkbox"/> Painhos – nº de capturas _____
<input type="checkbox"/> Airo/Torda – nº de capturas _____	<input type="checkbox"/> Pardela – nº de capturas _____
<input type="checkbox"/> Cagarra – nº de capturas _____	<input type="checkbox"/> Pato-preto – nº de capturas _____
<input type="checkbox"/> Corvo-marinho – nº de capturas _____	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Gaivota – nº de capturas _____	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Garajau – nº de capturas _____	<input type="checkbox"/> _____
<input type="checkbox"/> Moleiro/Alcaide – nº de capturas _____	<input type="checkbox"/> _____

**9. As aves são tiradas da arte vivas ou mortas?**

% vivas \_\_\_\_\_    % mortas \_\_\_\_\_     Não sei

**10. Os golfinhos costumam ficar presos nas artes?**

Sim     Não     Não sei    *-> se a resposta é não/não sei ir para pergunta 11*

---

**20. Onde costuma capturar aves marinhas? Por favor indique as quadrículas no mapa.**

Nº das quadrículas - \_\_\_\_\_

Figura 8.3: Exemplar de um inquérito realizado aos mestres das embarcações (2). Documento disponibilizado pela SPEA

## ANEXO 5 – DADOS ADICIONAIS SOBRE AS MEDIDAS DE MITIGAÇÃO AVALIADAS

A figura 8.4 ilustra o procedimento de montagem do papagaio afugentador, realizado no início de todos os embarques com monitorização de eventos experimentais. Por sua vez, a figura 8.5 apresenta o papagaio afugentador já instalado e pairando com o auxílio do vento, simulando a presença de uma ave de rapina.

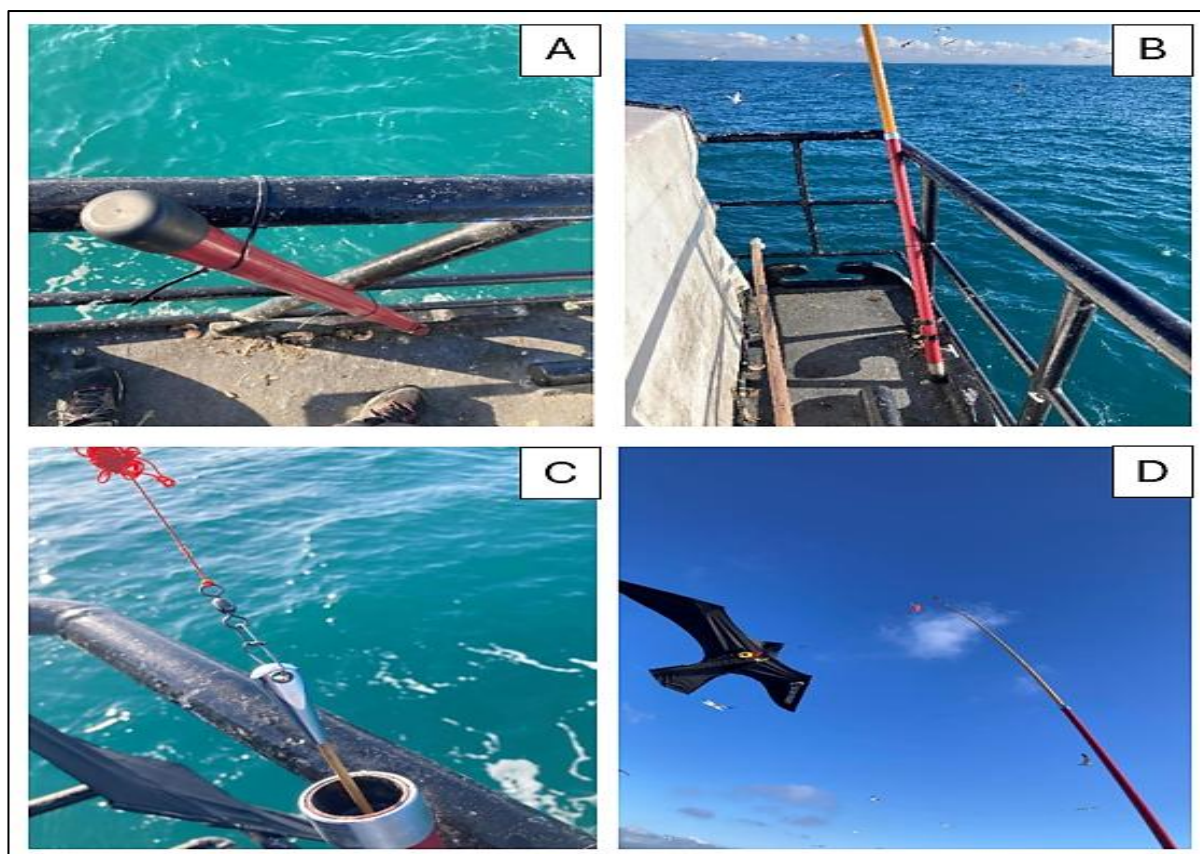


Figura 8.4: Principais componentes e ações no processo de montagem do papagaio afugentador. (A) – a vara telescópica servirá de base para o suporte do papagaio, permanecendo presa à embarcação com o auxílio de uma braçadeira, na vertical ou ligeiramente inclinada, e preferencialmente num local perto da popa e de fácil acesso; (B) – uma vez fixa, a vara é extensível e facilmente controlável; (C) uma vez a bordo, o observador fica encarregue de remover a tampa de borracha da vara e de prender o papagaio à mesma, por meio do fino cabo (fio vermelho) que se encontra acoplado à medida mitigadora, com 50 cm de comprimento; (D) uma vez fixo, basta apenas estender a vara até à altura pretendida (máximo de 6 m), deixando a movimentação da embarcação e a força do próprio vento contribuírem para que o papagaio permaneça pairando no ar. Imagens disponibilizadas diretamente pela SPEA.

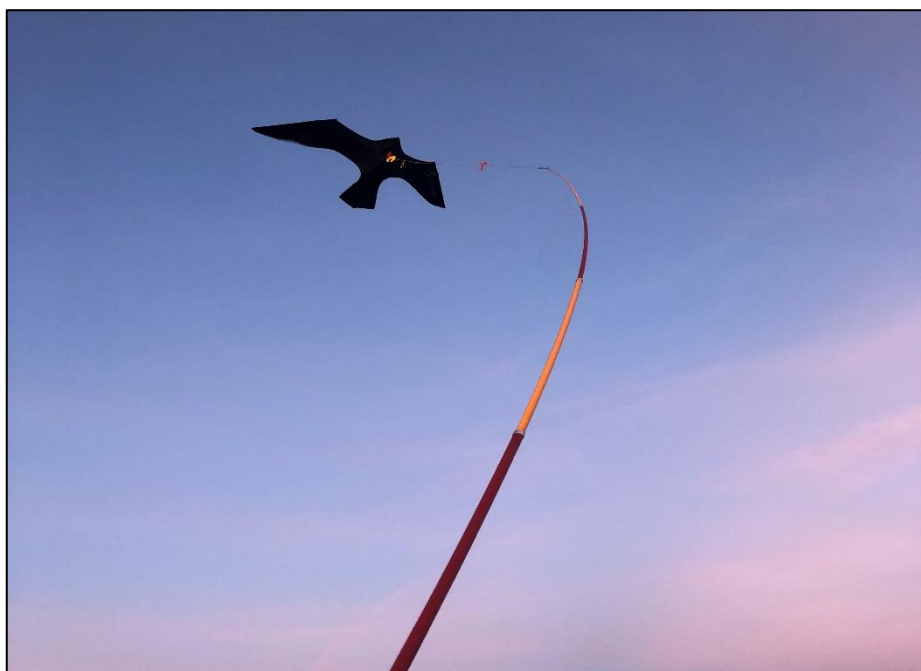


Figura 8.5: Papagaio afugentador pairando. Foto de autoria própria.

A figura 8.6 ilustra o tipo de recipientes usados para guardar as rejeições durante os eventos de pesca, de forma a gerir a libertação das mesmas.



Figura 8.6: : Material para a gestão das rejeições. Caixa com rejeições (seta vermelha), ao lado de recipientes com pescado para venda (esquerda); balde com rejeições acumuladas para futura libertação (direita). Imagens disponibilizadas diretamente pela SPEA.

## ANEXO 6 – DADOS ADICIONAIS DAS ALAGENS DE TRESMALHO MONITORIZADAS POR MEIO DE EMBARQUES E COM RECOLHA DE AVES CAPTURADAS

Para todas as espécies com capturas acidentais reportadas para redes de tresmalho (segundo o trabalho de monitorização em embarques), a tabela 8.2 compila com mais detalhe, dados espaço-temporais associados a cada uma das alagens nas quais foram recolhidas exemplares emaranhados.

Tabela 8.2: Dados espaço-temporais das alagens de redes de tresmalho com recolha de aves capturadas acidentalmente, por meio de embarques. A seguinte tabela compila alguns dados referentes às condições físicas (distância à linha de costa e profundidade) e temporais (mês, ano e período fenológico) para as quais procedeu-se à alagem de redes de tresmalho com registos de aves marinhas emaranhadas e recolhidas para bordo. Cada linha de dados na tabela equivale a uma alagem. Simbologia: I (Invernada); M (migração); R (Reprodução).

Capturas	Distância à linha de costa (km)	Profundidade (m)	Mês	Ano	Período Fenológico
<b>Alcatraz</b>					
1	10,11	68,4	Novembro	2022	I
2	13,07	75,6	Janeiro	2023	M
1	17,76	45	Fevereiro	2023	M
1	23,64	99	Fevereiro	2023	M
6	10,91	67,7	Março	2023	R
2	14,65	66,6	Abril	2023	R
1	1,85	13	Maio	2023	R
<b>Larus sp.</b>					
1	2,12	16	Maio	2022	R
2	10,11	60,4	Novembro	2022	I
1	10,06	80	Novembro	2022	I
3	17,76	45	Fevereiro	2023	M
2	5,85	27	Dezembro	2023	I
<b>Pardela-balear</b>					
3	2,12	16	Maio	2022	R
2	13,07	75,6	Janeiro	2023	R
2	6,63	30	Janeiro	2023	R
<b>Airo</b>					
1	8,15	65,8	Dezembro	2023	M
3	8,40	41	Dezembro	2023	M
<b>Torda-mergulheira</b>					
2	8,40	41	Dezembro	2023	I <sup>7</sup>
<b>Negrola</b>					
2	1,85	13	Maio	2023	R <sup>8</sup>

<sup>7</sup> Períodos fenológicos definidos de acordo com a informação presente em Oliveira *et al.* (2020a) e indicações fornecidas pela equipa técnica da SPEA: época reprodutiva (maio-setembro); invernada (novembro-fevereiro); migração (restantes meses).

<sup>8</sup> Períodos fenológicos definidos de acordo com a informação presente em Meirinho *et al.* (2014): época reprodutiva (maio-agosto); invernada (novembro-fevereiro); migração (restantes meses).

Relativamente ao único caso de captura acidental em redes de 1 pano, referente a uma só torda-mergulheira, a tabela 8.3 lista os valores de taxa de captura acidental associados.

Tabela 8.3: Número de capturas e taxa de captura acidental (TCA) para a torda-mergulheira em eventos com redes de 1 pano. Considera-se um total de 5 embarcações de pesca, 29 eventos com redes de 1 pano, 19 dias de pesca\*embarcação, um comprimento total de linha de 55260 km e um período total de 133 horas em que as redes permaneceram submersas.

Espécie	N aves capturadas	TCA (aves/dia de pesca)	TCA (aves/evento)	TCA [(aves/ km*h)*100 000]
Torda-mergulheira	1	0,053	0,034	0,012

**ANEXO 7 – DADOS ADICIONAIS DAS ALAGENS DE TRESMALHO MONITORIZADAS POR MEIO DE DIÁRIOS DE PESCA E COM RECOLHA DE AVES CAPTURADAS**

Para todas as espécies com capturas acidentais reportadas para redes de tresmalho (segundo o preenchimento de diários de pesca), a tabela 8.4 compila com mais detalhe, dados espaço-temporais associados a cada uma das alagens nas quais foram recolhidas exemplares emaranhados.

Tabela 8.4: Dados espaço-temporais das alagens de redes de tresmalho com recolha de aves capturadas acidentalmente, por meio de diários de pesca. A seguinte tabela compila alguns dados referentes às condições físicas (distância à linha de costa e profundidade) e temporais (mês, ano e período fenológico) para as quais procedeu-se à alagem de redes de tresmalho com registos de aves marinhas emaranhadas e recolhidas para bordo. Cada linha de dados na tabela equivale a uma alagem. Simbologia: I (Invernada); M (migração); R (Reprodução).

<b>Capturas</b>	<b>Distância à linha de costa (km)</b>	<b>Profundidade (m)</b>	<b>Mês</b>	<b>Ano</b>	<b>Período Fenológico</b>
<b>Alcatraz</b>					
2	20,75	63	Março	2022	R
3	14,81	72	Março	2022	R
1	14,81	72	Março	2022	R
2	5,97	18	Maio	2022	R
1	9,54	36	Maio	2022	R
2	4,43	18	Maio	2022	R
1	2,34	22	Junho	2022	R
1	10,24	36	Junho	2022	R
1	6,73	32	Junho	2022	R
1	49,46	145	Junho	2022	R
1	45,84	138	Julho	2022	R
1	17,61	82,30	Julho	2023	R
2	18,58	82,30	Fevereiro	2023	M
2	17,10	82,30	Fevereiro	2023	M
1	17,34	82,30	Fevereiro	2023	M
3	22,00	100,60	Fevereiro	2023	M
2	17,52	--	Fevereiro	2023	M
2	5,21	27,40	Fevereiro	2023	M
2	0,76	27,40	Outubro	2023	M
3	6,43	27,40	Outubro	2023	M
27	9,68	67,70	Outubro	2023	M
90	9,68	64	Outubro	2023	M
3	8,50	64	Novembro	2023	I
3	7,01	48	Novembro	2023	I
<b>Larus sp.</b>					
2	8,74	36	Maio	2022	R
1	5,59	27	Junho	2022	R
2	9,62	34	Junho	2022	R
1	37,49	126	Agosto	2022	R
3	17,20	82,3	Janeiro	2023	I
5	18,58	82,3	Fevereiro	2023	M
1	0,76	27,4	Outubro	2023	M
1	5,84	27,4	Outubro	2023	M

<b>Capturas</b>	<b>Distância à linha de costa (km)</b>	<b>Profundidade (m)</b>	<b>Mês</b>	<b>Ano</b>	<b>Período Fenológico</b>
<b>Airo</b>					
3	14,99	63	Maio	2022	R
1	6,13	36	Maio	2022	R
2	8,89	45	Maio	2022	R
3	5,12	19,80	Junho	2022	R
2	2,84	18	Junho	2022	R
2	2,77	36	Agosto	2022	R
<b>Torda-mergulheira</b>					
1	0,70	16	Novembro	2023	I
<b>Torda-mergulheira/airo</b>					
1	6,51	36,60	Setembro	2023	R
<b>Negrola</b>					
2	3,54	18	Maio	2022	R

Para todas as espécies com capturas acidentais reportadas para redes de 1 pano (segundo o preenchimento de diários de pesca), a tabela 8.5 compila com mais detalhe, dados espaço-temporais associados a cada uma das alagens nas quais foram recolhidas a bordo exemplares emaranhados.

Tabela 8.5: Dados espaço-temporais das alagens de redes de 1 pano com recolha de aves capturadas acidentalmente, por meio de diários de pesca. A seguinte tabela compila alguns dados referentes às condições físicas (distância à linha de costa e profundidade) e temporais (mês, ano e período fenológico) para as quais procedeu-se à alagem de redes de tresmalho com registos de aves marinhas emaranhadas e recolhidas para bordo. Cada linha de dados da tabela equivale a uma alagem. Simbologia: I (Invernada); M (migração); R (Reprodução).

<b>Capturas</b>	<b>Distância à linha de costa (km)</b>	<b>Profundidade (m)</b>	<b>Mês</b>	<b>Ano</b>	<b>Período Fenológico</b>
<b>Alcatraz</b>					
2	46,10	144	Julho	2022	R
1	39,23	126	Agosto	2022	R

**ANEXO 8 – DADOS ADICIONAIS DAS CAPTURAS ACIDENTAIS DE AVES MARINHAS EM EVENTOS CONTROLO E EXPERIMENTAIS COM REDES DE TRESMALHO, PARA CADA MEDIDA DE MITIGAÇÃO**

Para todas as espécies com capturas acidentais reportadas para redes de tresmalho controlo/experimentais, as tabelas 8.6 e 8.7 compilam com mais detalhe, dados adicionais associados aos eventos nos quais foram recolhidas a bordo exemplares emaranhados e associados à avaliação da eficácia do papagaio afugentador. Por sua vez, a tabela 8.7 compila dados adicionais para os eventos associados à avaliação da eficácia da gestão controlada de rejeições.

Tabela 8.6: Dados adicionais dos eventos de tresmalho (controlo e experimentais), com recolha de aves capturadas acidentalmente, no âmbito da avaliação da eficácia do papagaio afugentador. A seguinte tabela compila alguns dados referentes ao tipo de alagem e à profundidade, mês e período fenológico nos quais foram reportadas capturas acidentais de aves marinhas, no âmbito da avaliação da eficácia do papagaio afugentador. Adicionalmente, para cada caso, encontram-se ainda algumas observações sobre o estado em que as aves foram encontradas e o tipo de evento onde a captura muito provavelmente ocorreu. Cada linha de dados na tabela equivale a uma alagem. Simbologia: C (controlo); E (Experimental); I (Invernada); M (migração); R (Reprodução).

<b>Capturas</b>	<b>Alagem</b>	<b>Profundidade (m)</b>	<b>Mês</b>	<b>Período Fenológico</b>	<b>Observações</b>
<b>Alcatraz</b>					
1	E	54	Novembro	I	Morto. Capturado na largada C
1	E	54	Janeiro	M	Morto. Capturado na largada C
1	C	59,4	Janeiro	M	Morto. Capturado na largada E
1	C	64	Abril	R	Morto. Capturado na largada C
<b>Airo</b>					
3	C	41	Dezembro	M	Mortos, porém frescos. Capturados na alagem C
<b>Torda-mergulheira</b>					
2	C	41	Dezembro	M	Vivos. Capturados na alagem C
1	C	59,4	Janeiro	I	Morto, porém fresco. Capturado na alagem C

Tabela 8.7: Dados adicionais dos eventos de tresmalho (controle e experimentais), com recolha de aves capturadas acidentalmente, no âmbito da avaliação da eficácia da gestão controlada de rejeições. A seguinte tabela compila alguns dados referentes ao tipo de alagem e à profundidade, mês e período fenológico nas quais foram reportadas capturas acidentais de aves marinhas, no âmbito da avaliação da eficácia da gestão controlada de rejeições. Adicionalmente, para cada caso, encontram-se ainda algumas observações sobre o estado em que as aves foram encontradas e o tipo de evento onde a captura muito provavelmente ocorreu. Cada linha de dados na tabela equivale a uma alagem. Simbologia: C (controle); E (Experimental); I (Invernada); M (migração); R (Reprodução).

<b>Capturas</b>	<b>Alagem</b>	<b>Profundidade (m)</b>	<b>Mês</b>	<b>Período Fenológico</b>	<b>Observações</b>
<b>Alcatraz</b>					
1	E	60,7	Novembro	I	Morto. Capturado na largada C
3	E	82,4	Março	R	Mortos. Capturados na largada C
2	C	66,6	Abril	M	Mortos Capturados na largada E
<b>Larus sp.</b>					
1	E	81	Dezembro	I	Morto e em decomposição. Capturado na largada C
1	C	59	Janeiro	I	Morto. Capturado na largada E
3	E	82,4	Março	M	Morto. Capturado na largada C
1	C	66,6	Abril	R	Morto. Capturado na largada E
<b>Airo</b>					
2	C	59	Janeiro	I	1 Morto e em decomposição (capturado na largada E) 1 Vivo (capturado na largada C)
<b>Torda-mergulheira</b>					
1	E	50	Janeiro	I	Vivo. Capturado na alagem E

## ANEXO 9 - VALORES DE AIC PARA MODELOS COMPLETOS, REDUZIDOS E NULOS

No âmbito da análise do efeito de um ou mais fatores sobre o número médio de aves a interagir para cada espécie, em eventos com redes de tresmalho ou de cerco, a tabela 8.8 compila os valores de AIC dos modelos completos, reduzidos (selecionados através da função *step*) e nulos para cada espécie em cada arte de pesca.

Tabela 8. 8: Valores de AIC dos modelos completos, reduzidos e nulos, para cada espécie em cada arte de pesca analisada. O modelo reduzido em questão consiste no mais indicado para a análise, selecionado através da função *step* no *software* R. Esta tabela integra tanto os modelos usados na análise final, como os que foram excluídos.

Arte de pesca	Espécie	Modelo completo	Modelo reduzido	Modelo nulo
Cerco	Pardela-balear (excluído)	145,44	618,92	136,42
	<i>Larus</i> spp.	344,33	341,27	358,8
Tresmalho	Alcatraz	369,40	365,93	426,01
	Pardela-balear (excluído)	191,11	183,38	189,24
	<i>Larus</i> spp.	1057,10	1054,70	1083,90