



Universidade de Aveiro Departamento de Biologia
2018

**Tânia Sofia Lopes
Nascimento**

**O papel da pesca comercial na conservação da
população de galheta *Phalacrocorax aristotelis* do
arquipélago das Berlengas**

DECLARAÇÃO

Declaro que este relatório é integralmente da minha autoria, estando devidamente referenciadas as fontes e obras consultadas, bem como identificadas de modo claro as citações dessas obras. Não contém, por isso, qualquer tipo de plágio quer de textos publicados, qualquer que seja o meio dessa publicação, incluindo meios eletrônicos, quer de trabalhos acadêmicos.



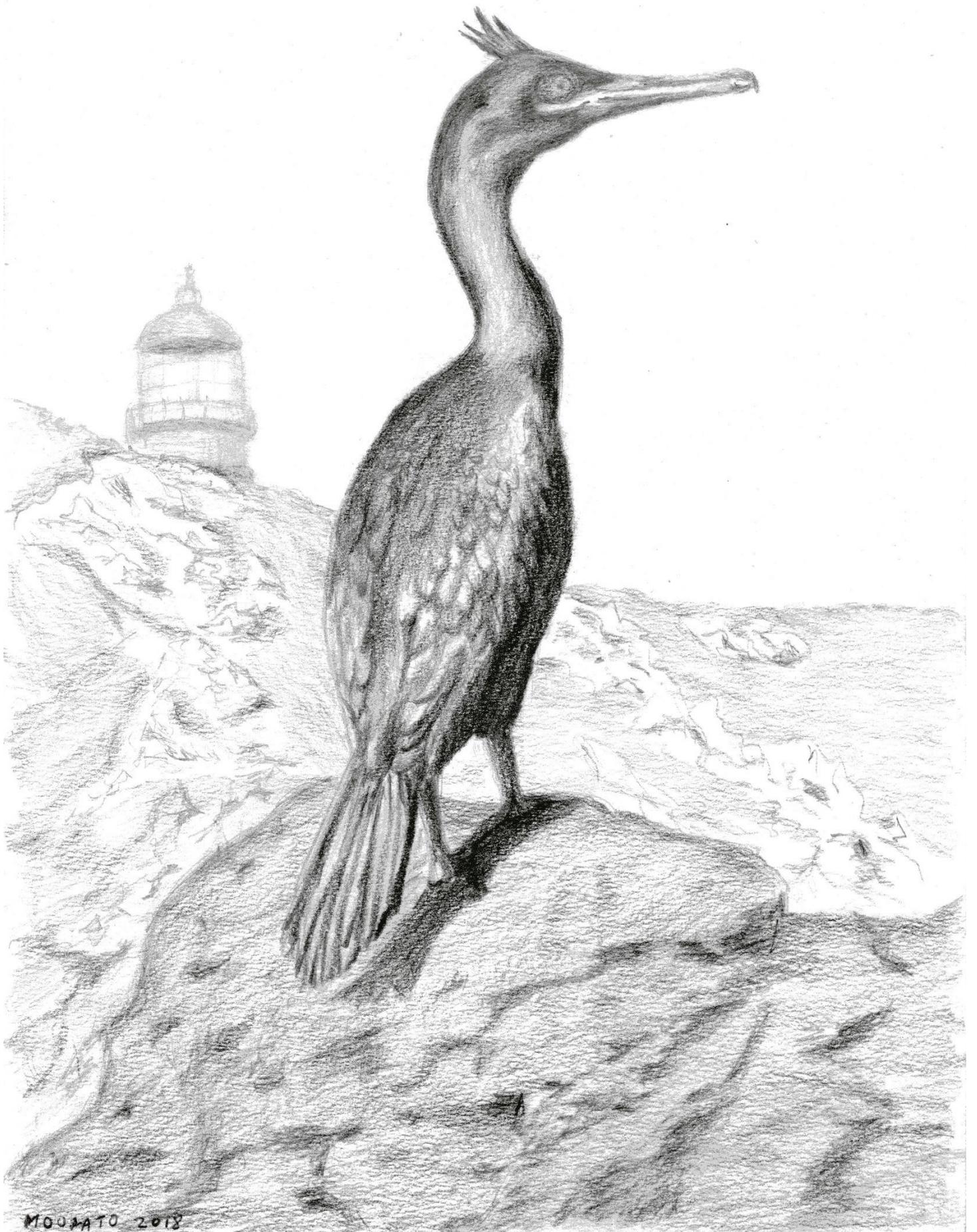
**Tânia Sofia Lopes
Nascimento**

**O papel da pesca comercial na conservação da
população de galheta *Phalacrocorax aristotelis* do
arquipélago das Berlengas**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor António Manuel da Silva Luís do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, e do Mestre Nuno Miguel dos Santos Oliveira da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves.

Apoio da SPEA, nomeadamente do projeto LIFE
Berlengas LIFE13/NAT/PT/000458
(Contribuição financeira do programa LIFE da
Comissão Europeia e pelo Fundo Ambiental).





MOJATO 2018

O Júri

Presidente

Prof. Doutor Ulisses Manuel de Miranda Azeiteiro
Professor Associado C/Agregação, Universidade de Aveiro

Prof. Doutor José Pedro Granadeiro
Professor Auxiliar, Departamento de Biologia Animal – Faculdade de Ciências da
Universidade de Lisboa

Prof. Doutor António Manuel da Silva Luís
Professor Auxiliar, Universidade de Aveiro

Agradecimentos

Estes anos representaram para mim um enorme crescimento tanto a nível profissional como pessoal. Um agradecimento às instituições, nomeadamente à Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, e à Universidade de Aveiro, que me acolheram e permitiram a realização deste trabalho que significa tanto para mim. Este trabalho não teria sido possível sem a ajuda de muitas pessoas, a quem estou eternamente grata, e que levarei para sempre no coração.

Ao Nuno Oliveira, por tudo, desde a planificação e execução, até ao presente relatório. Foste, e és, fundamental nesta caminhada. Obrigado por toda a disponibilidade e paciência em me ajudares e ensinares. És das pessoas com quem mais aprendi nos últimos anos, obrigado por me incentivares sempre a fazer melhor.

Ao professor António Luís, por todo o apoio, incentivo, trabalho e amizade. Pelas longas horas no laboratório, e sobretudo por me inculcires valores de respeito, paixão e entusiasmo pelas aves e restantes seres vivos.

À Elisabete Silva e à Ana Santos, por me introduzirem ao mundo das pescas e aves marinhas, por partilharem conhecimentos e experiências, e o trabalho fundamental e muitas vezes moroso de fazerem inquéritos aos pescadores de Peniche. À restante equipa de observadores de pesca da SPEA que tive o enorme prazer de conviver, Iván Gutiérrez, André Ferreira e Emanuel Constantino. Obrigado a todos por me fazerem sentir parte da equipa.

À Isabel Fagundes e à Joana Bores, as minhas guerreiras e companheiras de campo. Obrigado por estarem sempre disponíveis para me ajudar, por todas as aventuras, mas sobretudo pelo carinho e apoio incondicional. Não o teria conseguido sem vocês.

Aos vigilantes da Natureza da Reserva Natural das Berlengas, que me receberam e acolheram com tanto carinho, e me fizeram sentir parte da família. Em especial ao Eduardo Mourato e Paulo Crisóstomo, por alinharem comigo na procura de galhetas e egagrópilas nos sítios mais difíceis e invulgares. Ao Alexandre Bouça pela ajuda na tentativa de capturar galhetas a meio da noite, e ao contributo fundamental na obtenção de peixes para a coleção de referência.

Aos faroleiros da Berlenga, pelo carinho, amizade e boa-disposição que sempre me presentearam (e festas também!). À capitania do porto de Peniche pelo transporte até à ilha.

À Docapesca, por disponibilizar os dados de descargas no porto de pesca de Peniche.

Aos pescadores que se mostraram disponíveis para responder aos inquéritos, e a ajudar em tudo o que lhes fosse possível.

A todos os voluntários e estagiários do projeto LIFE Berlengas com quem tive o prazer de conviver e que ajudaram nas diversas tarefas de campo.

À família e amigos pelo constante apoio e motivação para continuar nos melhores e piores momentos.

Palavras-chave

Aves marinhas, dieta, competição de recursos, sobreposição de nicho, ZPE, redes de emalhar, palangre.

Resumo

A galheta, ou corvo-marinho-de-crista *Phalacrocorax aristotelis*, é uma ave marinha residente em Portugal Continental. O efetivo populacional desta espécie no país é bastante reduzido, com menos de 400 adultos, o que lhe confere o estatuto de Vulnerável. O núcleo reprodutor mais importante situa-se no arquipélago das Berlengas, onde se estima a existência de 70-90 casais. Para além dos elevados valores biológicos presentes, a Zona de Proteção Especial (ZPE) das Ilhas Berlengas é também um local importante de exploração da pesca comercial. De forma a verificar se a pesca comercial é uma ameaça à população de galhetas do arquipélago da Berlenga, este estudo teve como principal objetivo avaliar a competição trófica e espaço-temporal entre a pesca e a galheta, com recurso à análise de sobreposição de nicho. Para este fim procedeu-se 1) à análise morfológica e quantitativa da dieta de galheta com a recolha de egagrópilas; 2) à identificação de áreas de alimentação de galheta com a colocação de emissores GPS/GSM e dados de censos marinhos (ESAS); 3) à análise espaço-temporal da pesca na ZPE das Ilhas Berlengas, com a identificação das principais áreas de pesca e da quantificação de pescado removido por embarcações comerciais a operarem redes de cerco, redes de emalhar, palangre e arrasto, a partir de dados de inquéritos e de AIS (Automatic Identification System).

A população de galhetas no arquipélago da Berlenga consome uma grande diversidade de espécies sendo as presas mais numerosas e frequentes as galeotas (*Ammodytidae*), seguidas da judia *Coris julis*, da faneca *Trisopterus luscus*, do bodião-de-bailloni *Symphodus bailloni*, e do bodião-vulgar *Symphodus melops*. O consumo de galeotas foi mais acentuado durante a época reprodutiva, onde a dieta foi mais especializada. Durante o período não reprodutivo a biomassa consumida foi constituída maioritariamente por peixes das famílias Gadidae e Sparidae. As galhetas exibiram uma distribuição restrita à área envolvente ao arquipélago, à costa de Peniche, e à faixa marítima intermédia, prosopetando alimento em áreas próximas a terra e de baixa profundidade.

As áreas de pesca das embarcações que operam a partir do porto de Peniche concentraram-se dentro dos limites da ZPE das Ilhas Berlengas especialmente na porção norte, em torno do arquipélago. A área da ZPE foi explorada por todas as artes consideradas, tendo o arrasto e o palangre ocupado uma maior extensão. O volume do pescado descarregado em lota, no período de um ano, rondou as 14.000 toneladas, sendo a arte do cerco a que descarregou em maior quantidade, e a polivalente a maior diversidade de espécies.

Das 32 espécies consumidas pelas galhetas 17 são espécies alvo da pesca comercial, dentro dos comprimentos que podem ser capturados pelas pescas. A sobreposição trófica deveu-se maioritariamente às famílias Gadidae e Sparidae, mais especificamente à faneca, sargo *Diplodus sargus*, safia *Diplodus vulgaris*, boga *Boops boops*, e a choupa *Spondylus cantharus*. A sobreposição espacial da pesca com a área de distribuição da galheta apresenta valores elevados, especialmente com embarcações de pequenas dimensões, a operar palangre e redes de emalhar. A análise de sobreposição de nicho evidencia uma potencial competição direta entre as galhetas e a pesca comercial pelas famílias Gadidae e Sparidae, especialmente durante o período não reprodutivo por embarcações inferiores a 15m a operar palangre e redes de emalhar.

A pesca comercial pode estar a limitar os recursos disponíveis para as galhetas, para além de aumentar o risco de captura acidental. Estes fatores de pressão poderão causar flutuações na dinâmica e tamanho das populações de galhetas e ser a principal ameaça ao seu crescimento.

Keywords

Seabirds, diet, resource competition, niche overlap, SPA, gillnets, longlines

Abstract

The European Shag is a resident seabird in mainland Portugal. The population size of this species in the country is small with less than 400 adults. For this reason the population is evaluated as Vulnerable. The most important breeding site is located in Berlengas archipelago with 70-90 estimated pairs. Besides its high conservation values Berlengas Special Protection Area is also an important site for commercial fisheries. In order to assess if fisheries are a threat to the Berlengas' Shag population, this study aims to evaluate the trophic competition at the spatio-temporal level between fisheries and shags using the niche overlap analysis. With this purpose, we carried out 1) a morphological and quantitative analysis of Shag diet through pellets collection; 2) the identification of Shag feeding locations with the placement of GPS/GSM tracking devices and seabird at-sea surveys (ESAS); 3) and the spatiotemporal analysis of fisheries in the Berlengas' SPA, with the identification of the main fishing areas and the quantification fish landings by commercial vessels operating purse seines, gillnets, longlines and trawls, based on surveys and AIS data (Automatic Identification System).

Shag diet was varied and consisted mainly of sandeels (Ammodytidae), the Mediterranean rainbow wrasse *Coris julis*, the pouting *Trisopterus luscus*, the Baillon's wrasse *Symphodus bailloni*, and the corkwing wrasse *Symphodus melops*. The consumption of sandeels was higher during the breeding season, where diet was more specialized. During the non-reproductive period, the consumed biomass consisted mainly of the Gadidae and Sparidae families. Shags exhibited a restricted distribution to the surrounding area of the archipelago, to the coast of Peniche, and to the maritime area in between, foraging in areas near land and of low water depth.

The fishing areas of vessels operating from Peniche harbour were concentrated within the boundaries of the Berlengas SPA, especially in the northern part, around the archipelago. SPA area was exploited by all gears considered, with trawling and longline occupying a greater extent. The volume of fish landings in a one-year period was around 14.000 tons, with purse seines landing a greater quantity, and the polyvalent fleet a greater diversity of species.

Shags consumed 17 target species of commercial fisheries, with the same range lengths. The trophic overlap was mainly due to the Gadidae and Sparidae families, more specifically with the pouting, the white seabream *Diplodus sargus*, the common two-banded sea bream *Diplodus vulgaris*, the bogue *Boops boops*, and the black seabream *Spondyliosoma cantharus*. The spatial overlap in shag's distribution area has high values, especially with small vessels operating longlines and gillnets.

These factors can cause fluctuations in the dynamic and size of Shag population and may be the main threat limiting their growth. Commercial fisheries may be limiting the available resources for shags, in addition to increasing the risk of bycatch.

Índice

1. Introdução	14
<hr/>	
1.1 Objetivos	15
1.2 A galheta	16
1.2.1 Biologia, ecologia e distribuição geográfica	16
1.2.2 A população de galhetas no arquipélago das Berlengas	18
1.2.3 Ameaças	20
1.3 Estudo da dieta em aves marinhas	22
1.3.1 Regurgitações e amostras estomacais	23
1.3.2 Excrementos	23
1.3.3 Egagrópilas	24
1.3.4 Isótopos estáveis	24
1.4 A pesca em Portugal	25
1.4.1 Artes de pesca	25
1.4.2 Biodiversidade ictiológica e atividade pesqueira em Peniche e no arquipélago das Berlengas	28
1.5 Interações entre aves marinhas e pescas	29
1.5.1 Fonte de recursos	29
1.5.2 Mortalidade	30
1.5.3 Competição por presas	34
2. Estudo anual e variação sazonal da dieta da galheta	38
<hr/>	
2.1 Métodos	38
2.1.1 Recolha	38
2.1.2 Preparação das amostras	39
2.1.3 Identificação das presas	39
2.1.4 Recolha e estimacão de morfometrias	40
2.1.5 Quantificacão das presas	40
2.1.6 Análise estatística	41
2.2 Resultados	41
2.2.1 Composição da dieta	41
2.2.2 Comprimento estimado	44
2.2.3 Biomassa estimada	44
2.2.4 Comparacão entre época reprodutora e não reprodutora	45
2.3 Discussão	47
3. Áreas de alimentacão e distribucão espacial de abundância de galheta	51
<hr/>	
3.1 Métodos	51
3.1.1 Estudo de movimentacões e áreas de alimentacão de galheta com emissores GPS/GSM	51

3.1.2 Distribuição espacial da abundância de galheta a partir de dados de censos marinhos dentro da ZPE	53
3.2 Resultados	55
3.2.1 Estudo de movimentações e áreas de alimentação de galheta com emissores GPS/GSM	55
3.2.2 Distribuição espacial da abundância de galheta a partir de dados de censos marinhos dentro da ZPE	59
3.3 Discussão	64
4. Análise espaço-temporal da pesca na zona das Berlengas	66
<hr/>	
4.1 Métodos	66
4.1.1 Áreas de pesca	66
4.1.2 Estimção do esforço de pesca	69
4.1.3 Estimção da quantidade de pescado removido pela frota em estudo	69
4.2 Resultados	70
4.2.1 Áreas de pesca	70
4.2.2 Esforço de pesca	74
4.2.3 Quantidade de pescado removido	76
4.3 Discussão	77
5. Sobreposição trófica e espacial entre a galheta e a pesca comercial	81
<hr/>	
5.1 Métodos	81
5.1.1 Sobreposição trófica	81
5.1.2 Sobreposição espacial	81
5.2 Resultados	82
5.2.1 Sobreposição trófica	82
5.2.2 Sobreposição espacial	84
5.3 Discussão	84
6. Conclusões	88
<hr/>	
7. Referências	90
<hr/>	
8. Anexos	103
<hr/>	

Índice de Figuras

Figura 1 – Adulto reprodutor de galheta <i>Phalacrocorax aristotelis</i> (à esquerda), e casal num ninho típico numa falésia (à direita).....	17
Figura 2 – Distribuição geográfica da galheta <i>Phalacrocorax aristotelis</i> (à esquerda) (IUCN, 2017), e locais de nidificação de galheta em Portugal (à direita).	18
Figura 3 - Localização do arquipélago das Berlengas e dos limites da ZPE das Ilhas Berlengas (datum WGS 84).	19
Figura 4 - Variação do número de casais reprodutores de galhetas no arquipélago da Berlenga entre os anos de 1939 e 2015 (Silva, 2015).	19
Figura 5 – Egagrópila produzida por galheta <i>Phalacrocorax aristotelis</i> (à esquerda), e conteúdos não digeríveis presentes (à direita).	24
Figura 6 – Representações do palangre de fundo (a), e palangre de superfície (b) (Rebordão, 2000).	26
Figura 7 - Representações de redes de emalhar de um pano, de superfície (a), de fundo (b), e de tresmalho (c) (Rebordão, 2000).	26
Figura 8 - Representações de redes de cerco. (Rebordão, 2000).	27
Figura 9 - Representação de arrasto de fundo com portas (Rebordão, 2000).	27
Figura 10 – Representações de armadilhas de abrigo (a), e de gaiola (b) (Rebordão, 2000).	28
Figura 11 – Galheta <i>Phalacrocorax aristotelis</i> capturada em redes de emalhar (à esquerda), e cagarra <i>Calonectris borealis</i> capturada no palangre (à direita) na área marítima de Peniche.	31
Figura 12 - Mapa da ilha da Berlenga indicando as localizações de recolha de egagrópilas, que ocorreu entre maio de 2016 e junho de 2018.	38
Figura 13 – Classes de comprimento estimadas para os peixes encontrados na dieta de galhetas do arquipélago das Berlengas, de acordo com as categorias ecológicas consideradas.	44
Figura 14 - Frequência numérica das cinco famílias de peixes mais representadas na dieta de galheta em cada uma das duas épocas consideradas e no global. Informação obtida através da análise de 124 egagrópilas recolhidas na Ilha da Berlenga entre maio e outubro de 2016, e maio de 2017 a junho de 2018.	46
Figura 15 - Percentagem de biomassa das seis famílias de peixes mais representadas na dieta de galheta em cada uma das duas épocas consideradas e no global. Informação obtida através da análise de 124 egagrópilas recolhidas na Ilha da Berlenga entre maio e outubro de 2016, e maio de 2017 a junho de 2018.	46
Figura 16 – Colocação de emissores GPS/GSM em galhetas.	51
Figura 17 – Áreas vitais resultantes com kernel50% e kernel95% da galheta juvenil utilizando (a) todas as localizações, e (b) localizações em alimentação.	56
Figura 18 - Áreas vitais resultantes com kernel50% e kernel95% da galheta imatura utilizando (a) todas as localizações, e (b) localizações em alimentação.	57
Figura 19 - Transectos diários percorridos para a (a) galheta juvenil e (b) galheta imatura. As cores diferentes representam diferentes viagens diárias.	58
Figura 20 - Gráficos resultantes da análise da qualidade de ajuste dos modelos gerados. O gráfico de barras permite avaliar a dispersão de zeros, e os gráficos de pontos comparam os resíduos de cada modelo com os valores previstos.	62
Figura 21 - Mapas de distribuição da abundância de galheta na ZPE das Ilhas Berlengas, durante o período reprodutivo e não reprodutivo.	63
Figura 22 - Número de embarcações com menos de 15 m a operar na ZPE para as quais foram realizados inquéritos, divididas por classe de comprimento e arte de pesca.	68

Figura 23 - Número de embarcações com mais de 15 m a operar na ZPE para as quais foram adquiridos dados AIS, divididas por classe de comprimento e arte de pesca.	68
Figura 24 – Mapas da distribuição de utilização de embarcações inferiores a 15m a operar palangre, redes de emalhar, cerco, e arrasto na ZPE das Ilhas Berlengas, durante a época reprodutiva e não reprodutiva da galheta. A cinza claro estão representados os kerneis 90%, e a cinza escuro os kerneis 50%.	72
Figura 25 - Mapas da distribuição de utilização de embarcações $\geq 15m$ a operar palangre, redes de emalhar, cerco, e arrasto na ZPE das Ilhas Berlengas, durante a época reprodutiva e não reprodutiva da galheta. A cinza claro estão representados os kerneis 90%, e a cinza escuro os kerneis 50%. ...	73
Figura 26 - Número de embarcações de pesca por porto de registo, a operar na ZPE das Ilhas Berlengas, obtidas a partir de inquéritos e dados AIS.	79

Índice de Tabelas

Tabela I – Composição da dieta de galheta no arquipélago da Berlenga durante a época não reprodutora e reprodutora, expressa pela frequência de ocorrência (FO), frequência numérica (FN), e percentagem de biomassa (FB).	42
Tabela III – Variáveis, e respetivas unidades, recolhidas pelos emissores GPS/GSM colocados em galhetas na ilha da Berlenga em novembro de 2017.	52
Tabela III – Tamanho das áreas vitais estimadas das duas galhetas marcadas considerando todos os pontos e apenas pontos em alimentação.	55
Tabela IV – Resultados da qualidade de ajuste dos modelos construídos para a modelação da distribuição da abundância de galhetas na ZPE ilhas Berlengas. São apresentados os graus de liberdade (GL), o teste AIC, o teste da qualidade de ajuste (logLik), o número de zeros estimados para cada modelo e o número de zeros observados. O modelo escolhido está indicado com o símbolo *.	61
Tabela V - Valores de velocidade utilizados na filtragem de dados AIS para identificar embarcações em atividade de pesca para as diferentes artes de pesca consideradas.	67
Tabela VI – Médias de distâncias à costa, longitude, latitude, e batimetria dos centroides das áreas de pesca de cada arte por época, e por tamanho de embarcações. O valor P de significância para avaliar as diferenças das variáveis consideradas entre as artes de pesca também é apresentado. As diferenças significativas estão assinaladas pelo símbolo *.	71
Tabela VII – Tamanho (em km ²) das áreas de distribuição (kernel 50% e kernel 90%), de embarcações inferiores e superiores a 15m a operar palangre, redes de emalhar, cerco, e arrasto na ZPE das Ilhas Berlengas, nas épocas consideradas.	74
Tabela VIII - Número de dias de pesca para embarcações inferiores e superiores a 15m que operaram a partir do Porto de pesca de Peniche, segundo os dados de inquéritos realizados entre janeiro de 2017 e Julho de 2018. O valor de n corresponde ao número de inquéritos realizados..	75
Tabela IX - Número de dias de pesca para embarcações superiores a 15m que operaram dentro da ZPE das Ilhas Berlengas e na área marinha adjacente entre janeiro e dezembro de 2017, com base nos dados AIS recolhidos. O Nº dias pesca/embarcação \pm DP corresponde ao período de 509 dias em que foram recolhidos dados AIS, sendo estimado o número de dias de pesca para todo o período de janeiro de 2017 a julho de 2018. A proporção do número de dias em que as embarcações operaram dentro da ZPE é representada pela % de esforço ZPE. O valor de n corresponde ao número de embarcações registadas.	75

Tabela X – Quantidade de pescado removido pelas artes em estudo, e percentagem que as principais espécies capturadas (> 2%) ocupam no total de pescado, durante julho de 2017 a julho de 2018, nas épocas consideradas de reprodução (janeiro a agosto) e não reprodução (setembro a dezembro) da galheta.	77
Tabela XI – Espécies presentes na dieta de galheta e capturadas pelos diferentes segmentos da frota de pesca (cerco, arrasto e polivalente), na época reprodutiva e não reprodutiva da galheta.	82
Tabela XII - Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre as espécies-presa das galhetas e as espécies pescadas pelas artes de pesca (cerco, polivalente e arrasto) durante os períodos reprodutivo e não-reprodutivo, considerando todas as espécies registadas, e apenas as espécies presentes na dieta de galhetas.	83
Tabela XIII – Valores mínimos permitidos de captura pela pesca comercial, e o respetivo intervalo de comprimento registado na dieta de galhetas.	83
Tabela XIV - Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre a distribuição de galheta e as artes de pesca (cerco, redes de emalhar, palangre e arrasto) durante os períodos reprodutivo e não-reprodutivo, na ZPE das Ilhas Berlengas e na área de distribuição de galhetas.	84

Índice de Anexos

Anexo A - Equações utilizadas, e respetivas fontes, para a estimação de comprimentos totais (FL) a partir do comprimento dos otólitos (OL) das espécies de peixes predados, assim como a estimação da respetiva biomassa total (FW). As equações foram adaptadas de modo que o comprimento total do peixe fosse apresentado em cm e a biomassa em gr.	103
Anexo B – Modelo de inquérito utilizado para entrevistar os mestres das embarcações de pesca no porto de Peniche.	106
Anexo C - Mapas com quadriculas 2x2 km para a recolha de dados espaciais das áreas de pesca, obtidos pelos inquéritos.	111
Anexo D - Mapas com quadriculas 10x10 km para a recolha de dados espaciais das áreas de pesca, obtidos pelos inquéritos.	112
Anexo E - Espécies capturadas pelo arrasto e a percentagem que ocupam no total do pescado, durante julho de 2017 a julho de 2018, nas épocas consideradas de reprodução (janeiro a agosto) e não reprodução (setembro a dezembro) da galheta. O símbolo * assinala diferenças significativas na quantidade pescada entre as duas épocas consideradas.	113
Anexo F – Espécies capturadas pela arte polivalente e a percentagem que ocupam no total do pescado, durante julho de 2017 a julho de 2018, nas épocas consideradas de reprodução (janeiro a agosto) e não reprodução (setembro a dezembro) da galheta. O símbolo * assinala diferenças significativas na quantidade pescada entre as duas épocas consideradas.	115
Anexo G – Espécies capturadas pelo cerco e a percentagem que ocupam no total do pescado, durante julho de 2017 a julho de 2018, nas épocas consideradas de reprodução (janeiro a agosto) e não reprodução (setembro a dezembro) da galheta. O símbolo * assinala diferenças significativas na quantidade pescada entre as duas épocas consideradas.	118

1. Introdução

A galheta, ou corvo-marinho-de-crista *Phalacrocorax aristotelis*, é uma ave marinha de hábitos costeiros que se distribui pela costa europeia Atlântica, Mediterrâneo, Mar Negro, e costa de Marrocos (del Hoyo et al., 1992). Globalmente a espécie tem uma ampla área de distribuição e um elevado efetivo populacional. No entanto, a tendência populacional da espécie parece estar em decréscimo (BirdLife International, 2016).

Em Portugal o número de indivíduos desta espécie é reduzido (150 casais) e com uma distribuição relativamente localizada, estando o maior núcleo reprodutor localizado no arquipélago das Berlengas (Meirinho et al., 2014).

Apesar do número de casais se ter mantido relativamente estável nas últimas décadas (Silva, 2015), o pequeno tamanho populacional confere a esta população uma grande fragilidade e vulnerabilidade a eventos estocásticos que podem ter graves impactos na sua sobrevivência a longo-termo (Gabriel and Bürger, 1992; Lande, 1993). É fundamental o controlo, monitorização e mitigação de ameaças para a conservação da galheta em Portugal.

Esta espécie exibe uma elevada plasticidade alimentar, explorando uma grande variedade de habitats, com a predação de peixes bentónicos (associados ao substrato), demersais (associados a zona próximas do fundo) e pelágicos (associados à coluna de água), tendo algumas das suas presas valor comercial (Barrett et al., 1990; Furness and Tasker, 1997; Lorentsen et al., 2018; Velando and Freire, 1999).

O conflito com a pesca comercial é a maior ameaça à conservação de aves marinhas (Croxall et al., 2012). A competição pelo mesmo recurso pode levar à sobre-exploração dos *stocks* pesqueiros, reduzir a disponibilidade de peixe, e condicionar a sobrevivência, reprodução e comportamento das aves (Montevecchi, 2002).

Para além de ser uma zona importante de alimentação de aves reprodutoras do arquipélago e de populações de aves migradoras, a área marítima da Zona de Proteção Especial das Ilhas Berlengas, é também um local importante de exploração da pesca comercial. É provável que a interação com a pesca comercial seja das principais ameaças à população de galhetas do arquipélago da Berlenga (Cabral et al., 2005).

Este estudo pretende avaliar a competição trófica ao nível espaço-temporal entre a pesca comercial e a galheta, com recurso à análise de sobreposição de nicho. Para além de avaliar se a pesca comercial é uma ameaça à população de galhetas no arquipélago das Berlengas, também

será possível definir áreas de maior risco onde ações de mitigação e proteção possam ser implementadas para uma melhor conservação desta população.

1.1 Objetivos

Objetivo 1: Análise da dieta e identificação de áreas de alimentação de galheta.

- Estudo anual e da variação sazonal da dieta, entre o período de reprodução e pós-reprodução, com a recolha de egagrópilas para análise morfológica e quantitativa.
- Estudo de movimentações e áreas de alimentação com a colocação de emissores GPS/GSM e dados de censos marinhos (ESAS) realizados mensalmente dentro da ZPE das Ilhas Berlengas.

Objetivo 2: Análise espaço-temporal da pesca na zona das Berlengas.

- Identificar as principais áreas de pesca exploradas pelas embarcações comerciais a operarem redes de cerco, redes de emalhar, anzol e arrasto na ZPE das Ilhas Berlengas.
- Estimar a variação do esforço de pesca.
- Estimar a quantidade de pescado removido pelas frotas em estudo.

Objetivo 3: Avaliar a sobreposição espacial e de presas entre a galheta e a pesca.

- Quantificar o valor de sobreposição espaço-temporal entre as áreas de pesca e as áreas de alimentação das galhetas.

1.2 A galheta

1.2.1 Biologia, ecologia e distribuição geográfica

A galheta *Phalacrocorax aristotelis* Linnaeus 1761, também conhecida como corvo-marinho-de-crista, é uma espécie de ave marinha pertencente à ordem dos Suliformes e à família Phalacrocoracidae.

Na Europa a família dos corvos-marinhos está representada por três espécies, o corvo-marinho-de-faces-brancas *Phalacrocorax carbo*, a galheta *Phalacrocorax aristotelis* e o corvo-marinho-pigmeu *Microcarbo pygmaeus*. Contrariamente às outras duas espécies de corvos-marinhos, a galheta está fortemente associada a zonas marinhas, sendo muito raramente encontrada em zonas estuarinas ou em outros habitats de águas doce (del Hoyo et al., 1992).

É uma ave marinha de médio-grande com comprimento bico-cauda entre 65 a 80cm, envergadura até 115cm, e peso até 2,3kg (Wanless and Harris, 1997). Os adultos apresentam plumagem preta com reflexos esverdeados, e uma crista evidente durante a época de reprodução (Fig.1). É uma espécie de hábitos costeiros localizando-se sobretudo em costas rochosas e em ilhas (del Hoyo et al., 1992).

Alimenta-se de várias espécies de peixes bentónicos, demersais e pelágicos, variando a dieta consoante a disponibilidade de presas (Álvarez, 1998; Harris and Wanless, 1993; Hillersøy and Lorentsen, 2012; Velando and Freire, 1999). As galhetas capturam as suas presas por perseguição debaixo de água, com a ajuda da propulsão das patas, e da cauda que funciona como leme, caçando individualmente ou em grupo (Wanless and Harris, 1997). Excelentes nadadoras, mergulham até profundidades médias de 40 m, deslocando-se a velocidades de 1,7 – 1,9m por segundo (S. Wanless et al., 1991). A estrutura das penas, parcialmente permeáveis, é uma adaptação para mergulhos mais rápidos e profundos enquanto mantém a temperatura corporal (Grémillet et al., 2005, 1998). O típico comportamento dos corvos-marinhos com as asas estendidas após um evento de pesca terá um papel de controlo da termorregulação (Rijke, 2018).

Reproduz-se geralmente em colónias, com ninhos construídos por vegetação seca e localizados em falésias, fendas, plataformas, zonas escarpadas e grutas (Fig. 1) (del Hoyo et al., 1992). O tamanho das posturas varia entre 1 a 8 ovos, e ambos os progenitores partilham os cuidados parentais até a cria estar completamente desenvolvida (Wanless and Harris, 1997).

A galheta é uma espécie sedentária, embora possam ocorrer alguns movimentos dispersivos e migrações de curta distância (del Hoyo et al., 1992). A prospeção por alimento ocorre em áreas próximas às colónias, com distâncias entre os 5km durante a época de reprodução, não

ultrapassando os 20km no resto do ano (BirdLife International, 2016; Velando et al., 2005b; S. Wanless et al., 1991).



Figura 1 – Adulto reprodutor de galheta *Phalacrocorax aristotelis* (à esquerda), e casal num ninho típico numa falésia (à direita).

A espécie apresenta três subespécies: a subespécie nominal *P. a. aristotelis* que se distribui desde as costas da Noruega até Portugal continental; a subespécie *P. a. desmarestii* que ocorre no Mediterrâneo e Mar Negro; e a subespécie *P. a. riggenbachi*, presente na costa de Marrocos (Fig. 2) (del Hoyo et al., 1992).

A população global desta espécie foi estimada em 230.000 – 240.000 indivíduos (BirdLife International, 2015). A população europeia corresponde a 65% da população mundial, com cerca de 76.300 – 78.500 casais (BirdLife International, 2015). A grande área de distribuição, combinada com o elevado número de indivíduos, confere-lhe o estatuto de conservação global de Pouco Preocupante, embora a população europeia esteja a sofrer um decréscimo de 25% num período correspondente a três gerações (BirdLife International, 2015; IUCN, 2017).

As populações mais numerosas situam-se na Grã-Bretanha com 27.000 casais, na Noruega com 19.000 casais, na França com 7.210 casais, e na Islândia com 4.900 casais. A Península Ibérica apresenta 5% da população europeia de galheta, com as maiores colónias situadas nas ilhas Cíes e Ons com cerca de 1.264 casais e nas ilhas Baleares com 2.017 casais reprodutores (BirdLife International, 2015). Em Portugal a galheta é uma espécie residente e apresenta um efetivo populacional bastante reduzido com menos de 400 indivíduos maduros (Cabral et al., 2005). O núcleo reprodutor mais importante situa-se no arquipélago das Berlengas onde se estima a existência entre 70-90 casais (Neto, 1997; Silva, 2015). Outros registos de nidificação estão a sul do

arquipélago das Berlengas, em particular no Cabo Carvoeiro, Cabo da Roca, Cabo Raso, Cabo Espichel, Cabo de Sines e Cabo de São Vicente (Fig. 2) (Meirinho et al., 2014). No total a população nacional não deve ultrapassar os 150 casais reprodutores (Meirinho et al., 2014). Pelo seu tamanho reduzido a população nacional de galhetas está considerada como Vulnerável (Cabral et al., 2005).



Figura 2 – Distribuição geográfica da galheta *Phalacrocorax aristotelis* (à esquerda) (IUCN, 2017), e locais de nidificação de galheta em Portugal (à direita).

1.2.2 A população de galhetas no arquipélago das Berlengas

O arquipélago das Berlengas, localizado na plataforma continental portuguesa, a 5,7 milhas do Cabo Carvoeiro (Peniche), é um dos mais importantes locais de passagem migratória, repouso e nidificação de aves marinhas em Portugal Continental (Fig. 3). O arquipélago é formado por um conjunto de pequenas ilhas e ilhéus englobando a ilha da Berlenga, as Estelas e os Farilhões-Forçadas.

Com vista a salvaguardar e conservar os elevados valores biológicos presentes, o arquipélago é classificado como Reserva Natural, como Zona Especial de Conservação (ZEC) ao abrigo da Diretiva Habitats, Zona de Proteção Especial (ZPE) ao abrigo da Diretiva Aves, e como Área Importante para as Aves (IBA).

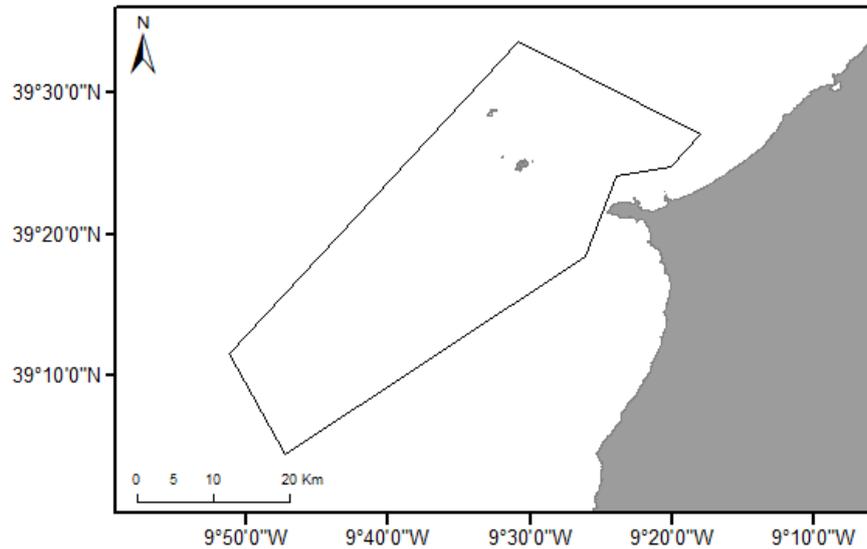


Figura 3 - Localização do arquipélago das Berlengas e dos limites da ZPE das Ilhas Berlengas (*datum* WGS 84).

As aves marinhas nidificantes no arquipélago são a gaivota-de-patas-amarelas *Larus michahellis* (13 150 casais), a cagarra *Calonectris borealis* (980 a 1070 casais), o roque-de-castro *Hydrobates castro* (102 a 210 casais), a galheta *Phalacrocorax aristotelis* (80-100 casais), e a gaivota-d'asa-escura *Larus fuscus* (Meirinho et al., 2014).

O núcleo reprodutor de galhetas no arquipélago da Berlenga representa 60 a 75% da população nacional. Apesar do baixo número populacional, o número de casais reprodutores manteve-se estável ao longo dos anos (Fig. 4) (Silva, 2015).

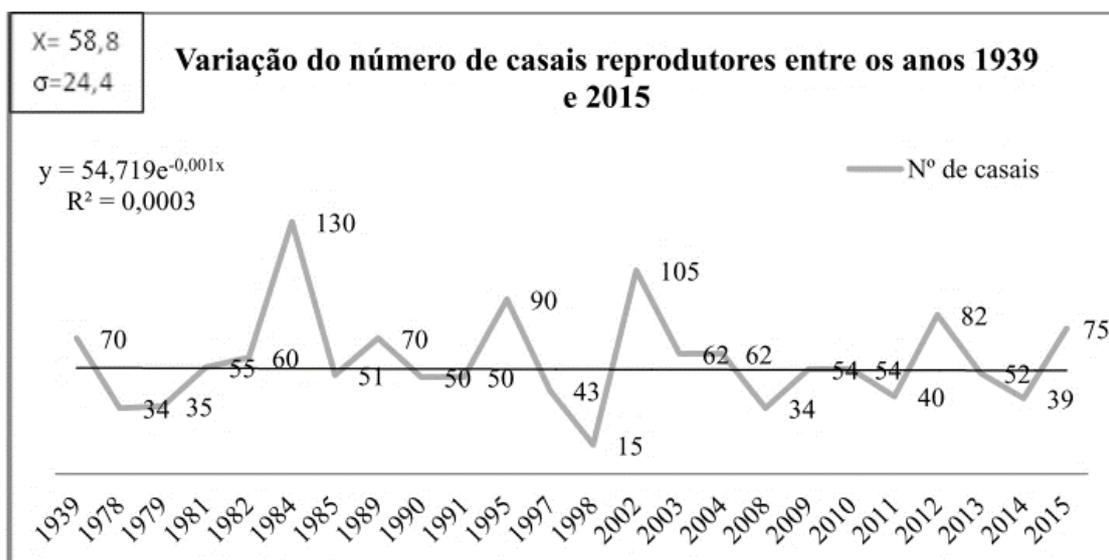


Figura 4 - Variação do número de casais reprodutores de galhetas no arquipélago da Berlenga entre os anos de 1939 e 2015 (Silva, 2015).

A população de galhetas no arquipélago das Berlengas é alvo de monitorização regular, especificamente ao nível de censos da população e estudos de ecologia reprodutora (Lecoq et al., 2012; Luís, 1982; Morais, 1995; Morais et al., 2009; Neto, 1997; Silva et al., 2017). A época de reprodução das galhetas tem uma grande amplitude e uma elevada assincronia, com início no mês de janeiro e término em Agosto (Silva, 2015). As galhetas fazem uma única postura durante a época de reprodução com uma média de 2,14 – 2,57 ovos/ninho e uma produtividade média de 1,3 crias/ninho (Neto, 1997; Silva, 2015).

A produtividade é influenciada pela idade dos casais, isto porque os casais mais experientes tendem a escolher o melhor local de nidificação e a iniciar a postura mais cedo, de modo que a data de eclosão das crias coincida com a maior abundância de alimento (Potts et al., 1980). No ano de 2015 a produtividade foi limitada por uma elevada taxa de abandono do ninho (15,3%), e uma baixa taxa de eclosão de ovos (62%) (Silva, 2015). A percentagem de ovos que não eclodiram foi compensada por uma taxa elevada de sobrevivência das crias (92,5%) (Silva, 2015).

O sucesso reprodutor (57,3%) poderá estar condicionado por fatores como um grande número de casais jovens e inexperientes, ninhos de baixa qualidade, a perturbação e predação por parte de ratos-pretos e gaivotas-de-patas-amarelas, e a disponibilidade alimentar (Silva, 2015).

1.2.3 Ameaças

Como outras aves marinhas, as principais ameaças às galhetas são a competição e mortalidade causada pela pesca comercial, poluição, espécies invasoras, degradação de habitat, e perturbação humana (Croxall et al., 2012).

Esta espécie é muitas vezes vista como uma ameaça aos *stocks* pesqueiros por parte de pescadores e piscicultores e é por isso perseguida, morta, afogada ou envenenada intencionalmente (Carss, 1994; Wanless and Harris, 1997). O conflito com a pesca comercial pode advir da competição por certas espécies de peixe com interesse económico. A sobre-exploração de certos recursos pode diminuir a disponibilidade de presas e afetar as populações de galhetas (Furness, 2002). Outra consequência da interação com a pesca comercial é a morte acidental em artes de pesca (Anderson et al., 2011; Tasker et al., 2000; Žydelis et al., 2013). Em conjunto com os alcídeos, os corvos-marinhos são das espécies mais suscetíveis a morrer afogadas em redes de pesca (Tasker et al., 2000). A mortalidade causada por esta arte é apontada como uma das principais razões para a baixa taxa de sobrevivência de galhetas (Thibault et al., 1996; Velando and Freire, 2002).

Os desastres ambientais, como derrames de hidrocarbonetos, podem afetar as populações de galhetas de forma direta pela mortalidade de indivíduos, e indireta por efeitos sub-letais, como a incorporação de contaminantes e a diminuição da disponibilidade de alimento (Heubeck, 2006;

Velando et al., 2005a, 2005b). Os derrames de petróleo reduziram até 50% o sucesso reprodutor de algumas colónias de galhetas afetadas (Velando et al., 2005a), e os seus efeitos podem continuar a persistir décadas depois (Barros et al., 2014).

Outro fator de preocupação é a predação de ovos e crias por parte de outras espécies. No caso, várias espécies de gaivotas foram observadas a predação ovos e crias pequenas que se encontravam sem a vigilância dos progenitores. Os mamíferos introduzidos como ratos, gatos e visões são importantes fatores de perturbação, abandono de ninhos e de predação sobre ovos, crias e adultos (Barros et al., 2013; Wanless and Harris, 1997). A presença de visões americanos *Neovison vison* nas ilhas Cíes foi responsável pela morte de 5% da população reprodutora de galhetas num único ano, e a sua entrada em algumas colónias fez reduzir em 50% o número de casais reprodutores nos anos seguintes (Barros et al., 2013).

As alterações climáticas também podem ter um papel importante em mudanças comportamentais e na dinâmica populacional de galhetas (Alvarez and Pajuelo, 2011; Howells et al., 2017). Condições climáticas adversas e prolongadas afetam negativamente a reprodução e a sobrevivência desta espécie especialmente durante os meses de inverno (Barros et al., 2013). O mau tempo dificulta a obtenção de alimento devido à turbidez da água, e também porque afeta a disponibilidade e variabilidade de presas, aumentando a mortalidade em crias e em adultos (Barros et al., 2013; Howells et al., 2017; Velando et al., 1999).

Atualmente as maiores consequências de atividades humanas provêm de perturbações durante a época de reprodução. As galhetas são geralmente aves tímidas que evitam o contacto próximo com humanos principalmente se se sentirem ameaçadas (Aebischer, 1985; Potts et al., 1980). A presença humana próxima e constante em colónias de nidificação pode ser motivo para um abandono temporal ou definitivo dos ninhos (Barros et al., 2013). As atividades de turismo náutico também são um distúrbio importante se forem realizadas em áreas de alimentação de galhetas, pois normalmente resultam no seu abandono (Velando and Munilla, 2011).

No arquipélago das Berlengas não há estudos específicos sobre as ameaças que a população de galhetas enfrenta. Contudo, fatores como a poluição e a mortalidade em artes de pesca parecem atuar com relevância (Cabral et al., 2005), havendo registos de algumas capturas acidentais destas aves em artes de pesca.

Também foi registada a predação ocasional de gaivotas-de-patas-amarelas a ovos, e a presença de ratos-pretos *Rattus rattus* nas proximidades de ninhos com a possível predação sobre crias (Silva, 2015). Presentemente, é provável que estes eventos não influenciem de maneira significativa o sucesso reprodutor e a população de galhetas, já que a maior parte dos eventos de predação são

registados em ovos abandonados (Silva, 2015). A população de gaivotas, embora grande, é alvo de controlo, e a localização de ninhos de galheta em cavidades e em locais pouco expostos pode oferecer alguma proteção. Também a ação de erradicação de rato-preto levada a cabo nos últimos anos na Berlenga elimina os riscos que esta população poderia causar.

Os ninhos de galheta nas Berlengas estão localizados em falésias e grutas que na sua grande maioria não são acessíveis nem por terra nem por mar. As perturbações nas colónias durante a época de nidificação serão assim limitadas, tirando distúrbios mínimos decorrentes de trabalhos de monitorização de reprodução e estudos da população de galhetas por parte de biólogos curiosos. Contudo, as perturbações continuadas, como a passagem de barcos, a pesca desportiva em zonas de pouso e a presença humana pode levar à não fixação e ao abandono de ninhos. A encosta sul da ilha da Berlenga é alvo de grande pressão humana, principalmente durante a época balnear, e é também, tradicionalmente, a zona com menos ninhos de galhetas. A afluência de embarcações à ilha nos meses de Verão poderá ter uma influência relevante, pela ocupação das áreas de alimentação ao redor da ilha, e alteração do tempo e eficácia de prospeção das galhetas juvenis (Veland and Munilla, 2011).

A elevada mortalidade de juvenis, característica da espécie, pode ainda estar relacionada com a baixa eficácia na prospeção de alimento (Daunt et al., 2007). Os juvenis tendem a prosperar durante mais tempo do que os adultos para compensar a baixa captura de presas (Daunt et al., 2007). Esta estratégia é limitada pelo comprimento dos dias, que resulta numa maior mortalidade durante o inverno ou associada a condições temporais adversas (Daunt et al., 2007; Veland and Freire, 2002).

1.3 Estudo da dieta em aves marinhas

As aves marinhas são excelentes indicadores do estado dos ecossistemas (Cairns, 1987; Cherel and Weimerskirch, 1995; Einoder, 2009). O estudo da dieta destas aves fornece informações bastante úteis, seja ao nível das relações tróficas nos ecossistemas marinhos (Duffy and Jackson, 1986), como para avaliar as flutuações nos *stocks* pesqueiros (Lorentsen et al., 2018; Montevecchi et al., 1988). As mudanças na composição da dieta estão associadas ao declínio de algumas populações (Swann et al., 2008), e mais recentemente estão a ser usadas para avaliar a competição com a pesca comercial (Cohen et al., 2014; Frederiksen et al., 2004; Furness and Tasker, 1997; Karpouzi et al., 2007).

Existem vários métodos para o estudo da dieta de aves marinhas. A listagem e descrição completa, assim como as vantagens e desvantagens de cada um dos métodos estão revistos em (Barrett et

al., 2007). As várias técnicas podem ser baseadas em métodos diretos como a observação de aves em alimentação ou a inspeção dos conteúdos estomacais a partir de aves mortas. Os métodos indiretos envolvem a análise de fezes, restos alimentares, isótopos estáveis ou análise de ácidos gordos a partir de tecidos (Barrett et al., 2007; Iverson et al., 2007; Quillfeldt et al., 2005). Para a maioria das aves marinhas, o estudo da dieta é baseado essencialmente durante a época reprodutora, não havendo um método completamente satisfatório de amostragem durante o resto do ano, quando as aves estão distribuídas ao longo da costa ou em alto mar (Barrett et al., 2007). Em qualquer caso, independentemente da metodologia escolhida, é necessário que o estudo da dieta seja consistente, e o mais informativo e detalhado possível acerca dos métodos utilizados para a identificação e estimação do comprimento e peso das presas, possibilitando futuras comparações no tamanho e composição da dieta (Barrett et al., 2007).

1.3.1 Regurgitações e amostras estomacais

A recolha de tratos digestivos é apenas possível a partir de aves mortas. As amostras podem ser obtidas de aves afetadas por derrames de hidrocarbonetos, capturadas acidentalmente por artes de pesca, ou de aves arrojadas ao longo da linha de costa (Barrett et al., 2007). Os conteúdos estomacais podem ser recolhidos em aves vivas de espécies que em situações de stress regurgitam o que têm no estômago, ou podem ser induzidas a regurgitar a partir de lavagens estomacais (Barrett et al., 2007; Duffy and Jackson, 1986; Harris and Wanless, 1993). Os itens recolhidos podem estar quase intactos e permitem obter informações precisas sobre a composição específica e a estimação do comprimento e biomassa dos peixes predados (Harris and Wanless, 1993). Por outro lado estas metodologias implicam um maior consumo de tempo, são difíceis de recolher em grande número e provocam distúrbios nas aves (Harris and Wanless, 1993).

1.3.2 Excrementos

As fezes podem conter partes duras das presas consumidas que passam pelo trato digestivo sem ser digeridas, como ossos, escamas, maxilas, otólitos, e exosqueletos de crustáceos, podendo ser identificadas (Barrett et al., 2007; Jobling and Breiby, 2011). Este método não-invasivo é mais frequentemente utilizado em mamíferos marinhos, sendo usado principalmente em grupos específicos de aves como gaivotas (Laridae), skuas (Stercoraridae), e patos (Anatidae) (Barrett et al., 2007). As vantagens consistem na recolha de um grande número de amostras, embora seja pouco provável que as espécies identificadas representem a totalidade das espécies consumidas dadas as diferenças nas taxas de digestibilidade entre presas (Jobling and Breiby, 2011). A análise de ADN a partir das fezes também é uma fonte útil de informação, podendo revelar a maioria das presas da dieta se a quantidade de ADN presente for suficiente para a amplificação (Barrett et al., 2007).

1.3.3 Egagrópilas

As egagrópilas são produzidas naturalmente por algumas espécies de aves, e são constituídas por restos indigeríveis de presas (Fig. 5). A análise de egagrópilas é usada extensivamente em estudos de dieta de aves marinhas (Furness and Tasker, 1997; Johnstone et al., 1990; Swann et al., 2008; Velando and Freire, 1999). A identificação dos conteúdos baseia-se sobretudo na identificação visual de estruturas esqueléticas como pré-maxilas, vértebras, e otólitos, e requer por isso o uso de bons guias de identificação e a criação de coleções de referência (Barrett et al., 2007). Tal como a análise de fezes, as egagrópilas podem levar à subestimação da importância relativa de algumas espécies na dieta e do comprimento e peso das presas cujos otólitos são erodidos rapidamente (Harris and Wanless, 1993; Jobling and Breiby, 2011). Também é desconhecida a regularidade na produção de egagrópilas, e a idade, ou estatuto reprodutor, da ave que a produziu (Harris and Wanless, 1993; Jobling and Breiby, 2011). Apesar das problemáticas associadas, esta metodologia é considerada como um bom método para determinar a composição da dieta (Barrett et al., 2007). As egagrópilas são normalmente fáceis de recolher em grande número e sem provocar nenhum distúrbio para as aves.



Figura 5 – Egagrópila produzida por galheta *Phalacrocorax aristotelis* (à esquerda), e conteúdos não digeríveis presentes (à direita).

1.3.4 Isótopos estáveis

Outro método muito usado em estudos de dieta é a avaliação dos níveis de diferentes isótopos estáveis em tecidos, baseado no facto de que os rácios dos isótopos de azoto ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) e carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) passam, de uma maneira previsível, das presas para os predadores (Barrett et al., 2007). Apesar de ser um método complexo é hoje em dia uma prática comum em muitos laboratórios. Ao contrário dos outros métodos, o estudo de isótopos estáveis não revela a composição específica da dieta, mas o nível trófico do predador (Barrett et al., 2007; Quillfeldt et al., 2005). Dependendo do tipo de tecido analisado, os isótopos estáveis podem refletir níveis tróficos a diferentes escalas temporais. Para tecidos onde o processo metabólico é mais rápido, como por exemplo o plasma,

os resultados correspondem à alimentação nos últimos dias, e em tecido metabolicamente mais lentos, como as penas, podem corresponder a uma escala temporal de meses, dependendo da cronologia da muda da espécie (Barrett et al., 2007). O método também pode ser útil a fornecer informações espaciais de onde a ave adquire o alimento, pelas diferenças nas assinaturas isotópicas de presas demersais e pelágicas, de ambientes costeiros ou de alto mar, e de gradientes de latitude (Barrett et al., 2007; Quillfeldt et al., 2005).

1.4 A pesca em Portugal

A pesca é uma atividade tradicional em Portugal. A frota pesqueira portuguesa é composta maioritariamente (85%) por embarcações de pequeno porte com comprimentos inferiores a 12m, distribuída por 45 portos nacionais (INE, 2018). No continente, a frota local opera na zona costeira, principalmente até às 6 milhas da costa (DGRM, 2018).

No total estão licenciadas 4019 embarcações, que operam principalmente com artes fixas (anzol, redes e armadilhas), na sua maioria polivalentes (várias artes por embarcação, exclusivamente a pesca por arrasto e a pesca por cerco) (INE, 2018). Tendo em conta as diferentes artes de pesca, 51% das licenças são atribuídas à pesca por anzol, 28% a redes, 14% a armadilhas, 4% ao arrasto e 2% ao cerco (INE, 2018). Em 2017 foram capturadas pela frota portuguesa 118.395 toneladas de pescado, sendo as principais espécies capturadas a cavala *Scomber colias*, o carapau *Trachurus trachurus*, a sardinha *Sardina pilchardus*, o atum *Thunnus spp.*, e o polvo *Octopus vulgaris* (INE, 2018). A pesca polivalente é a que captura maior quantidade (em peso) de pescado (44,8%), seguida pela arte do cerco (37,9%) e pelo arrasto (17,3%) (INE, 2018).

1.4.1 Artes de pesca

Para a pesca comercial em águas oceânicas e interiores marítimas, as principais artes utilizadas são o palangre, redes de emalhar, cerco, arrasto, e armadilhas (DGRM, 2018; Rebordão, 2000). Cada uma tem especificidades e condicionantes, como as dimensões máximas autorizadas, as zonas e épocas em que podem operar, as malhagens de rede autorizadas, percentagens mínimas de captura de espécies alvo e máximas de espécies acessórias (DGRM, 2018).

Palangre

Método que se caracteriza pela utilização de linhas e anzóis. O palangre caracteriza-se por uma linha madre na qual se ligam linhas mais pequenas tendo na sua extremidade um anzol iscado (Rebordão, 2000). Pode ser dividida em palangre de fundo destinado à captura de espécies demersais, e palangre de superfície destinado à captura de espécies pelágicas (Fig. 6) (DGRM, 2018).

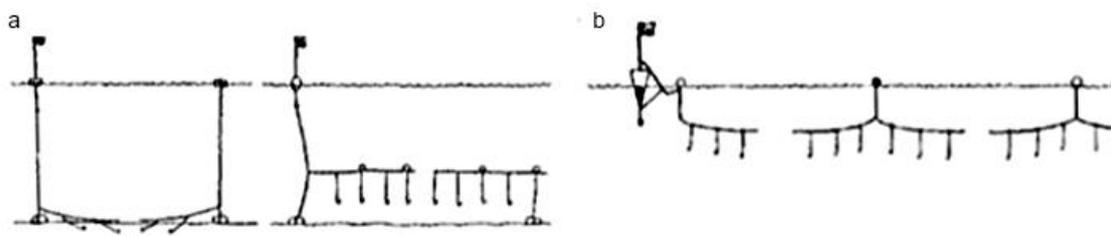


Figura 6 – Representações do palangre de fundo (a), e palangre de superfície (b) (Rebordão, 2000).

Redes de emalhar

Método que utiliza uma estrutura de rede, com forma retangular, que podem ser constituídas por 1, 2, ou 3 panos de diferente malha, mantidos na vertical (DGRM, 2018; Rebordão, 2000). Podem ser colocadas isoladas, ou com maior frequência, em caçadas (conjunto de redes ligadas) (Rebordão, 2000). As redes de emalhar podem ser fundeadas, quando são fixas ao fundo ou a uma certa distância deste, ou de deriva, quando são mantidas à superfície ou a uma certa distância abaixo dela (Fig. 7) (DGRM, 2018). As redes de tresmalho são constituídas por 3 panos de rede sobrepostos em que o segundo pano é de malhagem inferior. Só são permitidas redes de tresmalho fundeadas (DGRM, 2018).

Sendo uma arte não seletiva as redes de emalhar têm várias espécies-alvo. As mais comuns para as redes de emalhar derivantes são a sardinha, a boga *Boops boops* e a judia *Coris julis*. Para as redes de emalhar fundeadas são o salmonete *Mullus surmuletus*, o choco *Sepia officinalis*, a faneca *Trisopterus luscus*, os esparídeos (Sparidae), os robalos *Dicentrarchus labrax*, o pregado *Psetta maxima*, as solhas (Soleidae), o linguado *Solea solea*, a pescada *Merluccius merluccius* e o tamboril *Lophius piscatorius* (DGRM, 2018).

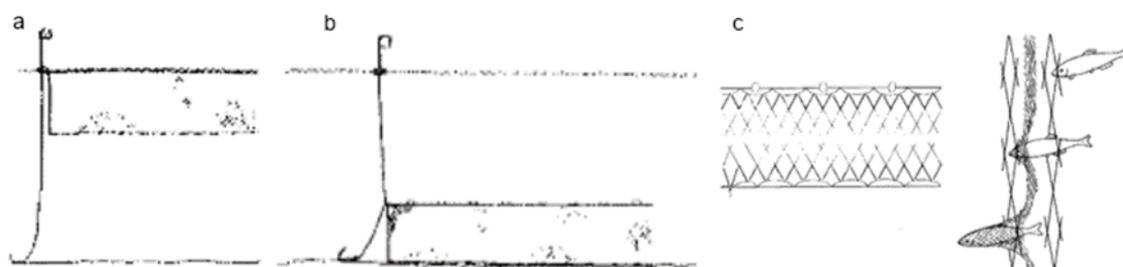


Figura 7 - Representações de redes de emalhar de um pano, de superfície (a), de fundo (b), e de tresmalho (c) (Rebordão, 2000).

Cerco

Método de pesca que utiliza paredes de redes longas e altas, que possuem no seu limite superior cabos com flutuadores e no seu limite inferior cabos com chumbo. São largadas numa trajetória circular de modo a cercar as presas e reduzir a possibilidade de fuga (Fig. 8) (Rebordão, 2000). As

espécies alvo são pequenos peixes pelágicos, como a sardinha, a cavala, a sarda *Scomber scombrus*, a boga, o biqueirão *Engraulis encrasicolus*, e o carapau (DGRM, 2018).

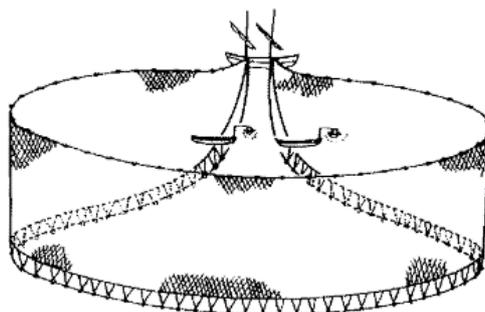


Figura 8 - Representações de redes de cerco. (Rebordão, 2000).

Arrasto

Método que utiliza uma bolsa de rede que são rebocadas a velocidade constante. Pode ser dividido em arrasto pelágico, quando a arte atua a meia água ou perto superfície ou em arrasto de fundo (Rebordão, 2000). O arrasto de fundo pode ser de vara ou com portas. Para o arrasto com portas, a abertura da bolsa de rede é provocada por painéis que se deslocam sobre o fundo (Fig. 9) (Rebordão, 2000). As espécies alvo são a gamba *Parapenaeus longirostris*, carapau, verdinho *Micromesistius poutassou*, lulas *Loligo vulgaris*, potas *Ommastrephes bartrami*, polvo, esparídeos, pata-roxa *Scylliorhinus stellaris*, faneca, cabras Triglidae, cantarilhos e rascassos *Scorpaena* spp. (DGRM, 2018).

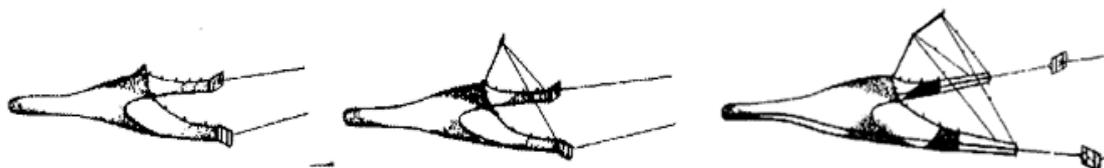


Figura 9 - Representação de arrasto de fundo com portas (Rebordão, 2000).

Armadilhas

Método passivo, no qual a presa é atraída para um dispositivo que lhe impossibilita ou dificulta a fuga (Rebordão, 2000). Este método de pesca pode ser exercido utilizando armadilhas de abrigo, ou armadilhas de gaiola (Fig. 10). As armadilhas de abrigo, potes ou alcatruzes, recriam a ilusão de abrigos, tocas, ou pousos onde a presa se esconde e procura segurança, não impedindo a sua saída (Rebordão, 2000). A espécie alvo de armadilhas de abrigo é o polvo (DGRM, 2018).

As armadilhas de gaiola, essencialmente nassas ou covos, podem ser construídas de diversos materiais com uma ou mais aberturas fáceis para a entrada das presas, mas dificultando ou impedindo a presa de sair (Rebordão, 2000). As espécies alvo de armadilhas de gaiola são o polvo,

lagostim *Nephrops norvegicus*, navalheira *Necora puber*, lavagante *Homarus gammarus*, lagosta *Palinura* spp. e santola *Maja squinado* (DGRM, 2018).

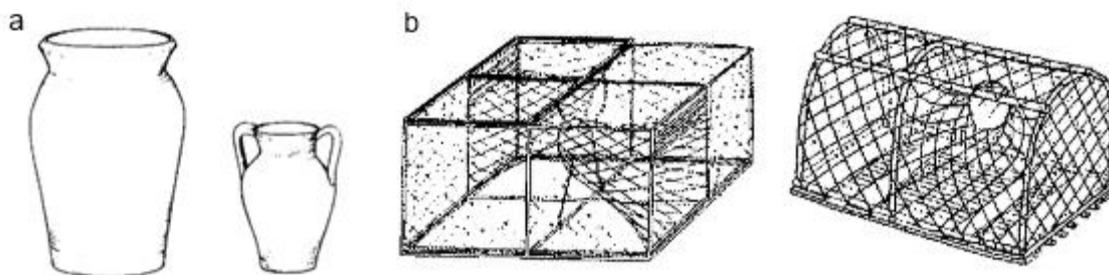


Figura 10 – Representações de armadilhas de abrigo (a), e de gaiola (b) (Rebordão, 2000).

1.4.2 Biodiversidade ictiológica e atividade pesqueira em Peniche e no arquipélago das Berlengas

As correntes marinhas com origem em águas profundas, potenciadas pela proximidade do arquipélago das Berlengas ao canhão da Nazaré, contribuem para que a região tenha uma elevada produtividade e diversidade de espécies e de habitats marinhos (Queiroga et al., 2008). A zona apresenta ainda uma confluência de fauna marinha característica do litoral e de outras associadas ao alto mar. A abundância e diversidade piscívora da zona atrai um grande número de mamíferos e aves marinhas atribuindo diversos estatutos de conservação à região. Apesar da reconhecida importância desta comunidade poucos estudos foram elaborados para avaliar a riqueza específica, abundância e distribuição de peixes (Almeida, 1996; Rodrigues et al., 2008, 2011; Rodrigues and Maranhão, 2009). Estão referenciadas, para a Reserva Natural das Berlengas, 76 espécies de peixes (Rodrigues et al., 2008), entre os quais o mero *Epinephelus marginatus*, uma espécie de elevado interesse conservacionista considerada globalmente como *Vulnerável* (IUCN, 2017). Entre as famílias mais abundantes, em termos de número de espécies e em número de indivíduos, estão os Sparidae, Gobiidae, Labridae, e Ammodytidae (Almeida, 1996; Rodrigues et al., 2011; Rodrigues and Maranhão, 2009). A costa de Peniche também apresenta uma grande diversidade de espécies, embora no geral em menor abundância (Rodrigues and Maranhão, 2009). Muitas destas espécies têm grande valor comercial e são exploradas pela atividade pesqueira.

Sendo uma região tradicionalmente de pescadores, Peniche tem uma elevada dependência da atividade e indústria pesqueira (Abreu et al., 2010), sendo o porto de pesca de Peniche um dos mais importantes portos nacionais. Em termos de captura de pescado, no ano de 2017, foram descarregadas 14.033 toneladas, sendo apenas ultrapassado pelos portos de Matosinhos e Sesimbra (INE, 2018). O volume de pescado descarregado gerou cerca de 38 milhões de euros, sendo o porto nacional com maior receita (INE, 2018).

Igualmente à frota nacional, a frota pesqueira que opera a partir de Peniche é na sua maioria constituída por embarcações polivalentes de pequena dimensão (Almeida et al., 2016). Em 2015 estavam autorizadas a exercer atividade na zona da ZPE quase 700 embarcações de pesca costeira (maioritariamente polivalentes, cercadoras e arrastões) e 200 de pesca local (a operar palangre, armadilhas e redes de emalhar) (Almeida et al., 2016). Entre as espécies capturadas com maior valor destacam-se a sardinha, a cavala, o carapau, o polvo, o robalo *Dicentrarchus labrax*, o espadarte *Xiphias gladius*, o cherne *Polyprion americanus* e o congro *Conger conger* (INE, 2018).

1.5 Interações entre aves marinhas e pescas

Pelos seus comportamentos e atividades as aves marinhas possibilitam a existência de um elevado número de interações, muitas vezes conflituosas, com a pesca comercial. As interações podem ser de diferentes tipologias, podem ter um efeito direto ou indireto, e produzir tanto efeitos negativos como positivos. Para as aves, a pesca comercial pode prover uma fonte de recursos adicional proporcionada pelas rejeições, o aumento na abundância de presas pela eliminação de competidores, a morte acidental em artes de pesca ativa ou inativa e a redução de presas. Para a pesca as aves marinhas podem ser bons indicadores da localização de cardumes, reduzir o número de presas, consumir o isco e/ou peixe pescado e causar danos nas artes/operação da pesca.

1.5.1 Fonte de recursos

Localização de presas

Durante séculos, o avistamento de aves marinhas por pescadores tem sido usado como uma ferramenta para a localização de cardumes ou aglomerados de peixes e crustáceos (Montevecchi, 2002). Com a industrialização da pesca e o desenvolvimento de tecnologias de deteção, esta prática tem agora um papel de menor importância, contudo pode ser ainda usada em pescas locais de pequena escala. As aves marinhas são também bons indicadores do estado, disponibilidade, mortalidade, e distribuição espacial e temporal dos *stocks* pesqueiros (Cairns, 1987; Cury et al., 2011; Einoder, 2009; Montevecchi, 2002).

Consumo de rejeições

A captura total ou parcial de pescado de pequenas dimensões ou de baixo valor comercial é muitas vezes desperdiçada e devolvida ao mar. A produção de rejeições pela pesca comercial proporciona uma fonte de recurso extra, tornando, por exemplo, disponíveis peixes demersais a aves marinhas que se alimentam à superfície (Arcos et al., 2008). Apesar de controverso, já foram identificadas várias espécies que beneficiam de rejeições, podendo este ser um fator de grande importância para o crescimento de algumas populações e responsável pelo desequilíbrio natural entre espécies

simpátricas (Arcos and Oro, 2002; Tasker et al., 2000). Entre as aves marinhas que mais beneficiam estão várias espécies de gaivotas, fulmares *Fulmarus glacialis*, alcatrazes *Morus bassanus*, alcaides *Stercorarius skua*, albatrozes, e algumas espécies do género *Sterna* (Tasker et al., 2000). No Mediterrâneo, o consumo de rejeições proporciona mais de 70% dos requisitos energéticos da gaivota-de-audouin *Larus audouinii* durante a época reprodutora (Oro et al., 1996), e 40% dos requisitos energéticos da criticamente em perigo pardela-balear *Puffinus mauretanicus* (Arcos et al., 2000). Assim, a drástica redução da taxa de rejeições atualmente esperada pode ter implicações no tamanho e no sucesso reprodutivo de algumas populações (Arcos et al., 2008; Furness and Tasker, 2000). Aves mais generalistas como os alcaides, que até então beneficiavam de rejeições, podem aumentar a predação sobre aves mais especializadas e de menor tamanho (Votier et al., 2004).

Aumento de presas

A pesca de grandes peixes, maioritariamente predadores, pode levar a uma redução da sua abundância e conseqüentemente a um aumento das suas presas, o que pode ser favorável para algumas populações de aves marinhas (Montevecchi, 2002; Tasker et al., 2000). Por exemplo no mar do Norte, provou-se que a pesca dirigida a grandes predadores ou competidores, como o bacalhau *Gadus morhua*, o badejo *Merlangius merlangus* e a sarda *Scomber scombrus*, influenciou o stock de galeotas (família Ammodytidae), beneficiando várias espécies de aves marinhas que se alimentam destes (Furness, 2002). No entanto, o aumento da disponibilidade de presas pode ser apenas temporário, e a interação entre predador-presa pode não ocorrer de forma tão linear quanto o esperado, dada a complexidade de efeitos diretos e indiretos e os mecanismos envolvidos nas redes tróficas marinhas (Arcos et al., 2008; Yodzis, 2001).

1.5.2 Mortalidade

A morte de aves marinhas devido à pesca comercial pode ocorrer sob várias formas. As aves podem morrer por afogamento em redes de pesca ou em anzóis, por embate nas embarcações ou cabos, por perseguição direta pelos pescadores (que as podem utilizar como isco para a pesca, para a sua própria alimentação, ou apenas como medida de controlo populacional). A quantidade de aves afetadas depende de fatores associados ao tipo de arte de pesca utilizado, à época do ano, às condições ambientais e às próprias espécies de aves (Tasker et al., 2000). A mortalidade causada pela pesca pode ser avaliada através da monitorização a bordo das embarcações de pesca, de inquéritos realizados aos mestres de pesca (Oliveira et al., 2015), e de inspeções costeiras para detetar aves arrojadas junto à costa, embora alguns destes resultados possam ser enviesados (Duffy and Schneider 1994).

Captura acidental em artes de pesca

A captura acidental, ou acessória, é a segunda ameaça que afeta um maior número de aves marinhas, logo a seguir às espécies invasoras (Croxall et al., 2012). Estima-se que todos os anos morram acidentalmente 400.000 aves em redes de emalhar (Žydelis et al., 2013), e 160.000 no palangre a nível global (Anderson et al., 2011). Entre os grupos taxonómicos mais afetados pelas redes de emalhar estão os alcídeos (Alcidae), os pinguins (Spheniscidae), os corvos-marinhos (Phalacrocoracidae) (Fig. 11), entre outros grupos de aves que se alimentam a maiores profundidades, acabando por ficar presas nas quase transparentes redes de *nylon* (Žydelis et al., 2013). O palangre apresenta outra ameaça, principalmente na altura da largada do aparelho, em que as aves marinhas predam o isco ainda quando este vai a descer a coluna de água ficando presas ao anzol e morrendo afogadas, ou numa fase mais tardia quando predam o peixe preso ao anzol (Anderson et al., 2011; Tasker et al., 2000). Mesmo que as aves sejam retiradas da água ainda vivas, os danos provocados pelos anzóis podem já ser de muito difícil recuperação. Os grupos de aves mais frequentemente capturados nesta arte são os albatrozes (Diomedidae), as pardelas (Procellariidae) (Fig. 11), algumas gaivotas (Laridae), os alcatrazes (Sulidae) e os corvos marinhos (Phalacrocoracidae) (Belda and Sanchez, 2001; Cortés et al., 2017). Outras artes de pesca, como o cerco e os arrasto, também causam mortalidade a aves marinhas, embora que em menor extensão (Tasker et al., 2000). Embora haja um recente esforço para compreender a magnitude dos impactos causados pelas capturas acidentais nas populações de aves marinhas, a informação continua escassa, principalmente ao nível das regiões dominadas por pequena embarcações de pesca (Pott and Wiedenfeld, 2017).



Figura 11 – Galheta *Phalacrocorax aristotelis* capturada em redes de emalhar (à esquerda), e cagarra *Calonectris borealis* capturada no palangre (à direita) na área marítima de Peniche.

Algumas soluções para a diminuição das capturas acidentais já existem, ou estão a ser desenvolvidas, como aumentar a visibilidade das redes de emalhar com a colocação de painéis contrastantes (Martin and Crawford, 2015), a colocação de pesos nos anzóis e a utilização de linhas espantadoras de aves no palangre (Dietrich et al., 2008; Melvin et al., 2014). Também a limitação da pesca em zonas e/ou durante o período de nidificação de certas espécies de aves, ou a colocação de artes apenas durante a noite são possíveis medidas a ter em conta (Tasker et al., 2000; Žydelis et al., 2009). As medidas implementadas terão de ser adequadas a cada região, tendo em conta as características das frotas pesqueiras e envolvendo sempre que possível os pescadores e outros profissionais da pesca no encontro das melhores soluções. O desenvolvimento de medidas de mitigação pode não ser por si suficiente, devendo ser sempre acompanhado pela implementação e reforço de regras ou práticas reguladas tanto ao nível nacional como internacionalmente, alertando e educando os pescadores e o público em geral para a necessidade da diminuição da morte de aves em artes de pesca, de forma a permitir e promover a sua coexistência.

Artes de pesca perdidas

Os restos de redes e de linhas de pesca perdidas ou abandonadas no mar fazem parte do lixo mais perigoso em meio marinho (Good et al., 2009; Laist and Wray, 1995). Estes materiais permanecem intactos ao longo de décadas, levando à captura, enredamento ou ingestão e prejudicando várias formas de vida. Os animais apanhados por estas redes dificilmente se conseguem libertar, ficando expostos a predadores ou morrendo de exaustão, de fome ou devido às lesões provocadas pelas redes (Laist and Wray, 1995). Poucos estudos sistemáticos foram elaborados acerca desta problemática em aves marinhas, principalmente pela dificuldade e impraticabilidade em estimar e quantificar os impactos, sendo que a maior parte da informação recolhida se deve a observações ocasionais (Laist and Wray, 1995; Tasker et al., 2000). Mundialmente estima-se que mais de 60 espécies de aves marinhas sofrem de enredamento ou ingestão de material descartado pela pesca (NOAA Marine Debris Program, 2014). No Pacífico Norte, uma única rede de emalhar abandonada capturou mais de 350 aves (Jones and Ferrero, 1985). Um outro exemplo foram as ações de recolha de materiais de pesca perdidos no mar de Salish, onde foram encontradas 514 aves marinhas mortas, pertencentes a mais 15 espécies, nas 870 redes recolhidas (Good *et al.* 2009). Entre as aves mais comuns encontradas mortas em artes de pesca perdidas estão os alcídeos, as gaivotas e os corvos-marinhos (Good et al., 2009; NOAA Marine Debris Program, 2014). Também a presença de redes e outro lixo marinho usado como material de construção em ninhos de várias espécies, (Montevecchi, 1991; Silva, 2015; Tasker et al., 2000) representa um perigo acrescido de enredamento e morte tanto por parte dos adultos como das crias (Montevecchi, 1991). Os esforços para a redução de artes de pesca perdidas ou abandonadas passam por encorajar a correta

eliminação do equipamento de pesca danificado e ações de recolha do lixo já existente no mar (Good et al., 2009; Laist and Wray, 1995; NOAA Marine Debris Program, 2014).

Uso como isco

Durante séculos as aves marinhas foram um importante recurso alimentar, tanto para pescadores como para diversas comunidades costeiras e insulares (Montevecchi et al., 2007; Simeone and Navarro, 2002). A sobre-exploração levou a um declínio de certas espécies, ou até mesmo à sua extinção, como é o famoso caso da torda-grande *Pinguinus impennis*, nativa do Atlântico Norte. Esta espécie foi perseguida e caçada por navegadores e pescadores que a utilizavam como fonte de alimento, óleo e isco para a pesca, tendo sido extinta no séc. XIX (Fuller, 2003; Montevecchi et al., 2007). O uso de aves marinhas (particularmente de pardelas e alcatrazes) como isco foi bastante popular até aos finais do séc. XIX e ao aparecimento de leis de proteção para aves (Tasker et al., 2000). Hoje em dia este uso é bastante mais reduzido, mas ainda pode ocorrer em algumas regiões do planeta, principalmente naquelas com predomínio de pescarias artesanais (Tasker et al., 2000). Também o uso tradicional, não como isco mas como ferramenta para a captura de peixe, foi bastante comum e ainda hoje é praticado, embora em muito baixa escala, como são os casos conhecidos da domesticação de corvos-marinhos para a pesca em rios e lagos da China, Japão e alguns locais da Europa (Beike, 2012; Manzi and Coomes, 2002).

Abates

Outro fator de preocupação é o abate e/ou a destruição de ovos de grandes aves predadoras de peixe, com o intuito de diminuir a pressão sobre os *stocks* de peixes com elevado valor comercial e assim poder aumentar a sua disponibilidade para as pescas (Montevecchi, 2002; Yodzis, 2001). Por serem considerados grandes competidores por peixe, os corvos-marinhos são os principais alvos destas ações, principalmente o corvo-marinho-de-orelhas *Phalacrocorax auritus* na América do Norte e o corvo-marinho-de-faces-brancas *Phalacrocorax carbo* na Europa, Ásia e Austrália (Milton et al., 1995; Tasker et al., 2000). Muitos destes abates são ainda hoje autorizados e permitidos em vários países, como é no caso do governo do estado do Oregon (USA), que em 2015, e por um período de 4 anos, comprometeu-se a eliminar 16.000 corvos-marinhos-de-orelhas alegando o elevado consumo de juvenis de salmão, contribuindo para a redução da população (Dorr and Fielder, 2017; Sallinger, 2014). No geral, estes abates carecem de evidências científicas dos impactos destas aves sobre as espécies de pescado com valor comercial, que prejudicam a pesca comercial, ou que os abates praticados produzam efeitos positivos e mensuráveis nas espécies de pescado predadas (Montevecchi, 2002; Tasker et al., 2000; Yodzis, 2001).

1.5.3 Competição por presas

Quando as aves marinhas e a pesca comercial possuem em comum as mesmas presas, potencializam a existência de fortes interações, como a competição. A competição pelo mesmo recurso pode levar à sobre-exploração dos recursos pesqueiros, reduzindo a disponibilidade de peixe e assim, para as aves, condicionando a sobrevivência, taxas de reprodução e alterando comportamentos (Montevecchi, 2002). Outras consequências passam pelo aumento no esforço de prospecção por alimento, devido à captura de peixe e à variação temporal e espacial da pesca comercial (Bertrand et al., 2012; Cecere et al., 2015), ou até à mudança de hábitos alimentares (Montevecchi et al., 1988). A sobreposição de presas, quando conjugada com a sobreposição espacial, aumenta a probabilidade de conflito, sendo necessária uma gestão cuidada e um aumento na proteção e conservação destas áreas (Karpouzi et al., 2007). A análise do potencial de competição entre aves marinhas e a pesca comercial deve assim ser suportada por estudos científicos que avaliem a sobreposição de recursos alimentares e de zonas preferenciais de pesca entre ambos (Bertrand et al., 2012; Pichegru et al., 2009; Sydeman et al., 2017).

Avaliação global da competição entre aves marinhas e pescas

O consumo anual por aves marinhas está estimado entre 70 (Brooke, 2004) e 96 milhões de toneladas (Karpouzi et al., 2007). Valores semelhantes, cerca de 95 a 130 milhões de toneladas, são retirados anualmente pela pesca comercial (Pauly and Christensen, 1995; Pauly and Zeller, 2016). Apesar de removerem quantidades comparáveis de biomassa dos oceanos a sobreposição espacial entre aves marinhas e a pesca, ao nível global, parece ser baixa (Karpouzi et al., 2007). Por outro lado, cerca de 58% das fontes de alimento das aves marinhas provêm de krill e cefalópodes, extraídos maioritariamente de zonas em mar aberto, onde apenas 4% das pescas ocorrem (Karpouzi et al., 2007; Pauly and Christensen, 1995). A probabilidade de competição aumenta à medida que nos aproximamos de zonas costeiras, onde a atividade da pesca comercial é mais intensa e a partilha por presas do mesmo nível trófico é superior (Brooke, 2004; Karpouzi et al., 2007). No entanto, o potencial para a competição pode estar em crescimento, não só devido a um aumento na pesca comercial de pequenos peixes pelágicos, muitas vezes as principais presas de aves marinhas, para a produção de óleos e recursos alimentares para aquacultura (Metian, 2009), mas também pela exploração de novas áreas de pesca em mar aberto (Swartz et al., 2010).

As áreas mais suscetíveis de competição são onde existem grandes densidades de aves marinhas, como no Atlântico Norte, ou áreas com elevado número de espécies, como as regiões da Patagónia, Nova Zelândia e a costa Australiana (Karpouzi et al., 2007).

Na África do Sul, mudanças na distribuição de sardinha *Sardinops sagax* e biqueirão *Engraulis encrasicolus*, impulsionadas pela sobrepesca e mudanças ambientais, contribuíram para a redução

de mais de 50% do número de casais nidificantes de corvo-marinho-do-cabo *Phalacrocorax capensis* e de pinguim-africano *Spheniscus demersus*, e para a diminuição no número de alcatrazes-do-cabo *Morus capensis* (Crawford et al., 2014; Okes et al., 2009; Pichegru et al., 2009).

A maioria dos estudos realizados no Atlântico Norte concentrou-se no Mar do Norte e na avaliação dos impactos da diminuição da galeota no sucesso reprodutivo e na demografia de diversas espécies de aves marinhas (Frederiksen et al., 2004; Furness and Tasker, 1997; Monaghan, 1992). O declínio de algumas populações de aves, principalmente papagaios-do-mar, alcídeos, e corvos-marinhos, está agora associado ao baixo recrutamento de galeotas devido à pesca industrial e a mudanças oceanográficas (Cook et al., 2014; Frederiksen et al., 2004).

A exploração pela pesca comercial de organismos de níveis superiores ou inferiores aos consumidos por aves marinhas podem criar um desequilíbrio na cadeia trófica ao alterar a organização e estrutura das comunidades marinhas (Smith et al., 2011; Steneck, 1998). A avaliação deste tipo de impactos é difícil pela falta de informação sobre todos os níveis da cadeia trófica, originando resultados difíceis de interpretar (Bascompte et al., 2005; Steneck, 1998)

Competição entre corvos marinhos e pescas

Para os corvos-marinhos (Phalacrocoracidae), a relação com a pesca comercial é das mais conflituosas. Para além das ameaças existentes resultantes das capturas em artes de pesca, há a crença por parte de pescadores que estas espécies, por competirem pelas mesmas presas, reduzem os *stocks* pesqueiros afetando negativamente a pesca comercial (Barrett et al., 1990; Duffy, 1995; Steffens, 2010; Vetemaa et al., 2010). Esta perceção negativa, e muitas vezes infundada, leva à perseguição e morte legal e ilegal de vários indivíduos, obrigando à criação e discussão de planos e ações de gestão específicos para esta problemática (Marzano et al., 2013). Apesar dos corvos-marinhos predarem algumas espécies de pescado com elevado valor comercial, consomem preferencialmente peixes de menores dimensões do que os que são capturados pela pesca. O facto de terem um espectro de recursos alimentares mais largo e adaptativo, a sobreposição entre ambos é baixa e os impactos causados pelos corvos-marinhos na pesca comercial parecem ser negligenciáveis (Doucette et al., 2011; Linn and Campbell, 1992; Östman et al., 2013; Troynikov et al., 2013). Embora estes conflitos ocorram à escala global, as áreas mais suscetíveis incluem a América do Norte, com o corvo-marinho-de-orelhas, e a Europa com o corvo-marinho-de-faces-brancas, duas espécies principalmente presentes em rios e estuários, que entram em conflito principalmente com a pesca comercial em águas interiores (Doucette et al., 2011; Marzano et al., 2013).

Na Europa, também outra espécie de corvo-marinho, a galheta *Phalacrocorax aristotelis*, é afetada pela pesca comercial. De hábitos costeiros e sedentários, as áreas de alimentação das galhetas

encontram-se na proximidade das áreas de reprodução, mesmo fora da época de nidificação (Furness and Tasker, 2000). Esta espécie parece ser afetada principalmente pela depleção dos *stocks* pesqueiros de galeotas e pequenos gadídeos (Gadidae) (Rindorf et al., 2000; Velando et al., 1999). Uma maior competição poderá ocorrer no norte da Europa, não só porque alberga as colónias mais numerosas da espécie, mas também porque consome presas com elevado interesse comercial na região, podendo limitar o recrutamento de bacalhau e escamudo *Pollachius virens* (Barrett et al., 1990; Hillersøy and Lorentsen, 2012; Swann et al., 2008). Nas regiões mais a sul, a sobreposição trófica entre a galheta e a pesca parece ser mais baixa, pois a primeira alimenta-se de presas com pouco valor comercial e pouco exploradas pela pesca comercial (Aguado-Giménez et al., 2018; Cosolo et al., 2011; Xirouchakis et al., 2017). No entanto, a sua suscetibilidade à captura acidental em redes de pesca parece acarretar consequências particularmente graves, principalmente em populações pequenas (Velando and Freire, 2002). Na Península Ibérica a maior parte dos estudos centra-se na região da Galiza, onde a pesca comercial poderá estar a contribuir para o aumento da mortalidade e decréscimo das populações (Velando and Freire, 2002), embora outras ameaças, como condições climáticas adversas, espécies introduzidas e outras causas antropogénicas possam estar a atuar em conjunto (Alvarez and Pajuelo, 2011; Oro et al., 2018).

Métodos de abordagem e índices de avaliação da competição

Os principais conflitos entre aves marinhas e a pesca comercial podem ser resumidos naqueles que causam mortalidade direta de aves, como a captura acidental em artes de pesca, e aqueles que afetam as taxas de reprodução ou a dinâmica das populações (Duffy and Schneider, 1994).

A melhor metodologia para avaliar a mortalidade causada por capturas acidentais passa pela presença de observadores independentes a bordo de embarcações de pesca (Babcock et al., 2003; Duffy and Schneider, 1994). Após o conhecimento das taxas de captura por cada operação de pesca é possível extrapolar os resultados para toda a frota considerada (Lewison and Crowder, 2003). Os índices de mortalidade podem ser comparados com o tamanho da população e com a taxa de reprodução anual (Duffy and Schneider, 1994). As limitações desta metodologia baseiam-se sobretudo no cumprimento do esforço mínimo necessário para que os resultados sejam válidos, e a possibilidade de obtenção de resultados enviesados devido à diferença de comportamentos dos pescadores na presença ou ausência de observadores a bordo, e da escolha dos barcos a monitorizar não ser feita de forma aleatória (Babcock et al., 2003).

A avaliação da competição é um processo mais complexo que envolve o estudo de vários fatores. É importante abordar se as pescas estão a limitar e a reduzir a presença e o crescimento das presas das aves marinhas, e de que forma a possível depleção de recursos está a afetar as populações

dessas espécies de aves (Sydeman et al., 2017). Um indicador do potencial de competição é o cálculo da sobreposição existente entre dois consumidores que permite quantificar a extensão da partilha dos mesmos recursos, quer ao nível temporal como espacial (Hurlbert, 1978). É, portanto, necessário identificar e quantificar as presas que as aves marinhas consomem, relacionar com o tipo e quantidade do pescado capturado pela pesca comercial, mapear as áreas de alimentação das espécies de aves marinhas e as áreas exploradas pela pesca comercial (Karpouzi et al., 2007). A avaliação da competição deve ser feita tanto na época reprodutiva, quando as aves estão limitadas a áreas de alimentação mais próximas, como na época não reprodutiva, onde é importante aferir se a mortalidade e recrutamento de juvenis é afetada (Sydeman et al., 2017). É importante ainda ter em consideração variáveis ambientais que também podem estar a atuar sobre a disponibilidade de alimento (Sydeman et al., 2017).

Existem vários índices que têm sido usados para avaliar a sobreposição de recursos: 1) o índice de Morisita-Horn (Horn, 1966), que permite avaliar a sobreposição das dietas, tendo em conta as proporções da espécie *i* na dieta da ave e na pesca, respetivamente. Um baixo valor de sobreposição pode não implicar que a competição seja baixa, especialmente se a espécie predada for de alto valor comercial; 2) o índice de Evans (Evans, 1973), que avalia a mortalidade de presas por parte das aves relativamente ao tamanho do *stock* pesqueiro. A quantidade de captura é estimada pelo produto entre o tamanho da população de aves, consumo diário por ave, o período de interesse, e a percentagem da dieta ocupada pela presa; 3) o índice de Schafer (Schaefer, 1970) compara as quantidades de uma espécie capturada pelas aves e pela pesca, tendo em conta o número de aves, o consumo diário ingerido por ave por dia), e a percentagem da dieta que consiste na espécie de presa considerada. Os dois primeiros índices (Horn e Evans) são úteis para avaliar o efeito das espécies de aves nos *stocks* pesqueiros e, conseqüentemente, o efeito na pesca comercial. O índice de Schafer permite determinar o efeito da exploração pesqueira nas aves marinhas (Duffy and Schneider, 1994).

As metodologias para avaliar os efeitos das pescas na cadeia trófica são mais complexas e requerem abordagens de modelação com toda a informação disponível acerca das interações entre espécies de uma dada cadeia trófica (Bascompte et al., 2005; Smith et al., 2011). Os modelos ECOPATH, embora bastante complexos, permitem avaliar os efeitos da pesca no ecossistema assim como auxiliar na elaboração de modelos de gestão da pesca mais sustentáveis (Fulton et al., 2005; Plagányi and Butterworth, 2004; Shannon et al., 2000).

2. Estudo anual e variação sazonal da dieta da galheta

2.1 Métodos

2.1.1 Colheita

As egagrópilas foram recolhidas periodicamente em duas épocas definidas, 1) a época reprodutora, compreendida entre os meses de janeiro e agosto (Silva, 2015), e 2) a época não-reprodutora da população de galhetas, compreendida entre os meses de setembro e dezembro. A recolha de egagrópilas ocorreu oportunamente em maio e outubro de 2016, e mensalmente a partir de maio de 2017 a junho de 2018.

A procura de egagrópilas foi efetuada em lugares frequentes de pouso de galhetas e em ninhos acessíveis (Fig. 12).

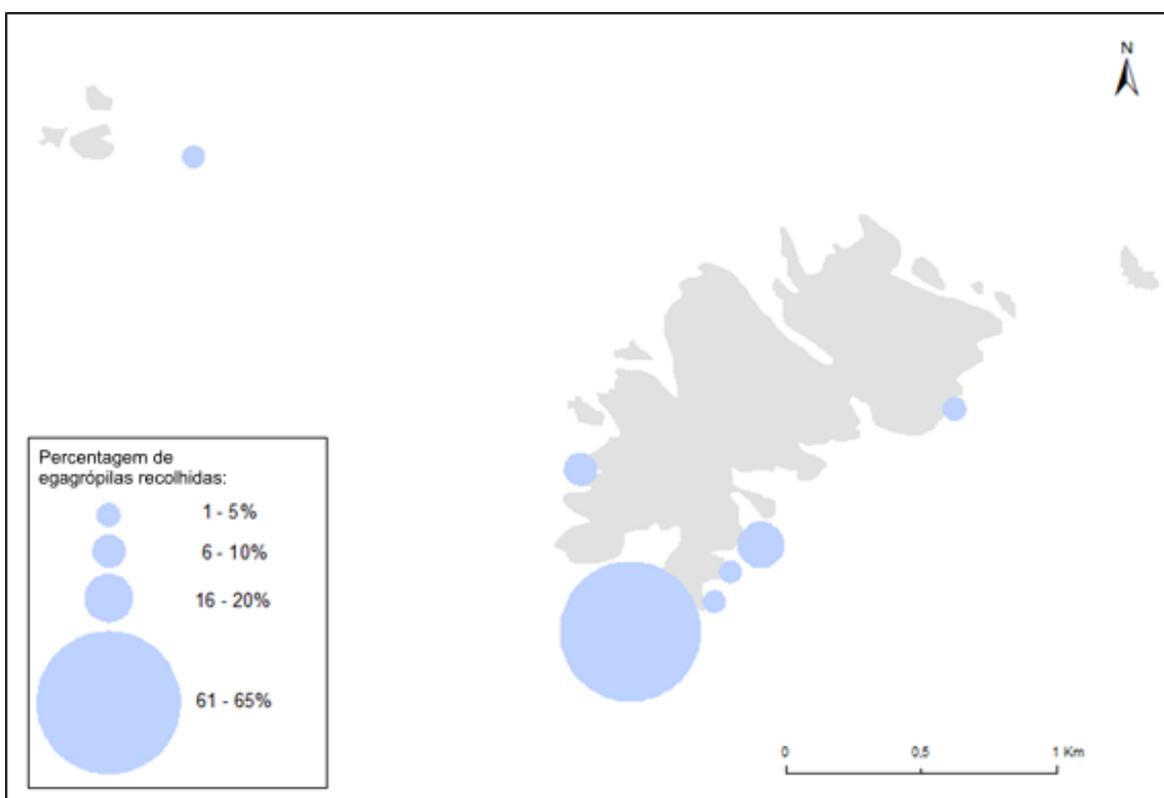


Figura 12 - Mapa da ilha da Berlenga indicando as localizações de recolha de egagrópilas, que ocorreu entre maio de 2016 e junho de 2018.

Foram recolhidas 130 egagrópilas, 30 na época não-reprodutora e 100 na época reprodutora. Das 130 totais, 6 foram descartadas por não possuírem quaisquer estruturas ósseas.

Cada egagrópila encontrada foi guardada individualmente, num pequeno saco de amostragem, para análise posterior em laboratório. Durante a recolha foram registados a data, o local de recolha e atribuído um número de identificação único a cada egagrópila.

2.1.2 Preparação das amostras

Cada egagrópila foi medida (se inteira), colocada individualmente num frasco com uma solução aquosa de detergente para a desintegração e remoção de gorduras e restos orgânicos não ósseos e posteriormente triada em água corrente num crivo de malha 0,5 mm. Os conteúdos resultantes foram examinados com um estereoscópio. Procedeu-se à remoção de itens que não pertencem à dieta da galheta (ex. rochas, material vegetal, etc.) mas que são ingeridos durante a captura de presas. Os conteúdos resultantes foram colocados na estufa até secarem, foram pesados, contados, e agrupados com base no tipo de estrutura em otólitos, vértebras, ossos pré-maxilares, dentes faríngeos, presas secundárias e outros.

2.1.3 Identificação das presas

A identificação de presas baseou-se na identificação de otólitos e outras estruturas esqueléticas úteis. Para a identificação de otólitos foram utilizados os guias de Tuset *et al.* (2008) e Campana (2004). Para a identificação de vértebras e ossos pré-maxilares foi utilizado o guia de Watt *et al.* (1997). Foi ainda criada uma coleção de referência de alguns peixes, com a recolha de otólitos, maxilas, pré-maxilas, mandíbulas, vértebras e dentes faríngeos. A identificação das espécies de peixes da coleção de referência foi feita com base no trabalho de Whitehead *et al.* (1984).

Em cada egagrópila, os otólitos de uma mesma espécie foram agrupados em pares consoante o seu tamanho e as características dos sulcos. O número de indivíduos de cada espécie consumida foi assim estimado como o número mínimo de pares de otólitos presentes. No caso do número total de otólitos resultar um valor ímpar, o otólito remanescente foi considerado como pertencente a um indivíduo.

No caso de egagrópilas sem otólitos a identificação de espécies baseou-se apenas em vértebras, ossos pré-maxilares e a presença de dentes faríngeos. Neste caso a estimação do número de peixes consumidos foi calculada pelo número de vertebras presente de cada espécie, pelo número de pares de ossos pré-maxilares presentes de cada espécie, ou pelo número de placas faríngeas.

O nível taxonómico de identificação foi diferente para alguns tipos de presa e dependente do nível de erosão dos otólitos. No caso da família Ammodytidae a distinção das espécies pertencentes é difícil pelo pequeno tamanho dos otólitos e da sua aparência similar, principalmente após sofrerem algum desgaste, pelo que se optou por não ir para além deste grupo.

As partes de moluscos e crustáceos foram assumidos como presas secundárias, pertencentes à dieta dos peixes consumidos, não se tendo procedido à identificação dos mesmos.

Os peixes predados foram classificados em 3 categorias, baseando-se na sua preferência de habitat, em bênticos, demersais e pelágicos.

Após a identificação dos itens, as amostras foram identificadas e guardadas individualmente, tendo em conta o tipo de estrutura considerado.

2.1.4 Recolha e estimação de morfometrias

A recolha de morfometrias das estruturas utilizadas para a identificação de presas é particularmente útil para estimar o comprimento e a biomassa dos peixes consumidos.

A estimação do comprimento total dos peixes teve apenas em conta o comprimento do otólito. Cada otólito foi medido com recurso a uma ocular graduada ou a papel milimétrico. O comprimento de cada presa foi estimado com base nas equações de regressão que relacionam o comprimento do otólito com o comprimento total do peixe (ver anexo A). As estimativas do comprimento total dos peixes foram posteriormente usadas para a estimação do peso do peixe com equações de regressão que relacionam o comprimento do peixe com a sua biomassa (ver anexo A). Para as espécies que não foi possível obter equações de regressão, foram usadas equações para o género ou família, ou no caso destas não existirem foram usadas equações descritas para outra espécie do mesmo género. Para os casos onde só foi possível identificar a família ou o género, considerou-se como o comprimento total e a biomassa a média de comprimentos e biomassas registadas para as espécies do mesmo género ou família.

Apesar da produção diária de egagrópilas pelas galhetas ser variável (Russell et al., 1995), considerou-se haver a produção de 1 a 2 egagrópilas por dia (Aguado-Giménez et al., 2018; Johnstone et al., 1990). Assim, o consumo diário foi calculado como o intervalo entre a média e o dobro da média da biomassa estimada por egagrópila.

2.1.5 Quantificação das presas

Para a quantificação das presas foram calculados os seguintes parâmetros:

- Número de peixes em cada egagrópila (N), estimado como a metade do número de total de otólitos presentes ou pela presença de outras estruturas singulares.
- Frequência numérica de cada taxon (%N), dada pela proporção de indivíduos de cada taxon no total de indivíduos.

$$FN = \frac{N^{\circ} \text{ de indivíduos de uma espécie}}{N^{\circ} \text{ total de indivíduos}} \times 100$$

- Frequência de ocorrência de cada taxon (%O), dada pela proporção de egagrópilas que contêm cada taxon.

$$FO = \frac{N^{\circ} \text{ de egagrópilas que contêm a espécie}}{N^{\circ} \text{ total de egagrópilas}} \times 100$$

- Percentagem de biomassa (%B), dada pela proporção da biomassa de cada taxon no total de biomassa consumida.

$$FB = \frac{\text{Biomassa consumida da espécie}}{\text{Biomassa total consumida}} \times 100$$

2.1.6 Análise estatística

O teste *U* de Mann-Whitney foi usado para avaliar as diferenças entre as amostras recolhidas durante a época reprodutora (janeiro a agosto) e a não reprodutora (setembro a dezembro), devido à distribuição não normal dos dados. Foram testadas as diferenças para 1) o número de peixes consumidos por espécie, 2) o número de peixes por egagrópila, 3) o comprimento de cada peixe consumido e 4) a biomassa de cada peixe consumido.

2.2 Resultados

2.2.1 Composição da dieta

Em média, o peso seco das egagrópilas foi de 1,76 g (min: 0,10 g; max: 5,47 g), com um comprimento de 2,86 cm (min: 1,6 cm; max: 4,3 cm). Foram encontrados 3973 otólitos nas 124 egagrópilas analisadas, e o número de peixes consumidos foi estimado em 2065. No total foram identificadas 32 espécies, pertencentes a 24 géneros e 15 famílias (Tab. I). As presas mais numerosas (FN = 66,25%) e frequentes (FO = 54,0%) foram as galeotas (Ammodytidae), seguidas da judia *Coris julis*, presente em 39,5% das egagrópilas e com uma frequência numérica de 16,9%, da faneca *Trisopterus luscus* (FN = 1,79%; FO = 10,5%), do bodião-de-bailloni *Symphodus bailloni* (FN = 1,74%; FO = 13,7%), e do bodião-vulgar *Symphodus melops* (FN = 1,50%; FO = 14,5%).

As espécies de peixe predadas foram maioritariamente demersais (94,4% do número total de peixes), seguido por espécies pelágicas (4,2%) e bênticas (1,4%).

Tabela I – Composição da dieta de galheta no arquipélago da Berlenga durante a época não reprodutora e reprodutora, expressa pela frequência de ocorrência (FO), frequência numérica (FN), e percentagem de biomassa (FB).

Espécies	Nome comum	Época não reprodutora (n = 30)			Época reprodutora (n = 94)			Total (n = 124)		
		FO	FN	FB	FO	FN	FB	FO	FN	FB
Ammodytidae	Galeota	30,00	36,06	6,08	61,70	69,63	45,04	54,03	66,25	34,08
Argentinidae										
<i>Argentina sphyraena</i>	Argentina	3,33	0,48	0,27	1,06	0,05	0,11	1,61	0,10	0,15
Atherinidae										
<i>Atherina boyeri</i>	Peixe-rei	6,67	3,85	0,25	1,06	0,22	0,10	2,42	0,58	0,14
<i>Atherina presbyter</i>	Peixe-rei	-	-	-	2,13	0,11	0,04	1,61	0,10	0,03
Bothidae										
<i>Arnoglossus imperialis</i>	Carta	-	-	-	1,06	0,05	0,11	0,81	0,05	0,08
Carangidae										
<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau	3,33	0,48	4,06	2,13	0,16	4,77	2,42	0,19	4,57
Clupeidae										
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardinha	-	-	-	3,19	0,22	0,69	2,42	0,19	0,50
Engraulidae										
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Biqueirão	-	-	-	1,06	0,27	0,07	0,81	0,24	0,05
Gadidae										
<i>Trisopterus luscus</i>	Faneca	20,00	4,81	21,08	7,45	1,45	11,72	10,48	1,79	14,35
<i>Trisopterus minutus</i>	Fanecão	6,67	1,44	9,96	1,06	0,11	0,14	2,42	0,24	2,90
Gadidae unid.		3,33	0,48	1,46	2,13	0,22	2,29	2,42	0,24	2,05
Gobidae										
<i>Gobius paganellus</i>	Caboz da rocha	3,33	0,48	0,01	2,13	0,11	0,02	2,42	0,15	0,01
<i>Gobius</i> sp.		3,33	0,48	<0,01	1,06	0,05	0,01	1,61	0,10	0,01
Gobidae unid.		3,33	1,44	0,05	-	-	-	0,81	0,15	0,01
Labridae										
<i>Acantholabrus palloni</i>	Bodião-vidrão	-	-	-	3,19	0,32	0,60	2,42	0,29	0,43
<i>Coris julis</i>	Judia	40,00	20,19	3,97	39,36	16,53	9,31	39,52	16,90	7,81
<i>Labrus bergylta</i>	Bodião reticulado	6,67	0,96	0,77	7,45	0,48	2,19	7,26	0,53	1,79

<i>Labrus merula</i>	Bodião fusco	-	-	-	4,26	0,70	2,51	3,23	0,63	1,80
<i>Labrus mixtus</i>	Bodião canário	6,67	1,44	0,90	5,32	0,38	0,35	5,65	0,48	0,50
<i>Symphodus bailloni</i>	Bodião-de-bailloni	16,67	3,85	1,36	12,77	1,51	2,09	13,71	1,74	1,89
<i>Symphodus cinereus</i>	Bodião cinzento	3,33	1,44	0,08	1,06	0,05	0,02	1,61	0,19	0,04
<i>Symphodus melops</i>	Bodião vulgar	13,33	1,92	0,77	14,89	1,45	2,09	14,52	1,50	1,72
<i>Symphodus trutta</i>	Bodião-verde	6,67	1,44	1,20	6,38	0,54	0,80	6,45	0,63	0,91
Labridae unid.		3,33	0,48	0,13	7,45	0,75	0,70	6,45	0,73	0,54
Lotidae										
<i>Ciliata mustela</i>	Laibeque-de-cinco-barbilhos	10,00	1,44	7,23	5,32	0,27	2,14	6,45	0,39	3,57
<i>Gaidropsarus biscayensis</i>	Laibeque	3,33	0,48	0,13	2,13	0,16	0,18	2,42	0,19	0,16
<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	Laibeque	6,67	1,92	2,61	3,19	0,32	0,35	4,03	0,48	0,99
<i>Gaidropsarus sp.</i>					6,38	0,38	0,53	4,84	0,34	0,38
Serranidae										
<i>Serranus cabrilla</i>	Serrano alecrim	16,67	2,88	2,74	4,26	0,27	2,49	7,26	0,53	2,56
Soleidae										
<i>Pegusa lascaris</i>	Linguado da areia	-	-	-	1,06	0,05	0,24	0,81	0,05	0,17
Sparidae										
<i>Boops boops</i>	Boga	6,67	0,96	6,99	8,51	0,48	1,11	8,06	0,53	2,76
<i>Dentex sp.</i>					2,13	0,16	0,03	1,61	0,15	0,02
<i>Diplodus sargus</i>	Sargo legítimo	3,33	0,48	8,68	2,13	0,16	1,06	2,42	0,19	3,21
<i>Diplodus vulgaris</i>	Safia	10,00	3,85	2,95	1,06	0,11	0,14	3,23	0,48	0,93
<i>Diplodus sp.</i>		-	-	-	1,06	0,16	1,23	0,81	0,15	0,89
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Goraz	-	-	-	1,06	0,05	0,02	0,81	0,05	0,01
<i>Sparus aurata</i>	Dourada	-	-	-	2,13	0,11	0,23	1,61	0,10	0,16
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Choupa	10,00	1,44	16,26	-	-	-	2,42	0,15	4,57
Sparidae unid.		-	-	-	3,19	0,38	3,31	2,42	0,34	2,38
Triglidae										
<i>Trigla lyra</i>	Cabra lira	-	-	-	1,06	0,05	0,15	0,81	0,05	0,11
Triglidae unid		-	-	-	1,06	0,38	1,04	0,81	0,34	0,75
Não identificado		16,67	4,81	-	8,51	1,13	-	10,48	1,50	-

2.2.2 Comprimento estimado

A média do comprimento total dos peixes predados foi de 11,7cm (desvio padrão = 4,1). O peixe mais pequeno registado com 2,6cm foi de uma espécie não identificada do género Dentex, e o mais comprido com 38,7cm de um laibeque-de-cinco-barbilhos. O comprimento mais frequente para as espécies bênticas e demersais foi de 10,1-14cm (Fig. 13). Já para as espécies pelágicas, resultaram três classes de comprimento mais frequentes, de 6,1-8cm para o qual contribuem os peixe-rei eo biqueirão, de 14,1-16cm devido às sardinhas e carapaus, e de 18,1-20cm devido à presença de gadídeos e bogas.

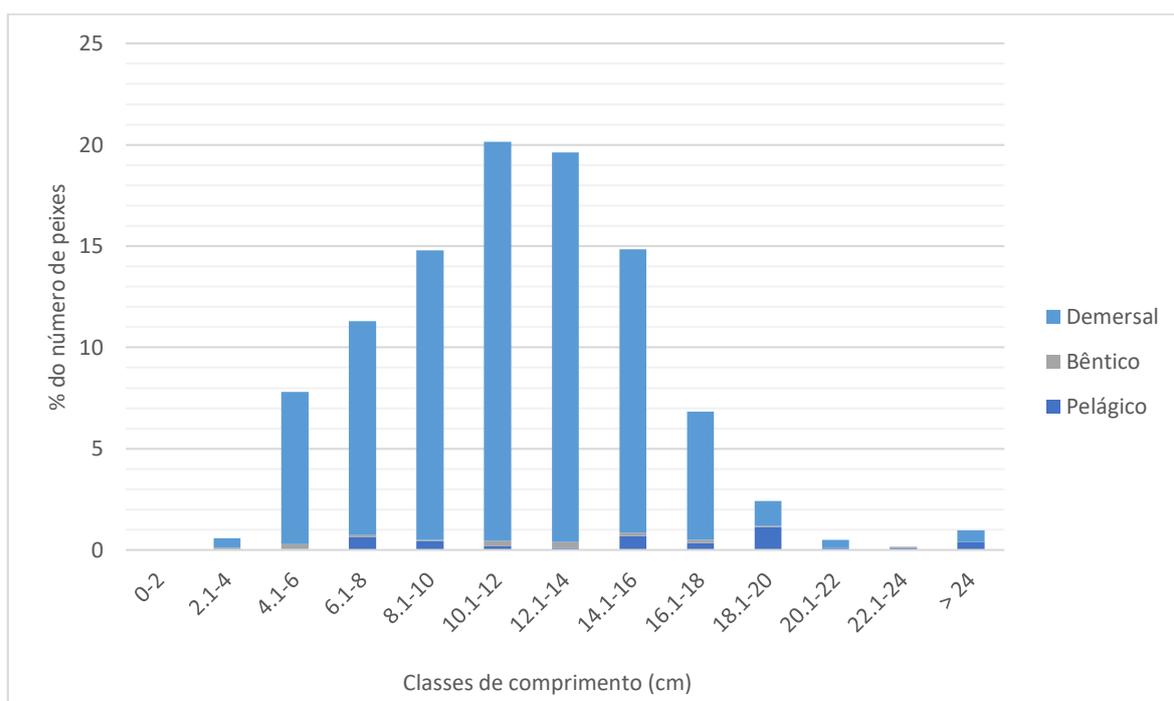


Figura 13 – Classes de comprimento estimadas para os peixes encontrados na dieta de galhetas do arquipélago das Berlengas, de acordo com as categorias ecológicas consideradas.

2.2.3 Biomassa estimada

Relativamente à biomassa estimada, 34,1% do peso total pertenceu à família Ammodytidae, seguido pelas famílias Gadidae com 19,3%, Labridae com 17,4%, Sparidae com 14,9%, Lotidae com 5,10% e Carangidae com 4,6%. Todas as restantes famílias representaram menos de 5% da biomassa total.

A biomassa dos peixes predados variou de < 1g a 665g, estando a média situada em 13,4g (desvio padrão 37,9). As biomassas mais baixas foram calculadas para as galeotas, e a mais elevada pertenceu a um sargo com 664,8g.

A biomassa estimada para os diferentes itens encontrados em cada egagrópila apresentou valores bastante variáveis, provavelmente refletindo a variação na produção de egagrópilas. Na egagrópila

com menor valor de biomassa estimado (2,04g) foi identificado apenas um bodião-de-bailloni. Já aquela que apresentou o valor de biomassa mais elevado (1240,9g) continha um sargo e uma choupa.

A média da biomassa total por egagrópila foi estimada em 230,2g (desvio padrão = 199,0; n = 106). Considerando a produção entre 1 a 2 egagrópilas por dia, o consumo médio diário foi estimado de 230 a 460g.

2.2.4 Comparação entre época reprodutora e não reprodutora

Foram identificadas 21 espécies na dieta da galheta durante a época não reprodutiva, e 31 espécies na época reprodutiva (Tab. I).

O número médio de peixes por egagrópila foi significativamente diferente entre as duas épocas ($U = 681,5$ $p < 0,001$), sendo de 6,9 (desvio padrão 6,3) na época não reprodutora, e de 19,7 (desvio padrão 16,0) na época reprodutora.

Em termos numéricos as 4 famílias mais numerosas, Ammodytidae, Labridae, Gadidae e Sparidae, foram as mesmas em ambas as épocas consideradas (Fig. 14). No entanto existiram diferenças significativas entre épocas na frequência numérica da família Ammodytidae ($U = 837$ $p < 0,001$), estando presente em maior número durante a época reprodutora (Tab. I), e na família Gadidae ($U = 1200$ $p = 0,045$), estando presente em maior número durante a época não reprodutora (época não reprodutora FN = 6,73; época reprodutora FN = 1,78). Em termos mais específicos, o serrano alecrim foi mais abundante durante a época não reprodutora ($U = 1235,5$ $p = 0,024$), assim como as safias ($U = 1284$ $p = 0,016$) e as choupas ($U = 1269$ $p = 0,002$) (Tab. I).

Durante a época não reprodutiva, apesar da galeota ter sido a presa mais frequente, as famílias Sparidae e Gadidae foram as mais representativas em termos de biomassa consumida (6,4% da biomassa total; Fig. 15). Essa percentagem diminuiu durante a época reprodutiva, passando as famílias Ammodytidae e Labridae a representar mais de 65% da biomassa total (Fig. 15).

A biomassa por peixe mostrou ser maior na época não reprodutora ($U = 162993$ $p = 0,017$), com um peso médio de 38,67g (desvio padrão 97,30), e de 10,65g (desvio padrão 22,25) na época reprodutora.

Não foram encontradas diferenças no comprimento médio dos peixes entre épocas.

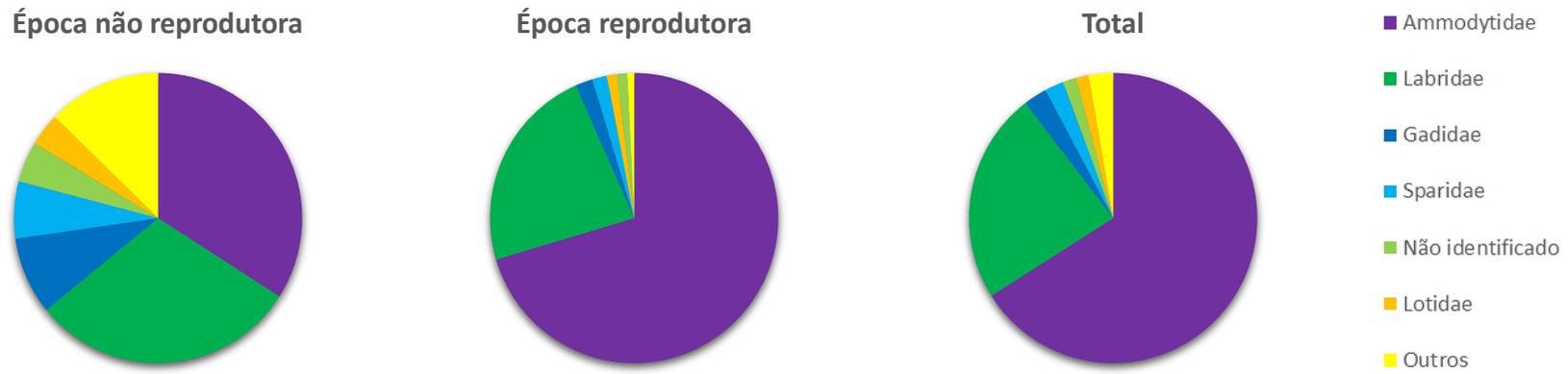


Figura 14 - Frequência numérica das cinco famílias de peixes mais representadas na dieta de galheta em cada uma das duas épocas consideradas e no global. Informação obtida através da análise de 124 egagrópilas recolhidas na Ilha da Berlenga entre maio e outubro de 2016, e maio de 2017 a junho de 2018.

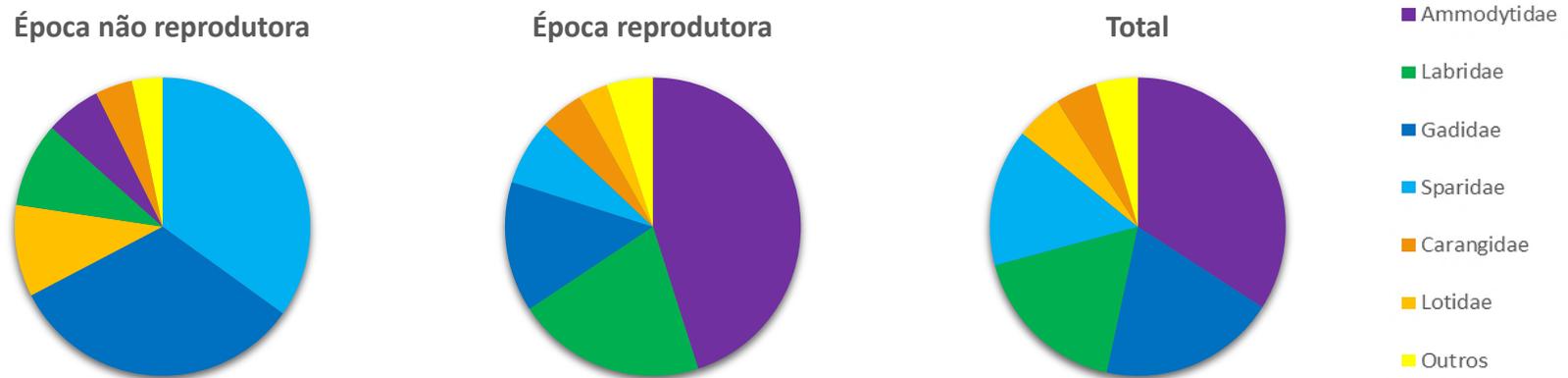


Figura 15 - Percentagem de biomassa das seis famílias de peixes mais representadas na dieta de galheta em cada uma das duas épocas consideradas e no global. Informação obtida através da análise de 124 egagrópilas recolhidas na Ilha da Berlenga entre maio e outubro de 2016, e maio de 2017 a junho de 2018.

2.3 Discussão

A composição da dieta das galhetas é bastante variável geograficamente devido ao seu comportamento alimentar generalista e oportunista (Cosolo et al., 2011; Velando and Freire, 1999). No Atlântico Norte as presas preferenciais são as galeotas (Ammodytidae) e os gadídeos (Gadidae) (Barrett et al., 1990; Harris and Wanless, 1993; Hillersøy and Lorentsen, 2012; Swann et al., 2008). Já a subespécie do mediterrâneo *P. aristotelis desmarestii*, exibe uma dieta com maior diversidade específica, predando maioritariamente bogas, peixe-rei, gobiídeos (Gobiidae) e labrídeos (Labridae) (Aguado-Giménez et al., 2018; Al-Ismail et al., 2013; Cosolo et al., 2011; Xirouchakis et al., 2017).

Na costa atlântica da Península Ibérica, as informações disponíveis sobre a dieta de galhetas provém apenas das populações espanholas, onde as presas frequentes consistem em galeotas, peixe-rei, gobiídeos, e labrídeos (Álvarez, 1998; Velando and Freire, 1999). A localização de Portugal na zona de transição entre o Atlântico norte e o Mediterrâneo é evidenciada pela dieta das galhetas que apresenta características particulares de ambas as regiões. Neste trabalho foram identificadas 32 espécies de peixe na dieta das galhetas, tendo sido a família Labridae aquela com maior representação (9 espécies), seguida da família Sparidae (6 espécies). No entanto, é de ressaltar que não foi possível identificar as espécies de galeotas presentes. As presas mais abundantes na dieta de galhetas no arquipélago das Berlengas foram as galeotas (66%), os labrídeos (24%), os gadídeos (3%) e os esparídeos (2%).

As galhetas são maioritariamente sedentárias, não dispersando muito de zonas costeiras e não se afastando mais do que 17 km da colónia de reprodução para se alimentarem (Bogdanova et al., 2014; Sarah Wanless et al., 1991; Wanless et al., 1998). A população de galhetas da Berlenga está presente durante todo o ano, explorando a área envolvente ao arquipélago e as águas ao largo da costa de Peniche. A maior parte da área marítima ao largo do arquipélago das Berlengas estende-se até uma profundidade de 200 m, sendo ladeada a norte e a noroeste por uma zona de mar profundo, o canhão de Nazaré. A área marítima adjacente, de baixa profundidade, é caracterizada por substratos rochosos e recifes de origem biológica de elevada produtividade que suportam uma grande biodiversidade marinha (Almeida, 1996; Pardal and Azeiteiro, 2001; Queiroga et al., 2008; Rodrigues et al., 2011). Esta biodiversidade parece refletir-se na dieta variada das galhetas.

A diversidade de espécies predadas reflete a flexibilidade das galhetas em estratégias de alimentação, prospectando e explorando vários substratos (Grémillet et al., 1996; Watanuki et al., 2008). Embora vários estudos evidenciem a importância de espécies pelágicas na dieta da galheta (Al-Ismail et al., 2013; Xirouchakis et al., 2017), o consumo de presas demersais ou benthicas parece ser mais acentuado (Cosolo et al., 2011; Grémillet et al., 1996). A preferência das galhetas pela

exploração do fundo marinho é evidente, muitas vezes procurando alimento e mergulhando a profundidades muito próximas ou iguais às do fundo (Grémillet et al., 1996; S. Wanless et al., 1991; Watanuki et al., 2008). Este comportamento é evidente neste estudo, com mais de 90% dos peixes predados serem demersais e associados a recifes. No caso das galeotas, mesmo quando passam grande parte do inverno enterradas na areia, continuam a ser a presa mais comum na dieta das galhetas (Harris and Wanless, 1991).

A disponibilidade de presas parece ser o principal fator para a composição da dieta em galhetas, podendo a dieta destas aves ser usada como indicadores da disponibilidade de alguns recursos pesqueiros (Barrett, 1991; Einoder, 2009; Lorentsen et al., 2018). As famílias Sparidae, Gadidae, Labridae e Ammodytidae estão entre as mais abundantes nas Berlengas e na costa de Peniche (Almeida, 1996; Rodrigues et al., 2011; Rodrigues and Maranhão, 2009), e são também as famílias mais numerosas na dieta de galhetas.

A flexibilidade alimentar das galhetas permite-lhes adaptar a sua estratégia de alimentação e mudar de presas preferenciais tendo em conta fatores como o gasto de energia, competição intraespecífica, o acesso a presas e habitats mais adequados, mudanças climáticas, e restrições alimentares causadas por sobre-exploração da pesca comercial e derrames de hidrocarbonetos (Howells et al., 2017; Michelot et al., 2017; Velando et al., 2005b). No entanto, estes fatores podem ter consequências graves a nível do sucesso reprodutivo que, mantendo-se a longo prazo, podem afetar o efetivo populacional (Alvarez and Pajuelo, 2011; Oro and Alvarez, 2018; Velando et al., 2005a, 1999).

Devido à erosão parcial dos otólitos causada pela acidez dos fluídos gástricos, os valores de comprimento e biomassa poderão ser subestimados devendo ser apenas considerados como parâmetros indicativos da dieta das galhetas. Os peixes predados são de pequeno/médio tamanho, situando-se na sua maioria entre 8-16cm, e estão de acordo com tamanhos registados noutras localizações (Al-Ismaïl et al., 2013; Álvarez, 1998; Barrett et al., 1990; Harris and Wanless, 1993). Também as biomassas diárias consumidas, estimadas em 230 – 460g e que correspondem a cerca de 15% a 30% da massa corporal de uma galheta adulta, são semelhantes a outros estudos (Aguado-Giménez et al., 2018; Álvarez, 1998; Barrett et al., 1990; Johnstone et al., 1990).

Dada a impossibilidade de atribuir as egagrópilas aos indivíduos que as produziram, a proporção de egagrópilas pertencentes a galhetas adultas ou imaturas/juvenis é desconhecida, assim como o seu estatuto reprodutivo. As egagrópilas recolhidas durante a época reprodutiva podem não representar apenas a dieta de adultos reprodutores, além de que cerca de 60% das egagrópilas desta época foram recolhidas no final do período reprodutivo, durante os meses de Julho e Agosto,

e são provavelmente representativas da dieta dos progenitores e dos juvenis que começavam a aprender a alimentar-se.

A dieta das galhetas é mais especializada durante a época reprodutora. O consumo de galeotas, embora predominante em ambas as épocas, é mais acentuado durante a época reprodutiva, representando 70% de todas presas consumidas e 45% da biomassa total. Durante a época não reprodutiva estes valores descem, passando as galeotas a representar 35% do número total de presas e 6% da biomassa total. Neste período mais de 70% da biomassa consumida provém das famílias Gadidae e Sparidae. As espécies mais consumidas dentro destas famílias são a faneca, a boga, a choupa, o sargo e a safia, e embora mais abundantes durante os meses de não reprodução, estão presentes na dieta de galhetas durante todo o ano, representando cerca de 35% da biomassa consumida. Tendo em conta os valores capturados pela frota de pesca local, este conjunto de espécies parece ser bastante abundante na zona marinha das Berlengas, pelo menos em determinadas épocas do ano (Almeida et al., 2018; INE, 2018). O facto de serem exploradas comercialmente poderá representar um fator adicional de pressão, quer ao nível da competição direta como por aumentar a probabilidade de captura acidental nas artes de pesca direcionadas a essas espécies (Tasker et al., 2000). Consequentemente, estes fatores de pressão poderão causar flutuações na dinâmica e tamanho das populações de galhetas (Veland and Freire, 2002).

A escolha de galeotas como presa preferencial durante a época reprodutiva pode advir do seu elevado valor calórico e abundância, fatores importantes num período de elevados requisitos energéticos com a incubação de ovos e a alimentação de crias (Furness and Tasker, 1997; Rindorf et al., 2000). A mudança, durante a época não reprodutiva, para um aumento no consumo de peixes predadores de maior biomassa corporal, pode estar relacionada com a diminuição da disponibilidade de presas, flutuações na densidade das populações de peixes ou modificações nas atividades pesqueiras (Barrett, 1991; Carss, 1993; Lilliendahl and Solmundsson, 2006; Morat et al., 2011).

Pela análise da dieta, a disponibilidade alimentar não parece ser um fator limitante ao crescimento da população no arquipélago das Berlengas. Contudo, alguns indícios, possivelmente relacionados com as limitações do uso de egagrópilas para o estudo da dieta de aves marinhas (Jobling and Breiby, 2011; Johnstone et al., 1990), podem apontar para restrições na dieta e precisam de continuar a ser avaliados no futuro. Foi sentida alguma dificuldade em encontrar egagrópilas durante a época não reprodutiva, embora esta dificuldade possa estar ligada a uma diminuição de efetivos na ilha, à possível diminuição da produção de egagrópilas pelas galhetas, ou a uma maior agitação marítima que lave as rochas e leve as egagrópilas recém produzidas. Também foi registada

uma grande variabilidade nas biomassas estimadas por egagrópila, que pode ser apenas consequência da produção variável de egagrópilas, ou das equações de regressão utilizadas para fazer as estimativas. Outro factor preocupante pode ser a predação de gadídeos e esparídeos durante a época não reprodutiva. A disponibilidade destes peixes, explorados comercialmente, pode ser um factor limitante na obtenção dos requisitos energéticos para a espécie e causar um aumento no conflito entre a galheta e a actividade pesqueira.

Este é o primeiro estudo sobre a dieta das galhetas no arquipélago das Berlengas e evidenciou a importância de certos grupos de peixes para a sobrevivência desta população. A contínua monitorização a longo termo da dieta desta espécie é crucial para um melhor conhecimento das tendências populacionais e avaliação de potenciais causas de declínio, das relações entre a dieta e o sucesso reprodutivo, e do potencial efeito das interações entre galhetas e a pesca comercial.

3. Áreas de alimentação e distribuição espacial de abundância de galheta

3.1 Métodos

3.1.1 Estudo de movimentações e áreas de alimentação de galheta com emissores GPS/GSM

Recolha de dados

Foram colocados 2 emissores Ecotone KITE-L GPS-GSM (Fig. 16) em duas galhetas capturadas na ilha da Berlenga em Outubro de 2017, para a recolha de localizações e posterior análise espacial e temporal de áreas vitais durante a época não reprodutora. Os emissores GPS/GSM foram colocados em uma galheta juvenil e outra imatura de 3º ano, obtendo-se as suas localizações durante o período compreendido de outubro de 2017 a fevereiro de 2018.

Estes aparelhos vêm equipados com painel solar que permite recarregar a bateria interna. As localizações são registadas pelo sistema GPS e são emitidas para o portal da Ecotone através do sistema GSM (rede de telemóvel 2G) em formato de mensagem de texto. No caso de o aparelho estar numa área sem acesso à rede móvel GSM, tinha a capacidade de memorizar até 4 posições, enviando-as assim que se encontrasse numa área com rede. A precisão dos aparelhos foi configurada em ECO (erro das localizações ~20 metros) de forma a aumentar a sua autonomia.



Figura 16 – Colocação de emissores GPS/GSM em galhetas.

A recolha de pontos ocorreu entre o nascer e o pôr-do-sol a cada 30 minutos, uma vez que durante o período noturno os animais estão a descansar, permitindo poupar a bateria do dispositivo. Se a voltagem do dispositivo fosse abaixo dos 3,7 volts deixava de recolher a posição até voltar a recarregar, e se a voltagem estivesse entre 3,7 e 3,8 volts apenas recolhia uma posição a cada 6h.

Toda a informação foi armazenada no portal Ecotone, tendo sido posteriormente descarregada para análise. Na tabela III descrevem-se todas as variáveis, e respetivas unidades, recolhidas pelos aparelhos.

Tabela III – Variáveis, e respetivas unidades, recolhidas pelos emissores GPS/GSM colocados em galhetas na ilha da Berlenga em novembro de 2017.

Campo	Descrição
IdNr	Identificativo de cada localização
GpsNumber	Identificativo do dispositivo GPS/GSM
GpsTime	Data e hora da recolha da posição (fuso horário UTC)
SMSTime	Data e hora do envio da mensagem com a informação recolhida (fuso horário CET)
Latitude	Latitude em graus decimais
Longitude	Longitude em graus decimais
BatteryVoltage	Voltagem da bateria
GpsDescription	Nome do dispositivo GPS/GSM
Temperature	Temperatura ambiente (influenciada pela temperatura corporal)
GpsInterval	Frequência de recolha de informação (2 = 30 minutos; b = 30 minutos com acelerómetro; 5 = 6h)
Activity	Controlo da atividade da ave (viva ou morta). O campo varia entre 0 a 999, onde 999 representa muita atividade.
Speed_knots	Velocidade em nós
Altitude	Altitude em metros
Light	Luz em lux
Acc_X	Valor do eixo do x do acelerómetro
Acc_Y	Valor do eixo do y do acelerómetro
Acc_Z	Valor do eixo do z do acelerómetro

Análise das áreas de distribuição

Para cada localização registada foi adicionado o valor da distância à costa, considerando o ponto em terra mais próximo, e o valor de batimetria correspondente, utilizando como referência a informação contida no “Modelo Batimétrico - do Rio Lis ao Cabo Espichel” da Divisão de Hidrografia do Instituto Hidrográfico Português (2013).

Posteriormente as localizações foram filtradas de forma a identificar os locais de alimentação. Foram considerados como locais de alimentação os pontos no mar com velocidades inferiores a 1 nó e temperaturas entre os 15°C e 20°C, por se assemelharem às temperaturas médias da água do mar.

De forma a calcular as distâncias médias percorridas, todas as localizações obtidas para um mesmo dia foram convertidas em linhas, sendo a distância diária o comprimento de cada linha gerada.

As áreas de maior utilização foram estimadas para cada indivíduo, primeiro utilizando todas as localizações, e depois apenas as localizações em alimentação. Para a definição destas áreas foram

utilizadas ferramentas de análise de densidade Kernel, considerando-se 95% e 50% de probabilidade de ocorrência (posteriormente referidas como kernel95% e kernel50%, respetivamente). As áreas foram definidas com base na distribuição de utilização (UD) e resultam da área mínima obtida pela probabilidade da ave ser encontrada num certo ponto, tendo em conta as coordenadas geográficas.

As áreas de utilização foram calculadas e geradas com o pacote *adehabitat* (Worton, 1995) disponível em R (R Core Team, 2017). Para o pré-processamento da informação e a criação dos mapas foi utilizado o sistema de informação geográfica ArcMap 10.5 (ESRI, 2016).

Análise estatística

Para avaliar as diferenças de batimetria, distância à costa e distância média diária percorrida entre cada indivíduo, foi usado o teste U de Mann–Whitney devido à distribuição não normal dos dados. Todas as análises estatísticas foram executadas em ambiente R (R Core Team, 2017).

3.1.2 Distribuição espacial da abundância de galheta a partir de dados de censos marinhos dentro da ZPE

Recolha de dados

Os censos marinhos foram realizados mensalmente, de novembro de 2016 a abril de 2018, seguindo a metodologia ESAS (Tasker et al., 1984), a bordo de uma embarcação de recreio, seguindo um transecto pré-definido. O transecto foi realizado em dois dias de forma a cobrir toda a ZPE Ilhas Berlengas. As aves foram identificadas, contadas e registado o seu comportamento (incluindo aves em alimentação). As contagens foram agrupadas em períodos de 5 minutos. Foram consideradas dentro do transecto as aves na água e todas as aves em voo usando o método do *snap-shot*, até 300 m tendo em conta um dos bordos da embarcação. Para permitir a modelação da abundância de galhetas na ZPE foram apenas utilizados os registos de galhetas contadas dentro do transecto.

Análise

Os dados foram divididos em época reprodutora (janeiro a agosto) e não-reprodutora (setembro a dezembro). As observações foram agrupadas numa grelha de 1x1km cobrindo toda a área da ZPE. A cada quadrícula foi atribuído o número de aves contadas em cada embarque.

A construção dos modelos teve por base 5 variáveis: latitude, longitude, batimetria, distância à costa e período. Foi utilizado como ponto de referência o centroide da quadrícula. As quadrículas com profundidades superiores a 200 m, correspondentes ao canhão da Nazaré, foram eliminadas das análises por enviesarem os resultados dos modelos. O esforço de observação

foi utilizado como variável *offset*, de forma a ter em conta a variabilidade do esforço. A modelação das aves contadas em cada quadrícula foi feita com base em modelos de regressão: Poisson, binomial negativa, Poisson ou binomial negativa para modelos de zeros inflacionados (ZIP, ZINB), e Poisson ou binomial negativa para modelos Hurdle (Cameron and Trivedi, 1998; Lambert, 1992; Mullahy, 1986; Zeileis et al., 2008). Foram criados modelos usando todas as variáveis consideradas, modelos reduzidos com a exclusão de variáveis sem significância $p > 0,05$, e modelos com o menor valor de Critério de Informação de Aikake (AIC). Foram gerados gráficos de resíduos e valores previstos de cada modelo, para avaliar o excesso de zeros previstos e a comparação entre valores observados e previstos. O melhor modelo foi selecionado com base no resultado do teste à qualidade de ajuste (logLik).

A construção e análise dos modelos gerados foram desenvolvidos com o pacote *pscI* (Zeileis et al., 2008) disponível em R (R Core Team, 2017).

3.2 Resultados

3.2.1 Estudo de movimentações e áreas de alimentação de galheta com emissores GPS/GSM

Para a galheta juvenil foram recolhidas 914 localizações, 22% (197) das quais foram consideradas como em alimentação. Para o imaturo de 2º ano foram recolhidas 1187 localizações sendo 20% (237) consideradas como pontos em alimentação. A frequência de pontos recolhidos pode não ter sido a mesma a cada dia, havendo mesmo alguns dias sem posições, pois a luz solar pode não ter sido suficiente para recarregar as baterias.

As áreas vitais obtidas para cada galheta estão registadas nas figuras 17 e 18, e os respetivos tamanhos das áreas de utilização presentes na tabela III.

Tabela III – Tamanho das áreas vitais estimadas das duas galhetas marcadas considerando todos os pontos e apenas pontos em alimentação.

		Área (km ²)	
		Galheta juvenil	Galheta imatura
Todos os pontos	Kernel 50%	0,20	5,97
	Kernel 95%	1,15	39,06
Pontos em alimentação	Kernel 50%	0,46	8,27
	Kernel 95%	2,25	51,10

A distância diária percorrida para cada um dos indivíduos não foi significativamente diferente ($U = 5541$ $p = 0,439$), situando-se a média nos 1347 ± 1201 m e a máxima nos 6757m para a galheta juvenil, e 1570 ± 1991 m de distância média e 10836 m de distância máxima para a galheta imatura (Fig. 19).

Considerando apenas os pontos em alimentação, a galheta juvenil prospectou a uma distância média à costa ($47,08 \pm 51,96$ m) significativamente maior ($U = 18123$ $p < 0,001$) que a galheta imatura ($37,27 \pm 58,93$ m). A posição mais afastada de costa da primeira situou-se nos 416,86m, enquanto que para a segunda rondou os 573,15m.

As duas galhetas exploraram áreas de alimentação com valores de batimetria significativamente diferentes ($U = 5561,5$ $p < 0,001$). A galheta juvenil prospectou a uma profundidade média de $18,61 \pm 5,02$ m, estando a profundidade máxima nos 24,26m. No caso da galheta imatura a profundidade média rondou os $9,60 \pm 4,14$ m, e a máxima registou-se nos 16,20m.

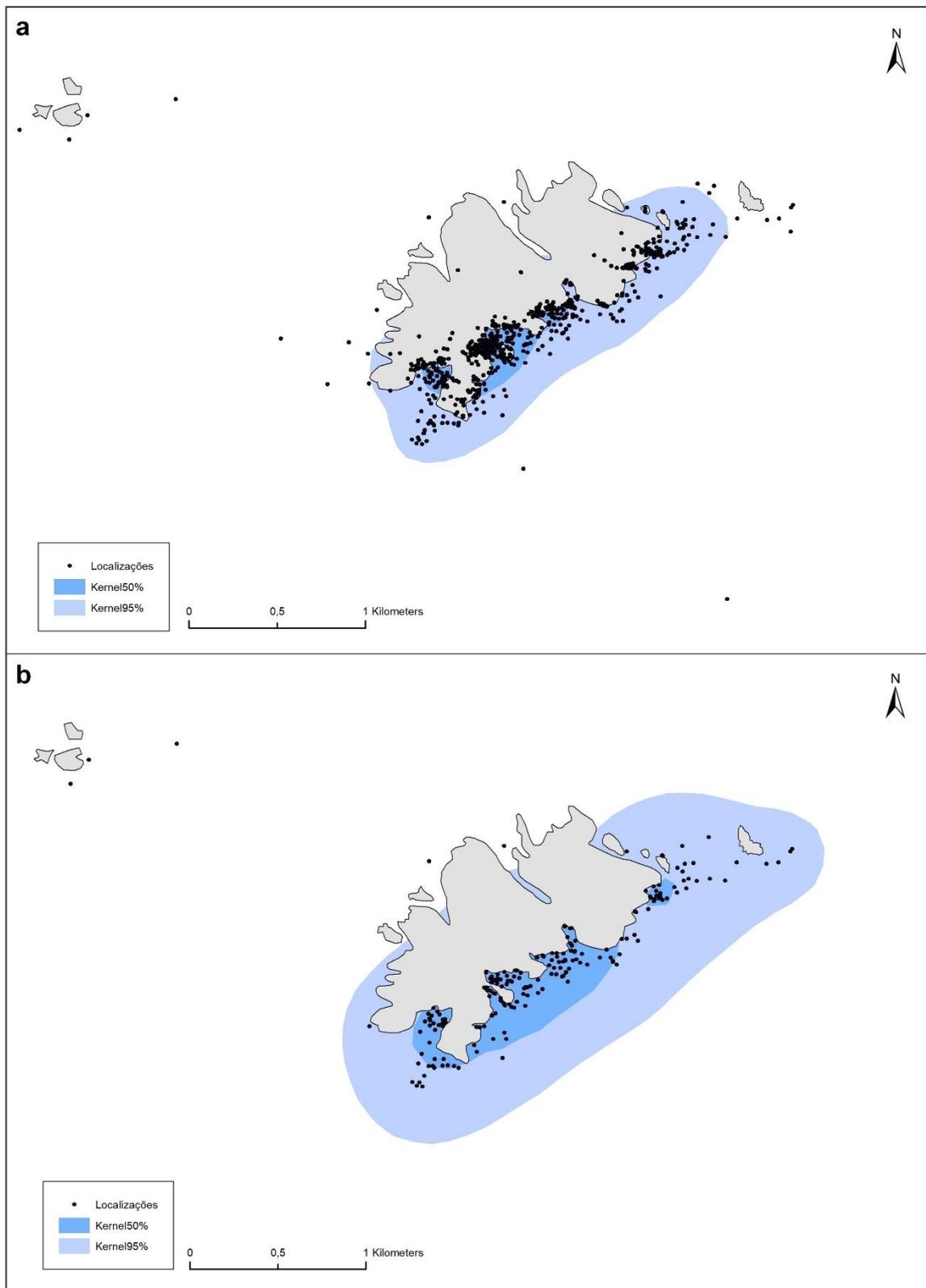


Figura 17 – Áreas vitais resultantes com kernel50% e kernel95% da galheta juvenil utilizando (a) todas as localizações, e (b) localizações em alimentação.

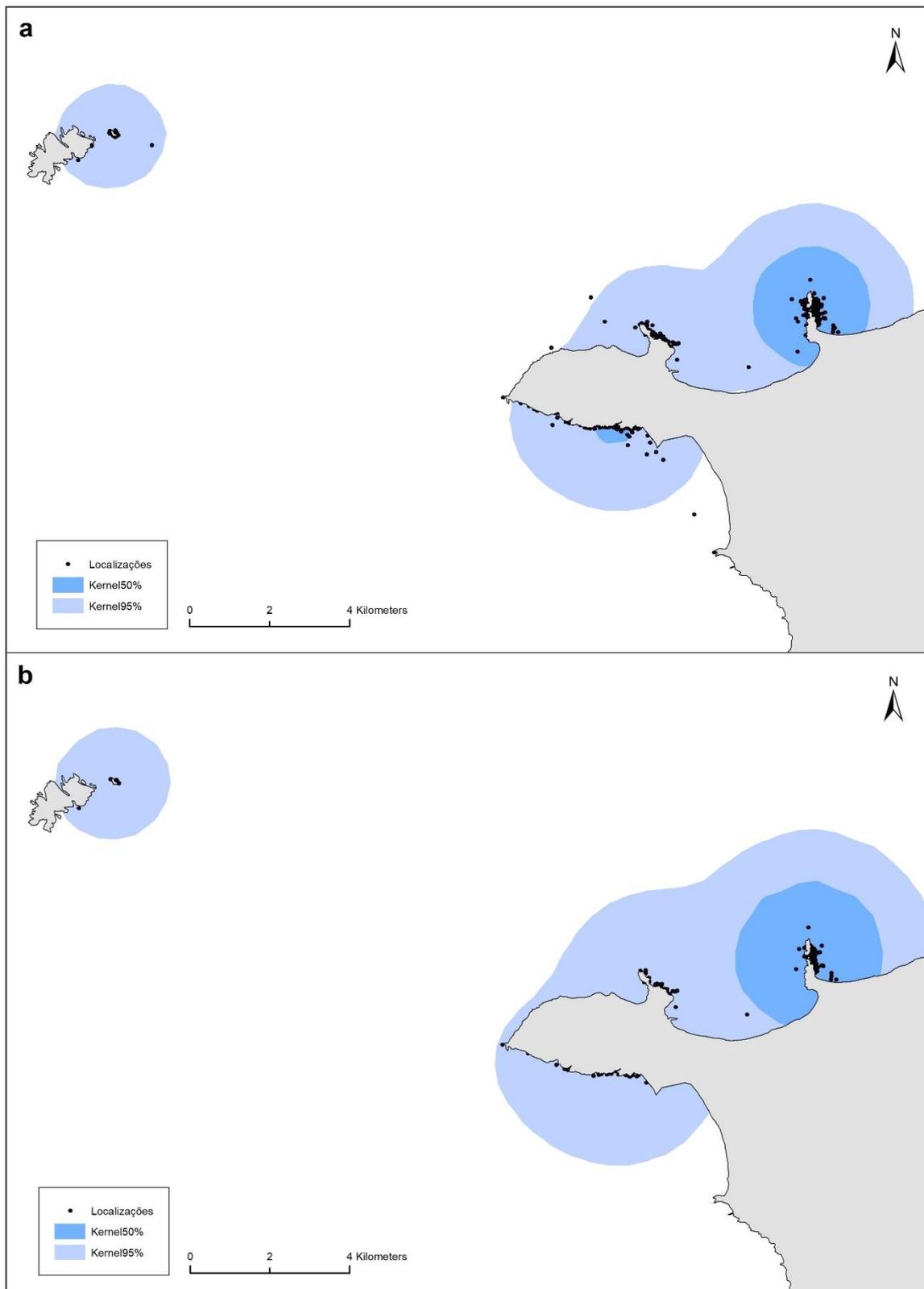


Figura 18 - Áreas vitais resultantes com kernel50% e kernel95% da galheta imatura utilizando (a) todas as localizações, e (b) localizações em alimentação.

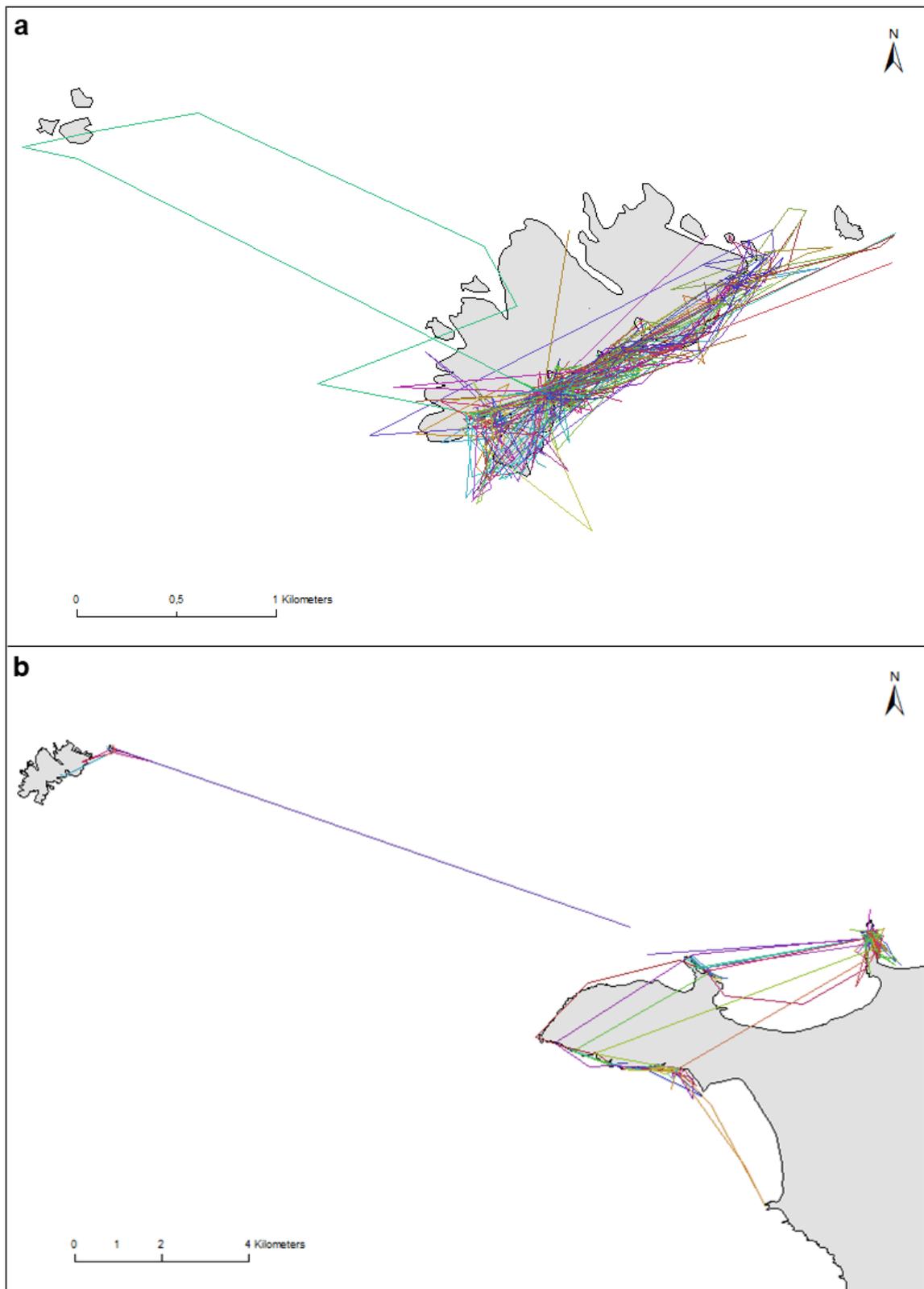


Figura 19 - Transectos diários percorridos para a (a) galheta juvenil e (b) galheta imatura. As cores diferentes representam diferentes viagens diárias.

3.2.2 Distribuição espacial da abundância de galheta a partir de dados de censos marinhos dentro da ZPE

No total foram avistadas 29 galhetas durante os embarques ESAS. Para modelar a distribuição e abundância de galheta na ZPE foram gerados 15 modelos diferentes (Tab. IV).

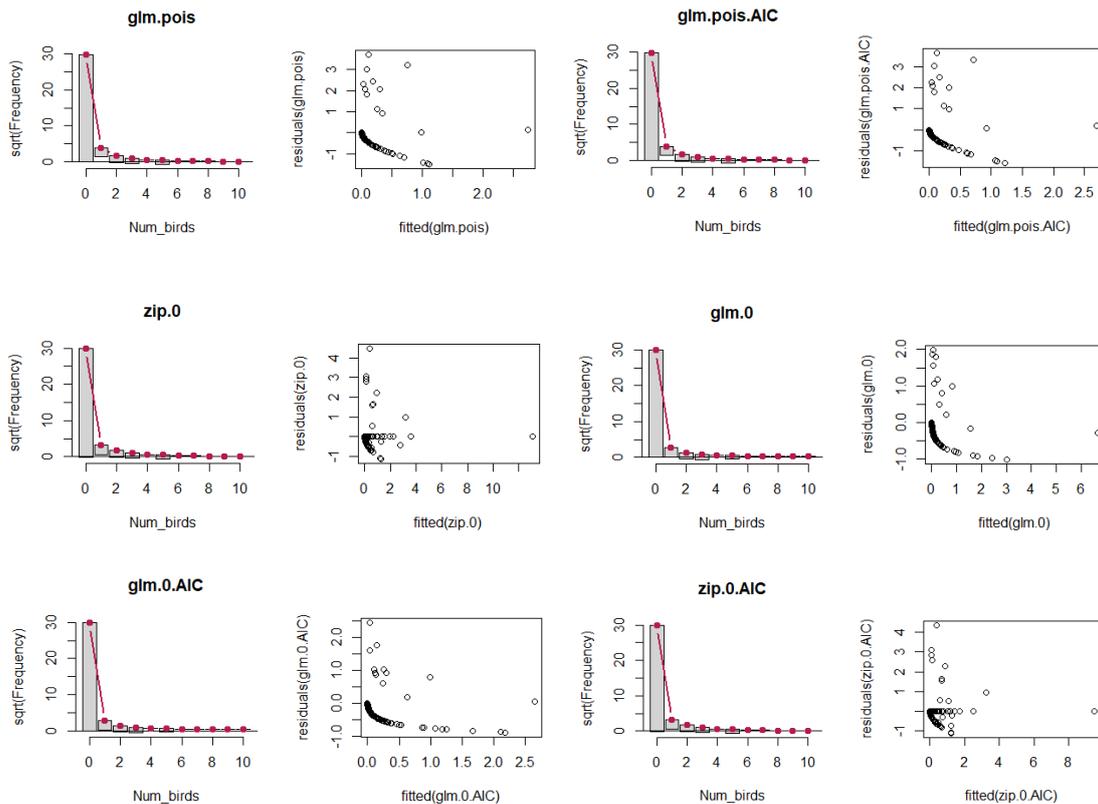
Todos os modelos construídos previram com exatidão o número de zeros presentes na amostra. O modelo zip.0 (modelo de regressão de Poisson com zeros inflacionados) é o que tem o melhor resultado à qualidade de ajuste (logLik) e um dos valores mais baixos de AIC (Tab. V). Contudo, a análise dos gráficos de dispersão e de resíduos (Fig. 20) evidencia que o modelo não tem um bom ajuste à distribuição dos dados devido à dispersão para valores mais elevados no gráfico de resíduos. O mesmo acontece para os modelos zip.0.AIC e zip.2. O modelo zip.neg, o quarto modelo com melhor valor de logLik, parece ser o que mais se ajusta e explica a variabilidade dos dados, com um gráfico de resíduos mais homogêneo (Fig. 20).

Tabela IV- Modelos gerados para a modelação da distribuição e abundância de galheta na ZPE. As variáveis com efeito significativo ($p < 0,05$) estão assinaladas a negrito, e as variáveis com efeito não significativo mas próximo ($p < 0,1$), estão assinaladas com o símbolo *.

Modelo	Regressão	Distribuição	Variáveis
glm.pois	Poisson	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude* + Batimetria + Dist_costa + Período* + offset(log(Esforço))
glm.pois.AIC	Poisson	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude* + Batimetria + Período + offset(log(Esforço))
glm.0	Binomial negativa	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Dist_costa + Período + offset(log(Esforço))
glm.0.AIC	Binomial negativa	Binomial negativa	Num_aves ~ Batimetria + offset(log(Esforço))
zip.0	ZIP	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria* + Dist_costa + Período + offset(log(Esforço)) Latitude* + Longitude + Batimetria + Dist_costa + Período + offset(log(Esforço))
zip.0.AIC	ZIP	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Período + offset(log(Esforço))
zip.1	ZIP	Poisson	Num_aves ~ Longitude + Batimetria + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + offset(log(Esforço))
zip.2	ZIP	Poisson	Num_aves ~ -1 + Latitude + Longitude + Batimetria + Period* + offset(log(Esforço)) -1 + Latitude + Longitude + Batimetria + Período + offset(log(Esforço))
zip.neg	ZINB	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Dist_costa + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Dist_costa + Período + offset(log(Esforço))
zip.neg.AIC	ZINB	Binomial negativa	Num_aves ~ Batimetria + offset(log(Esforço)) Batimetria + offset(log(Esforço))
zip.neg.1	ZINB	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria* + offset(log(Esforço)) Batimetria + offset(log(Esforço))
hurdle.0	Hurdle	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Dist_costa + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Dist_costa + Período* + offset(log(Esforço))
hurdle.0.AIC	Hurdle	Poisson	Num_aves ~ Batimetria + offset(log(Esforço)) Batimetria + offset(log(Esforço))
hurdle.neg	Hurdle	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Dist_costa + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Dist_costa + Período* + offset(log(Esforço))
hurdle.neg.AIC	Hurdle	Binomial negativa	Num_aves ~ Batimetria + offset(log(Esforço)) Batimetria + offset(log(Esforço))

Tabela IV – Resultados da qualidade de ajuste dos modelos construídos para a modelação da distribuição da abundância de galhetas na ZPE ilhas Berlengas. São apresentados os graus de liberdade (GL), o teste AIC, o teste da qualidade de ajuste (logLik), o número de zeros estimados para cada modelo e o número de zeros observados. O modelo escolhido está indicado com o símbolo *.

Modelo	GL	AIC	logLik	Nº zeros estimados
zip.0	12	100,84	-38,42	890
zip.0.AIC	10	98,96	-39,48	891
zip.2	10	99,33	-39,67	891
zip.neg*	13	110,69	-42,34	892
zip.neg.1	7	110,22	-48,11	892
hurdle.0	12	121,46	-48,73	893
hurdle.neg	13	123,46	-48,73	893
zip.1	6	110,23	-49,12	892
zip.neg.AIC	5	113,02	-51,51	893
glm.0	7	118,24	-52,12	893
hurdle.0.AIC	4	112,53	-52,26	893
hurdle.neg.AIC	5	114,53	-52,26	893
glm.0.AIC	3	113,99	-53,99	893
glm.pois	6	134,02	-61,01	887
glm.pois.AIC	3	132,41	-61,21	887
Nº zeros observados				893



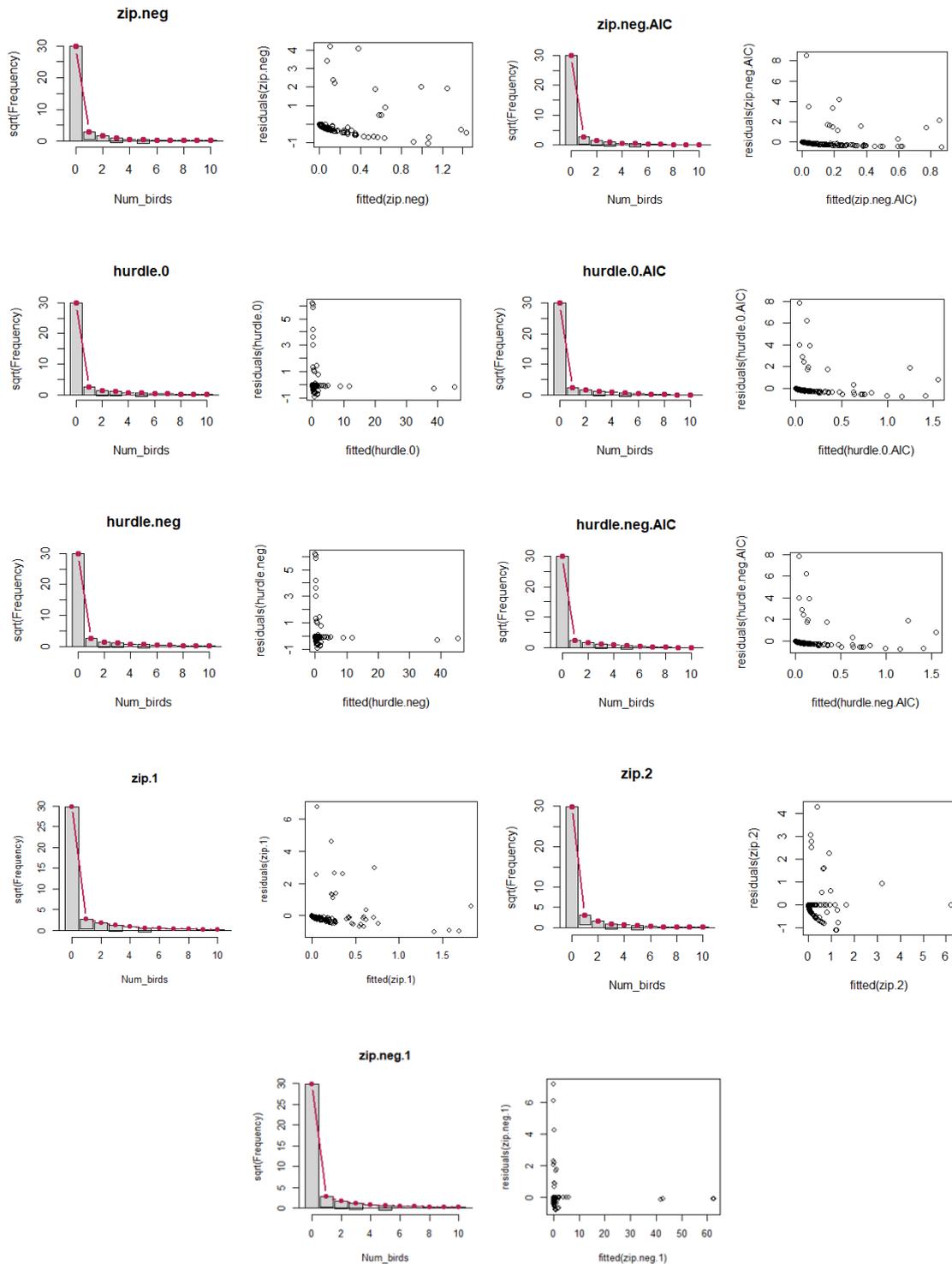


Figura 20 - Gráficos resultantes da análise da qualidade de ajuste dos modelos gerados. O gráfico de barras permite avaliar a dispersão de zeros, e os gráficos de pontos comparam os resíduos de cada modelo com os valores previstos.

Os valores de abundância de galhetas por quadrícula (1x1km) para a ZPE foram estimados pelo modelo selecionado, para o período de reprodução (média = 0,03; máx. = 4,63), e não reprodução (média = 0,05; máx. = 8,73). A população total de galhetas na área de estudo foi estimada em 50 indivíduos durante a época reprodutora e 79 durante a época não reprodutora. A área de

distribuição de galheta é restrita ao arquipélago da Berlenga e à área entre a ilha e a costa de Peniche (Fig. 21). As variáveis com maior efeito sobre a distribuição foram a batimetria, a latitude e a longitude.

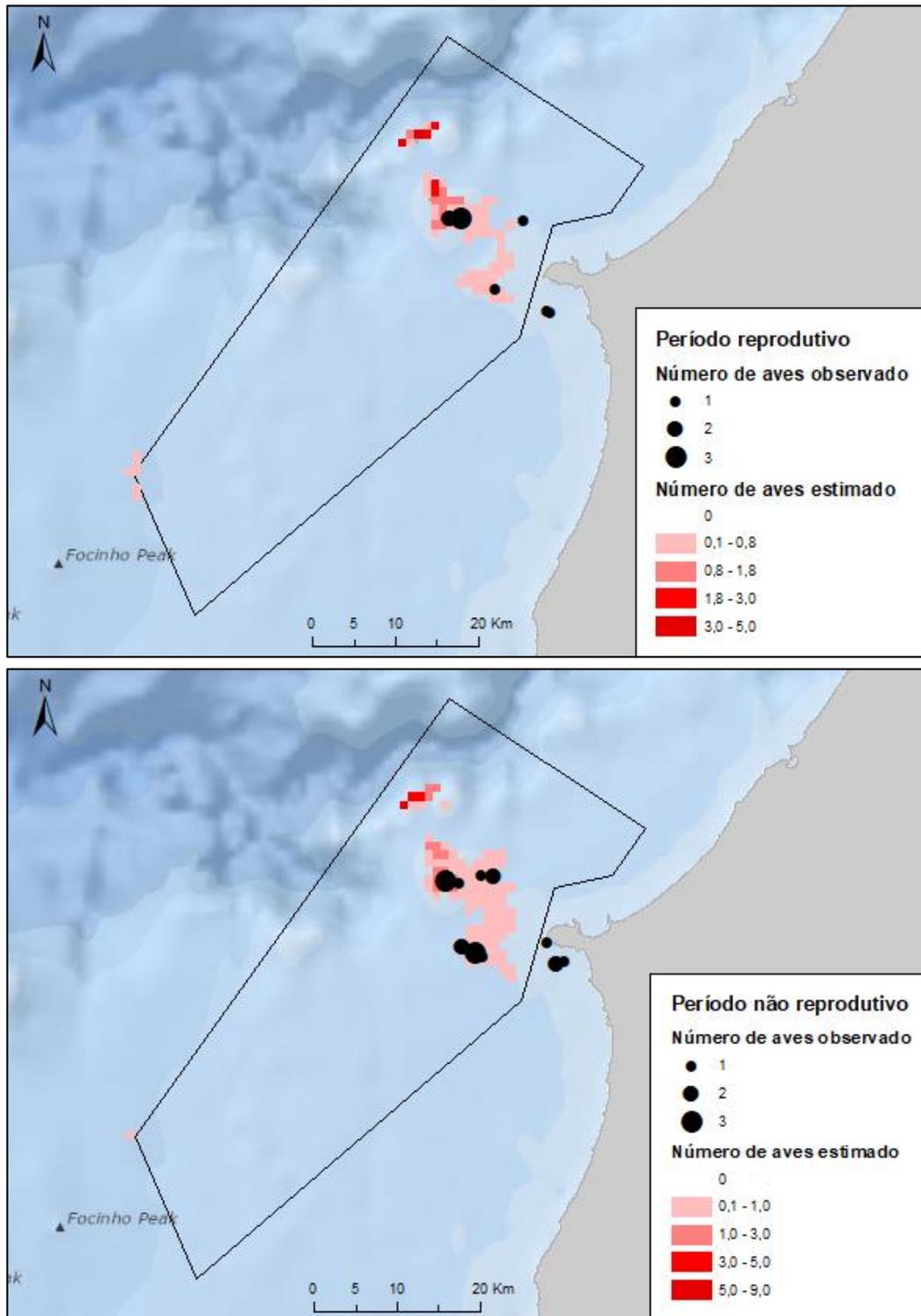


Figura 21 - Mapas de distribuição da abundância de galheta na ZPE das Ilhas Berlengas, durante o período reprodutivo e não reprodutivo.

3.3 Discussão

A galheta explora águas costeiras localizadas, sendo que a área de prospeção de alimento não costuma exceder os 20km em torno da colónia reprodutora (Bogdanova et al., 2014; Sarah Wanless et al., 1991). Fatores como a distribuição da disponibilidade de alimento, a profundidade e o tipo de substrato marinho, afetam os locais de prospeção (Michelot et al., 2017; Wanless et al., 1998; Watanuki et al., 2008). As distâncias percorridas podem ser também afetadas por diferenças intraespecíficas, com as fêmeas a procurar alimento a distâncias maiores que os machos (Bogdanova et al., 2014; Green, 2014).

A população de galhetas da costa de Peniche é provavelmente a que cria no arquipélago das Berlengas, dado o número reduzido de ninhos conhecidos em Peniche (SPEA, dados não publicados) e a reduzida dispersão conhecida para a espécie (del Hoyo et al., 1992; Wanless et al., 1998). É frequente a observação de galhetas a viajar entre a Berlenga e Peniche, e é expectável que se alimentem no canal que liga ambas as áreas.

A população de galhetas no arquipélago da Berlenga exibe uma distribuição muito restrita à área envolvente ao arquipélago e à costa de Peniche. A partir das metodologias utilizadas a distância à costa e a batimetria parecem ser os principais fatores que explicam a distribuição da galheta.

As galhetas marcadas com GPS prospectaram a distâncias médias de terra inferiores a 50m, sendo que nunca ultrapassaram os 600m. As profundidades médias das áreas de alimentação variaram entre os 10 e 20m, nunca ultrapassando os 25m. As diferenças observadas de distância e profundidade de prospeção entre ambos os indivíduos deverão dever-se essencialmente às características dos diferentes locais de alimentação. A área de prospeção da galheta juvenil situou-se na encosta sudeste da ilha da Berlenga. As galhetas observadas durante os embarques ESAS foram encontradas em áreas com profundidades médias de 30m nunca ultrapassando os 50m. A profundidade tem um papel tao importante na prospeção por alimento devido à predação preferencial por peixes demersais.

O tipo de sedimento também pode influenciar as áreas de prospeção (Michelot et al., 2017; Sarah Wanless et al., 1991). A população de galhetas do arquipélago preda maioritariamente galeotas, que são frequentemente encontradas em sedimentos arenosos, e labrídeos e esparídeos que habitam o substrato rochoso. A abundância deste tipo de presas preferenciais pode explicar a curta distância de terra em que as galhetas prospectam.

A prospeção preferencial da galheta juvenil marcada por habitats rochosos é confirmada pela informação da dieta desta ave que consistia maioritariamente por labrídeos e esparídeos (ver

capítulo 2). Já a galheta imatura, capturada na Berlenga, viajou até à costa de Peniche onde permaneceu todo o inverno. A ave percorreu diversas áreas da costa onde frequentemente se observam galhetas, como o Baleal, a Papôa, o Cabo Carvoeiro, o Portinho da Areia, e a Consolação. O seguimento destas galhetas ocorreu apenas durante a época não reprodutiva devido à perda do dispositivo na galheta juvenil e à morte da galheta imatura.

Os valores de abundância totais gerados por modelação, entre 50-80 indivíduos, são inferiores ao considerado (~200 indivíduos), tendo em conta o número de casais no arquipélago. A diferença pode ser devida ao baixo número de avistamentos de galhetas durante os embarques que condicione o modelo, a não adequabilidade da metodologia para avaliar esta população, ou por as variáveis utilizadas não serem suficientes para explicar a distribuição de galhetas.

As áreas de prospeção podem ainda ser condicionadas pela competição intraespecífica (Michelot et al., 2017), pela disponibilidade de presas e pela seleção de habitats mais adequados, fazendo com que sejam consideradas boas indicadores da qualidade e da riqueza específica dos habitats marinhos (Green, 2014; Michelot et al., 2017; Soanes et al., 2016; Velando et al., 2005a). No entanto, a distribuição costeira em conjunto com pequenas áreas de prospeção, características desta espécie, torna-a mais vulnerável tanto a fatores ambientais como a atividades humanas (Alvarez and Pajuelo, 2011; Green, 2014; Howells et al., 2017; Potts, 1969).

4. Análise espaço-temporal da pesca na zona das Berlengas

4.1 Métodos

4.1.1 Áreas de pesca

Recolha e análise de dados

Para embarcações superiores a 15 metros a distribuição espacial do esforço de pesca foi quantificada por dados de AIS (*Automatic Identification System*), e para embarcações de dimensões inferiores a 15 m por meio de inquéritos, elaborados no âmbito do projeto LIFE Berlengas (Anexo B).

Inquéritos a mestres de pesca (embarcações < 15m)

Para a identificação da distribuição espacial de embarcações com menos de 15m foram utilizados 105 inquéritos realizados aos mestres de pesca no porto de Peniche. Em cada inquérito eram pedidas informações sobre a arte de pesca utilizada, o número de dias em que a arte esteve no mar e a identificação das principais áreas de pesca usadas nos últimos 3 meses. No caso de embarcações de redes de emalhar, era ainda pedido o número de redes utilizadas, a sua altura e comprimento, para embarcações de palangre era pedido o número de anzóis utilizados e o comprimento da madre, finalmente para embarcações a operar arrasto e cerco era pedido o número de lances efetuados por dia e o comprimento das redes utilizadas. O inquérito foi repetido, sempre que possível a cada 3 meses. De forma a melhorar a precisão da localização das áreas de pesca, foi criado um mapa com a área envolvente à ilha da Berlenga (cerca de 20 km) e a costa de Peniche (Anexo C). O mapa foi dividido em quadrículas de 2x2 km, devidamente numeradas, e foi apresentado a cada mestre de pesca. Para embarcações de redes de emalhar e palangre foram utilizados dados espaciais de inquéritos realizados de julho de 2017 a julho de 2018. Dado o baixo número de inquéritos realizados a embarcações de arrasto e cerco com menos de 15m de comprimento, foram utilizados dados espaciais relativos a inquéritos de maio de 2015 a julho de 2018 recolhidos em mapas com quadrículas de 10x10 km (Anexo D).

Dados AIS (embarcações ≥ 15m)

Os dados recolhidos a partir do sistema AIS (*Automatic Identification System*) foram adquiridos à empresa VesselFinder para embarcações de pesca comercial a operar dentro da ZPE, durante o período compreendido de janeiro de 2017 a julho de 2018. Foram consideradas embarcações a operar na zona marinha de Peniche quando registadas dentro de um polígono (semelhante à área abrangida pelos inquéritos) definido pelas coordenadas geográficas (*datum* WGS 84): a norte pelo paralelo 39° 33' 36" N, a sul pelo paralelo 39° 4' 12" N, a este pelo meridiano 9° 22' 51.6" W, e a oeste pelo meridiano 9° 51' 36" W, resultando num total de 86 embarcações analisadas.

A cada embarcação foi atribuído um tipo de arte de pesca, redes de emalhar, cerco, palangre e arrasto, com base na informação obtida no portal [European Fishing Fleet Register](#). Os dados AIS registaram as localizações das embarcações em intervalos de 5 minutos. Para cada localização foi também registada a data, hora, direção de deslocação (em graus) e velocidade da embarcação (km/h).

Para a identificação de localizações em atividade de pesca, os dados AIS foram filtrados por velocidade, dependendo da arte de pesca utilizada (Tab. V) (Oliveira et al., 2017).

Tabela V - Valores de velocidade utilizados na filtragem de dados AIS para identificar embarcações em atividade de pesca para as diferentes artes de pesca consideradas.

Arte de pesca	Velocidade (nós)
Redes de emalhar	< 4
Palangre	< 5
Cerco	< 2
Arrasto	< 6

Definição de áreas de pesca

As áreas de pesca foram estimadas para cada conjunto de dados (AIS e inquéritos) e por cada arte de pesca, em duas épocas relativas ao período de reprodução (janeiro a agosto) e não reprodução (setembro a dezembro) de galhetas. Para a definição destas áreas foram utilizadas ferramentas de análise de densidade Kernel, considerando-se 90% (kernel90%) e 50% (kernel50%) de probabilidade de ocorrência. As áreas foram definidas com base na distribuição de utilização (UD) e resultaram da área mínima obtida pela probabilidade de um barco ser encontrado num certo ponto, tendo em conta as suas coordenadas geográficas.

As áreas de utilização foram geradas e calculadas com o pacote *adehabitat* (Worton, 1995) disponível em R (R Core Team, 2017). Para a criação dos mapas foi utilizado o sistema de informação geográfica ArcMap 10.5 (ESRI, 2016).

Para embarcações de comprimento < 15m, foram calculadas as UD para um total de 53 embarcações (Fig. 22). Já para embarcações de comprimento \geq 15m, foram calculadas as UD para um total de 86 embarcações (Fig. 23).

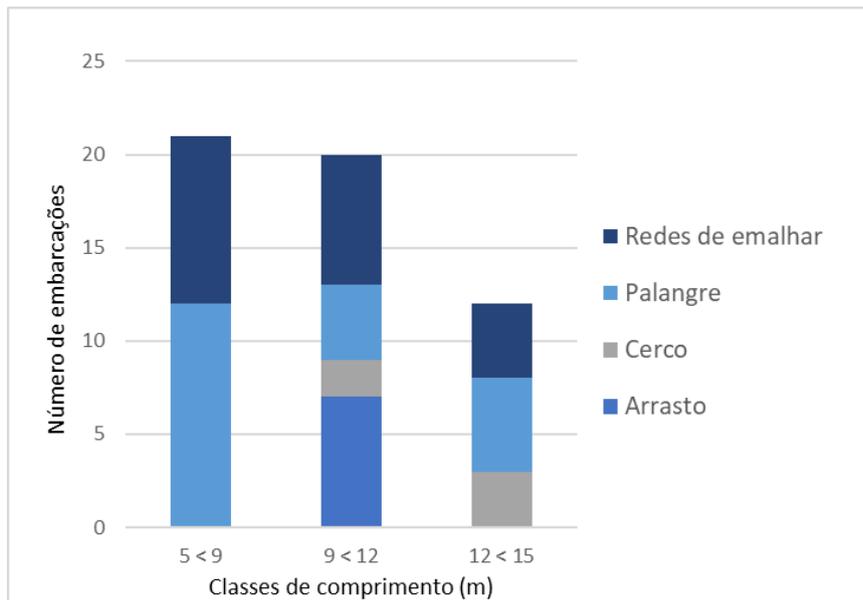


Figura 22 - Número de embarcações com menos de 15 m a operar na ZPE para as quais foram realizados inquéritos, divididas por classe de comprimento e arte de pesca.

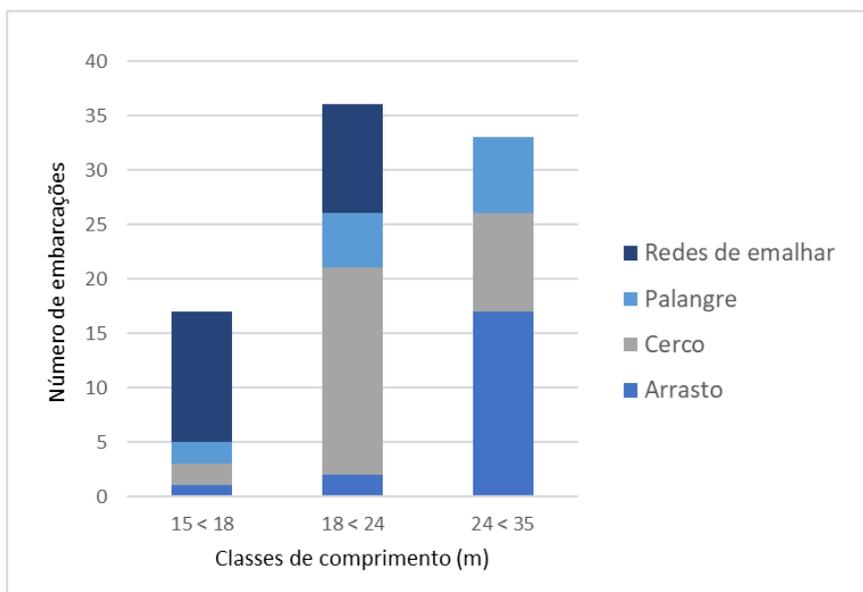


Figura 23 - Número de embarcações com mais de 15 m a operar na ZPE para as quais foram adquiridos dados AIS, divididas por classe de comprimento e arte de pesca.

Análise estatística

As diferenças de tamanho das áreas resultantes entre a época reprodutora e a época não-reprodutora e entre o tamanho das embarcações (> 15m e < 15m) foram avaliadas usando o teste U de Mann-Whitney, e para artes de pesca o teste de Kruskal-Wallis, devido aos dados não cumprirem com os pressupostos da normalidade pelo teste Shapiro-Wilk ($W = 0,812$ $p = 0,004$).

Para avaliar as diferenças de distância à costa, latitude, longitude e batimetria dos centroides das áreas de pesca entre artes em cada época foram utilizados o teste de Kruskal-Wallis para os dados

de batimetria ($W = 0,808$ $p = 0,002$), longitude ($W = 0,843$ $p = 0,005$) e distância à costa ($W = 0,810$ $p = 0,002$), e a one-way ANOVA para os dados de latitude ($W = 0,685$ $p = 0,685$).

4.1.2 Estimação do esforço de pesca

Para o esforço de pesca I , foram calculados o número médio de dias e o número total de dias anual em que cada embarcação pescou, com base nos dados de inquéritos e dos dados AIS recolhidos de janeiro de 2017 a julho de 2018. Como não foi possível recolher dados AIS durante todo o período considerado, estimou-se o número de dias em que as embarcações estariam a operar. É também apresentada a percentagem de esforço que ocorreu dentro dos limites da ZPE.

O esforço de pesca E foi quantificado com base nos dados dos inquéritos, para cada época e arte definida, utilizando o número de dias no mar, o número de anzóis*dia (para o palangre), o número de lances*dia (para o cerco e arrasto) ou a área das redes*dia (para redes de emalhar).

Análise estatística

A diferença no número de dias de pesca entre a época reprodutiva e não reprodutiva foi analisada para cada arte de pesca considerada, utilizando o usando o t -test de amostras independentes para o conjunto de dados que cumpriram com os pressupostos da normalidade, ou o Mann–Whitney U test para dados cuja distribuição não fosse normal.

4.1.3 Estimação da quantidade de pescado removido pela frota em estudo

A estimação da quantidade de pescado removido pela frota de pesca em estudo durante julho de 2017 e julho de 2018 foi obtida com base nos dados de pescado descarregado mensalmente na lota do porto de pesca de Peniche (dados cedidos pela Docapesca). Estes dados incluíram a quantidade de pescado descarregado (em kg) por espécie, o valor da sua venda (em €) e o segmento da frota (arrasto, cerco, e polivalente). O pescado capturado pelo segmento polivalente incluiu o pescado capturado pelo palangre, redes de emalhar e/ou armadilhas, não fazendo distinção entre estas artes de pesca.

Os dados quantitativos foram agrupados nas duas épocas consideradas e foi calculada a percentagem que cada espécie de peixe representou no total do pescado descarregado.

Análise estatística

As diferenças na quantidade de pescado de cada espécie entre a época reprodutora e a época não-reprodutora foram avaliadas usando o t -test de amostras independentes. Para testar diferenças na quantidade de pescado entre artes de pesca em cada época foi utilizado o Kruskal-Wallis test devido à distribuição não normal dos dados ($W = 0,109$ $p < 0,001$).

4.2 Resultados

4.2.1 Áreas de pesca

O tamanho da distribuição de utilização de embarcações inferiores a 15m, variou ligeiramente entre artes de pesca, embora não significativamente (kernel50: $K(3) = 6,7$ $p = 0,083$; kernel90: $K(3) = 6,17$ $p = 0,104$) mas não entre períodos (kernel50: $U = 8$ $p = 1$; kernel90: $U = 8$ $p = 1$). Os valores de distância à costa, latitude, longitude e batimetria dos centroides das áreas de pesca não foram significativamente diferentes entre artes em cada época (Tab. VI). No entanto o palangre e as redes de emalhar aparentam estar concentradas na parte norte da ZPE e a sul de Peniche. O cerco distribui-se essencialmente em torno do arquipélago das Berlengas até à costa de Peniche, enquanto o arrasto ocupa toda a ZPE até à costa da Nazaré (Fig. 24).

Para as embarcações superiores a 15m, o tamanho da distribuição de utilização variou ligeiramente entre artes de pesca, embora não significativamente (kernel50: $K(3) = 4,17$ $p = 0,244$; kernel90: $K(3) = 4,17$ $p = 0,244$) mas não entre períodos (kernel50: $U = 9$ $p = 0,886$; kernel90: $U = 9$ $p = 0,886$). Tendo em conta os valores dos centroides das áreas de pesca apenas a variável batimetria foi significativamente diferente entre as artes de pesca, com o cerco a explorar águas de menor profundidade e as redes de emalhar zonas mais profundas (Tab. VI). O palangre ocupou uma maior extensão durante a época reprodutora, ocupando quase toda a extensão da ZPE, diminuindo apenas para uma porção na zona sul da ZPE durante o período não reprodutivo. Pelo contrário, as embarcações a operar redes de emalhar têm uma maior distribuição durante o período não reprodutivo, ocupando grande parte da ZPE, e concentrando-se na zona em redor do arquipélago da Berlenga durante o período reprodutivo. O cerco parece ter uma distribuição mais restrita à zona norte da ZPE, enquanto que o arrasto concentra-se numa porção da zona sul e noutra na zona norte (Fig. 25).

Tabela VI – Médias de distâncias à costa, longitude, latitude, e batimetria dos centroides das áreas de pesca de cada arte por época, e por tamanho de embarcações. O valor P de significância para avaliar as diferenças das variáveis consideradas entre as artes de pesca também é apresentado. As diferenças significativas estão assinaladas pelo símbolo *.

Arte de pesca	Época reprodutiva				Época não reprodutiva				
	Distância costa (m)	Longitude	Latitude	Batimetria (m)	Distância costa (m)	Longitude	Latitude	Batimetria (m)	
Palangre	6818,4	-9,52851	39,2583	72,3	3632,4	-9,52548	39,4004	49,1	
Embarcações < 15m	Redes de emalhar	10321,6	-9,49692	39,3509	212,3	7989,1	-9,501029	39,2296	49,4
	Cerco	6995,8	-9,49422	39,3438	41,7	4617,4	-9,4598	39,379	38,1
Arrasto	11593,6	-9,58656	39,3219	55,6	8331,6	-9,52524	39,3548	54,3	
Valor P	0,561	0,408	0,778	0,236	0,577	0,311	0,427	0,211	
Palangre	14748,1	-9,58302	39,3406	113,4	17061	-9,619	39,283	77,4	
Embarcações ≥ 15m	Redes de emalhar	12265,6	-9,53752	39,3747	115,2	13173	-9,565	39,373	206,5
	Cerco	6004,1	-9,53053	39,3882	50,7	4709,2	-9,518	39,411	47,9
Arrasto	22580,1	-9,65665	39,2645	101,7	24384	-9,683	39,24	124,1	
Valor P	0,171	0,720	0,435	0,040*	0,063	0,493	0,163	0,012*	

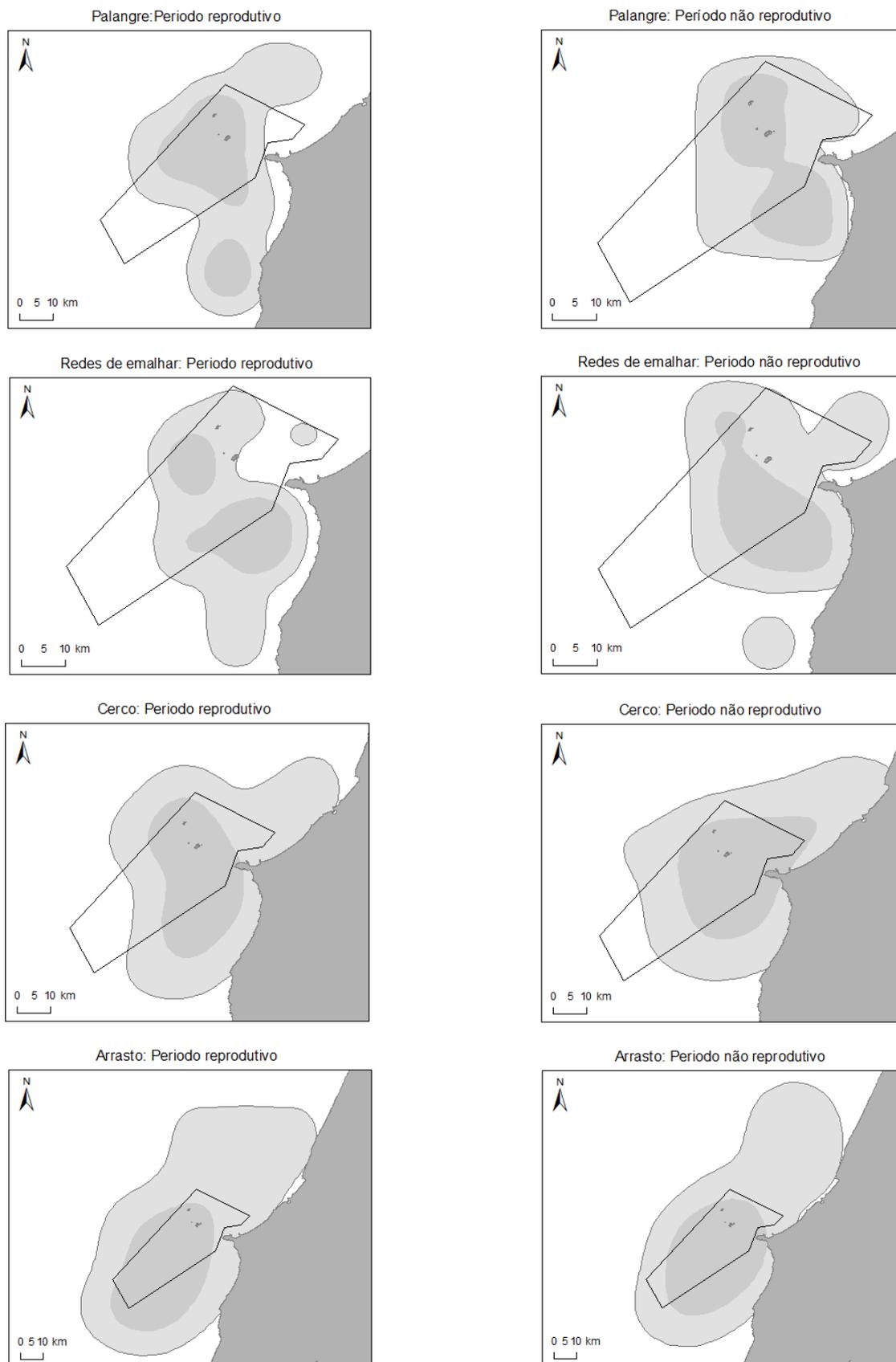


Figura 24 – Mapas da distribuição de utilização de embarcações inferiores a 15m a operar palangre, redes de emalhar, cerco, e arrasto na ZPE das Ilhas Berlengas, durante a época reprodutiva e não reprodutiva da galheta. A cinza claro estão representados os kernels 90%, e a cinza escuro os kernels 50%.

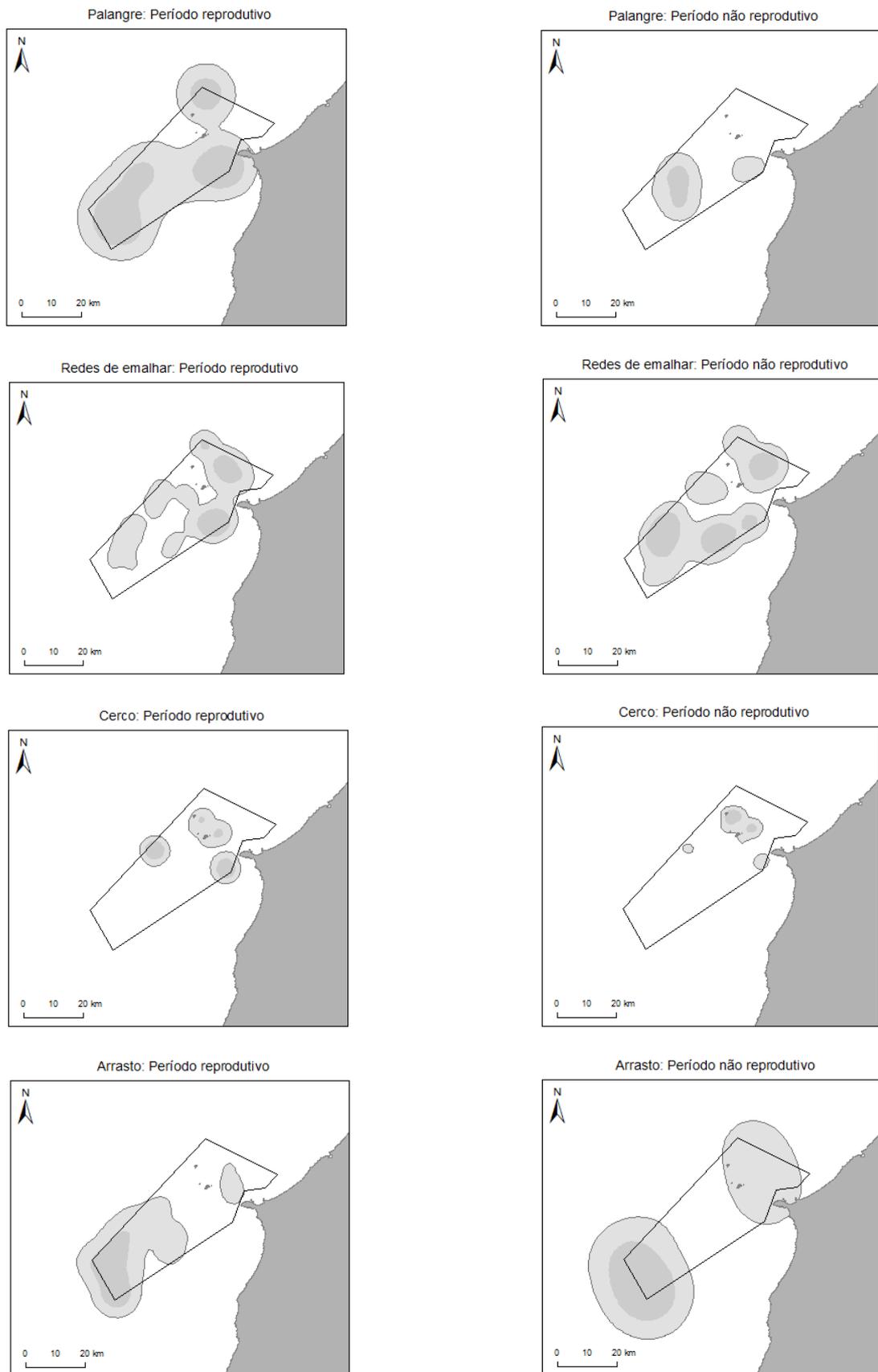


Figura 25 - Mapas da distribuição de utilização de embarcações $\geq 15m$ a operar palangre, redes de emalhar, cerco, e arrasto na ZPE das Ilhas Berlengas, durante a época reprodutiva e não reprodutiva da galheta. A cinza claro estão representados os kernels 90%, e a cinza escuro os kernels 50%.

No geral, as embarcações inferiores a 15m operam em áreas significativamente mais extensas que as embarcações de maior comprimento (kernel50: $U = 60$ $p = 0,002$; kernel90: $U = 58$ $p = 0,005$), embora as diferenças possam ser devida à metodologia na obtenção de dados (Tab. VII). O arrasto, palangre, e o cerco em embarcações < 15m, são as artes que operam em áreas mais alargadas, embora não haja diferenças significativas no tamanho de áreas de distribuição entre artes de pesca, nem entre a época reprodutora e a época não-reprodutora.

Tabela VII – Tamanho (em km²) das áreas de distribuição (kernel 50% e kernel 90%), de embarcações inferiores e superiores a 15m a operar palangre, redes de emalhar, cerco, e arrasto na ZPE das Ilhas Berlengas, nas épocas consideradas.

	Arte de pesca	Época reprodutiva		Época não reprodutiva	
		Kernel 50%	Kernel 90%	Kernel 50%	Kernel 90%
Embarcações < 15m	Palangre	641,03	1898,72	416,25	1104,57
	Redes de emalhar	308,18	1080,2	410,89	1348,7
	Cerco	751,77	2454,96	825,56	2590,14
	Arrasto	1485,71	5488,62	1414,78	4836,07
Embarcações ≥ 15m	Palangre	470,79	1387,53	61,06	281,20
	Redes de emalhar	120,80	667,65	242,83	897,05
	Cerco	58,13	227,05	23,05	108,69
	Arrasto	179,87	715,72	345,58	1383,87

4.2.2 Esforço de pesca

O número de dias de pesca foi maior na época reprodutora para todas as artes independentemente do comprimento das embarcações (Tab. VIII). A variação sazonal do esforço de pesca foi particularmente notória no cerco, havendo diferenças significativas para as embarcações inferiores a 15m entre as duas épocas consideradas, $t(4) = -4,6$ $p = 0,044$. Tendo em conta o comprimento, as embarcações ≥ 15m apresentam maior número de dias de pesca, sendo o arrasto a arte que apresenta maior esforço de pesca independentemente do tamanho da embarcação (Tab. VIII). O esforço relativo aos dados AIS apresentam valores muito baixos de dias de pesca para embarcações ≥ 15m comparativamente aos dados dos inquéritos (Tab. IX). No entanto, a maior parte da atividade destas embarcações concentra-se dentro dos limites da ZPE das Ilhas Berlengas (Tab. IX).

Tabela VIII - Número de dias de pesca para embarcações inferiores e superiores a 15m que operaram a partir do Porto de pesca de Peniche, segundo os dados de inquéritos realizados entre janeiro de 2017 e Julho de 2018. O valor de n corresponde ao número de inquéritos realizados.

	Arte de pesca	Nº dias pesca/embarcação ± DP		
		Época não reprodutiva	Época reprodutiva	Anual
Embarcações < 15m	Palangre	47,41 ± 32,45 (n = 19)	48,72 ± 49,93 (n = 18)	96,13 ± 82,38 (n = 37)
	Redes de emalhar	53,04 ± 31,10 (n = 18)	64,93 ± 51,32 (n = 27)	117,97 ± 82,42 (n = 45)
	Cerco*	-	76,67 ± 28,87 (n = 3)	76,67 ± 28,87 (n = 3)
	Arrasto	58,00 ± 33,47 (n = 4)	111,12 ± 47,81 (n = 6)	169,12 ± 81,28 (n = 10)
Embarcações ≥ 15m	Palangre	49,83 ± 10,30 (n = 6)	74,11 ± 31,55 (n = 7)	123,94 ± 41,85 (n = 13)
	Redes de emalhar	53,17 ± 23,33 (n = 6)	111,67 ± 66,98 (n = 4)	164,84 ± 92,13 (n = 10)
	Cerco	36,75 ± 39,56 (n = 3)	87,00 ± 52,57 (n = 16)	123,75 ± 91,83 (n = 19)
	Arrasto	102,00 ± 35,64 (n = 4)	134,00 ± 47,52 (n = 4)	236,00 ± 83,16 (n = 8)

Tabela IX - Número de dias de pesca para embarcações superiores a 15m que operaram dentro da ZPE das Ilhas Berlengas e na área marinha adjacente entre janeiro e dezembro de 2017, com base nos dados AIS recolhidos. O Nº dias pesca/embarcação ± DP corresponde ao período de 509 dias em que foram recolhidos dados AIS, sendo estimado o número de dias de pesca para todo o período de janeiro de 2017 a julho de 2018. A proporção do número de dias em que as embarcações operaram dentro da ZPE é representada pela % de esforço ZPE. O valor de n corresponde ao número de embarcações registadas.

Arte de pesca	Nº dias pesca/embarcação ± DP		Nº dias pesca/embarcação estimados		% Esforço
	Área marítima	ZPE	Área marítima	ZPE	
	Peniche		Peniche	ZPE	
Palangre	21,89 ± 34,53 (n = 19)	12,94 ± 14,52 (n = 18)	24,81	14,67	59,13
Redes de emalhar	75,22 ± 82,44 (n = 27)	56,56 ± 64,31 (n = 25)	85,27	64,12	75,20
Cerco	49,79 ± 58,56 (n = 38)	30,80 ± 35,26 (n = 35)	56,44	34,91	61,85
Arrasto	40,08 ± 57,03 (n = 24)	33,63 ± 43,95 (n = 19)	45,43	38,12	83,91

O esforço de pesca E foi calculado como 5,7 lances de arrasto por dia de pesca por embarcação a operar, independentemente da época considerada, 2,2 lances de cerco por dia de pesca por embarcação durante a época não reprodutora e 2,1 lances durante a época reprodutora. Para o palangre estimou-se a média de 2573 anzóis por dia de pesca por embarcação durante a época de não reprodução, e 3635 anzóis durante a reprodução. Para as redes de emalhar, durante o período reprodutivo existem 2954614 m² de rede por dia de pesca por embarcação, e 980804 m² durante o período não reprodutivo.

4.2.3 Quantidade de pescado removido

Durante o período de julho de 2017 a julho de 2018 deram entrada no porto de pesca de Peniche mais de 14.000 toneladas de pescado, provenientes da pesca por cerco, arrasto, e polivalente. O cerco foi a arte que descarregou em maior quantidade em ambas as épocas consideradas, embora mais de 80% do pescado seja constituído por sardinha *Sardina pilchardus* e cavala *Scomber colias* (Tab. X). De facto o cerco foi a arte mais seletiva, capturando no total 24 espécies durante a época reprodutora e 18 na época não reprodutora.

Na arte polivalente estão incluídas três grandes tipos de arte, o palangre, as redes de emalhar e as armadilhas. O grupo das polivalentes foi o seguimento da frota que menos quantidade de pescado descarregou (Tab. X), tendo sido no entanto, o que descarregou maior diversidade de espécies. No total foram capturadas 125 espécies durante a época reprodutiva e 112 no restante período. Entre as principais espécies capturadas estão o polvo *Octopus vulgaris*, o congro *Conger conger*, o espadarte *Xiphias gladius*, a raia-lenga *Raja clavata*, a raia-pontuada *Raja brachyura*, o carapau *Trachurus trachurus* e a pescada *Merluccius merluccius*.

O arrasto descarregou 93 espécies durante a época reprodutiva da galheta e 84 durante a não reprodutiva. Apesar das várias espécies capturadas, 70% do pescado é constituído por carapau e carapau-negrão *Trachurus picturatus*.

Não foram registadas diferenças significativas na quantidade de pescado entre as artes de pesca consideradas (época reprodutiva: $H = 5,34$ $p = 0,069$; época não reprodutiva: $H = 3,022$ $p = 0,221$), no entanto existem diferenças significativas na quantidade capturada para algumas espécies entre a época reprodutiva e não reprodutiva. As diferenças estão assinaladas nos anexos E, F e G que contêm as listas completas das espécies capturadas para cada arte de pesca.

Tabela X – Quantidade de pescado removido pelas artes em estudo, e percentagem que as principais espécies capturadas (> 2%) ocupam no total de pescado, durante julho de 2017 a julho de 2018, nas épocas consideradas de reprodução (janeiro a agosto) e não reprodução (setembro a dezembro) da galheta.

Arte de pesca	Espécies	% do pescado		Quantidade total de pescado removido (10000kg)	
		Época reprodutiva	Época não reprodutiva	Época reprodutiva	Época não reprodutiva
Cercos	<i>Sardina pilchardus</i>	67,27	64,40		
	<i>Scomber colias</i>	16,75	23,94		
	<i>Trachurus picturatus</i>	8,78	6,09	6230	1375
	<i>Trachurus trachurus</i>	5,45	2,06		
Polivalente	<i>Octopus vulgaris</i>	13,47	9,34		
	<i>Conger conger</i>	10,14	7,88		
	<i>Xiphias gladius</i>	8,10	23,96		
	<i>Raja clavata</i>	5,30	4,64		
	<i>Trachurus trachurus</i>	4,98	2,95		
	<i>Merluccius merluccius</i>	4,94	2,94		
	<i>Raja brachyura</i>	4,01	2,41		
	<i>Prionace glauca</i>	3,72	3,17		
	<i>Dicentrarchus labrax</i>	3,31	2,72	1863	856
	<i>Lophius piscatorius</i>	3,30	1,97		
	<i>Zeus faber</i>	2,45	1,98		
	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	2,32	1,37		
	<i>Polyprion americanus</i>	2,30	0,75		
	<i>Trisopterus luscus</i>	2,21	2,67		
	<i>Aphanopus carbo</i>	2,09	2,17		
	<i>Pagrus pagrus</i>	0,85	2,28		
Arrasto	<i>Trachurus trachurus</i>	54,35	46,19		
	<i>Trachurus picturatus</i>	19,99	29,57		
	<i>Merluccius merluccius</i>	4,58	3,51	2509	1175
	<i>Scomber scombrus</i>	2,68	0,51		
	<i>Scyliorhinus stellaris</i>	2,21	1,59		
	<i>Pagellus acarne</i>	1,65	3,52		

4.3 Discussão

A quantificação rigorosa do esforço de pesca na ZPE das Ilhas Berlengas apresenta bastantes dificuldades (Almeida et al., 2016; Oliveira et al., 2018). Das embarcações registadas na Capitania do porto de Peniche não existe informação acerca de quantas operam dentro da ZPE, ou em que período operam, assim como de embarcações registadas em outros portos do país. Os dados espaciais AIS por si não são suficientes, pois apenas representam embarcações de comprimento superior a 15m, onde a presença de um transmissor é obrigatória. Mesmo em embarcações deste tipo torna-se complicado avaliar e quantificar o esforço de pesca, já que cada embarcação pode operar com mais do que uma arte em simultâneo, e da possibilidade do transmissor ser desligado.

Os baixos dias de pesca registados pelos dados AIS, quando comparados com os dados obtidos dos inquéritos, comprovam que desligar os sistemas é uma prática comum (Oliveira et al., 2018). A realização de inquéritos periódicos aos mestres de pesca pode complementar esta falta de informação (Oliveira et al., 2015), e é de momento a alternativa mais viável para avaliar a frota local de pequenas dimensões que representa mais de 80% da frota da região (Abreu et al., 2010). Contudo, esta metodologia tem várias limitações, tais como a disponibilidade, a boa-vontade, e a honestidade dos entrevistados.

O porto de pesca de Peniche é dos portos nacionais que descarrega maiores quantidades de pescado, tendo registado um crescimento nos últimos anos (DGRM, 2017). A nível nacional as espécies mais descarregadas têm-se mantido relativamente constantes nos últimos anos, com a exceção de um decréscimo na quantidade de cavala e um aumento na quantidade de biqueirão descarregado (DGRM, 2017). As informações recolhidas pela Direção Geral dos Recursos Marinhos (DGRM), relativas às artes fixas do palangre, redes de emalhar e armadilhas são incluídas no segmento polivalente. Estas artes estão muitas vezes associadas por haver um grande número de embarcações com licença para operar várias artes em conjunto. A pesca por várias artes durante o mesmo embarque torna difícil a análise individual da quantidade de pescado e esforço de pesca relativa a cada arte. A não discriminação das várias artes incluídas no segmento polivalente impede a correta avaliação do impacto das atividades inerentes a cada arte.

As espécies mais descarregadas no porto de Peniche pelo cerco são a sardinha, a cavala e os carapaus, pelo segmento polivalente o polvo, o congro, o espadarte e raias, e pelo arrasto carapaus, pescada e a sarda. Comparativamente, as espécies mais descarregadas pelas artes consideradas em Peniche são geralmente as mesmas descarregadas a nível nacional, embora com algumas diferenças regionais (DGRM, 2017). A informação relativa à quantidade de pescado removido apenas têm em consideração o pescado descarregado em lota, não havendo informações sistemáticas e regulares da quantidade de pescado capturado e rejeitado. As rejeições da pesca comercial representam um desperdício de recursos marinhos e constituem um factor importante na depleção das populações marinhas, já que grande parte das rejeições são devolvidas ao mar mortas (Bellido et al., 2011). Qualquer espécie pode ser alvo de rejeição, principalmente se não cumprirem os comprimentos mínimos permitidos, tiverem baixo ou nenhum valor comercial, ou se for a época de defeso da espécie (Borges et al., 2001). Entre as espécies mais rejeitadas no país estão as cavalas, taínhas, salemas, bogas, e carapaus (Borges et al., 2001; Erzini et al., 2002; Viegas, 2013). Entre as artes que rejeitam maior quantidade de pescado, e que provocam maiores impactos estão o arrasto, o cerco e as redes de emalhar (Baeta, 2009; Borges et al., 2001).

O porto de pesca de Peniche é o 6º porto nacional com maior número de embarcações registadas, sendo superado pelos portos de Aveiro, Viana do Castelo, Olhão, Sesimbra e Setúbal (INE, 2018). As artes de pesca com maior número de licenças para as embarcações registadas no porto de Peniche e portos limítrofes são o palangre, as redes de emalhar, armadilhas, e a pesca à linha (cana e linha de mão) (Almeida et al., 2016). O número de embarcações a operar a partir do porto de pesca de Peniche foi estimado, num período de 3 anos, em 67 embarcações de arrasto, 84 de cerco, 179 de palangre, e 164 de redes de emalhar (Oliveira et al., 2018).

No total, foram obtidas informações acerca de 139 embarcações que operaram na ZPE com palangre, redes de emalhar, cerco ou arrasto. Das 139 embarcações, 5 têm origem espanhola das quais 3 são arrastões e 2 são palangreiros. As restantes embarcações, de origem portuguesa, estão divididas por 19 portos de registo (Fig. 26). A maioria das embarcações que utilizam a ZPE estão registadas no porto de Peniche e operam essencialmente redes de emalhar, palangre e cerco. O arrasto é pouco expressivo sendo dominado por embarcações registadas em portos do norte do país.

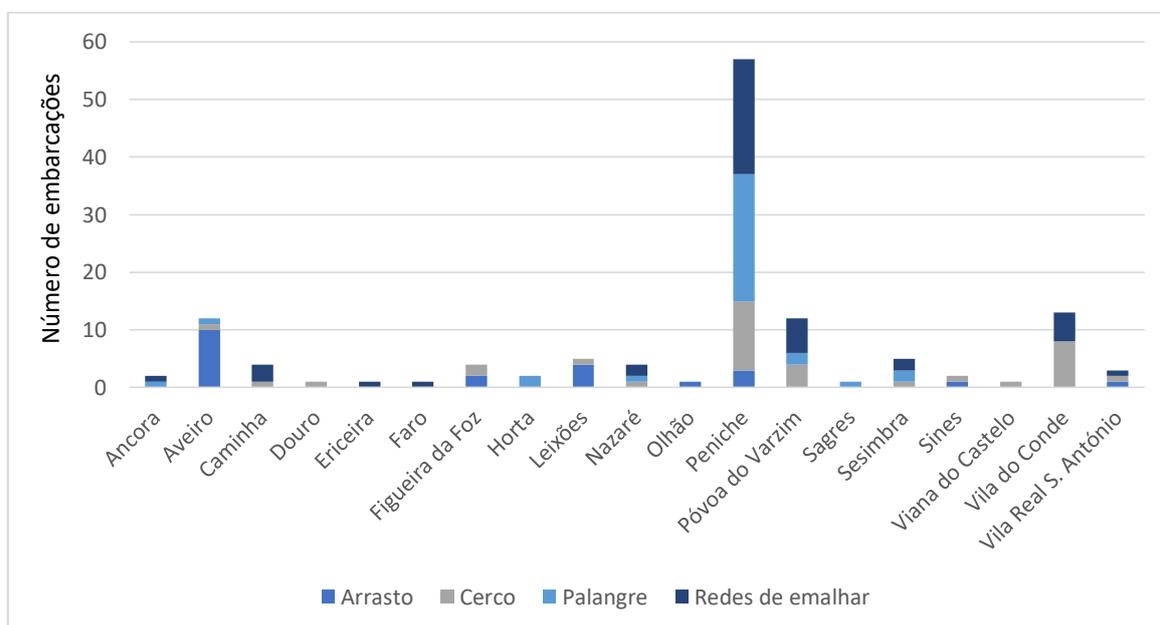


Figura 26 - Número de embarcações de pesca por porto de registo, a operar na ZPE das Ilhas Berlengas, obtidas a partir de inquéritos e dados AIS.

A área da ZPE é explorada por todas as artes consideradas, embora as embarcações de menor tamanho de arrasto e palangre ocupem uma maior extensão. O tamanho das áreas, assim como as suas localizações não variam de forma significativa entre artes de pesca e as épocas consideradas, sendo, no entanto, que o cerco em embarcações maiores que 15m ocorra em águas com profundidades mais baixas. Existe alguma variação na distribuição espacial, sendo que as áreas de maior utilização se encontrem na porção norte da ZPE, em torno do arquipélago das Berlengas.

Sendo esta uma área protegida algumas atividades de pesca estão limitadas. Na área marinha da Reserva Natural das Berlengas, referente às águas que envolvem o arquipélago, com polígonos definidos que englobam a Berlenga/Estelas e os Farilhões/Forçadas, onde são interditas a pesca desportiva (exceto pesca à linha) e a pesca submarina, podendo a pesca comercial ser exercida apenas por pesca à linha e palangre, desde que efetuados a mais de 50m de terra (Amado et al. 2007; Resolução do Conselho de Ministros n.º 180/2008). Na restante área é aplicada a regulamentação geral da pesca que, entre outras limitações, proíbe a pesca por arrasto a menos de 6 milhas náuticas de distância à costa, a interdição da utilização de redes de cerco a menos de ¼ de milha de distância à linha de costa, e entre ¼ a 1 milha a profundidades inferiores a 20m. Para redes de emalhar e armadilhas, é interdita a sua utilização a menos de ¼ de milha de distância à linha de costa, e entre ¼ a 1 milha a embarcações com mais de 9m (DGRM, 2018). Com base nos dados espaciais dos inquéritos e dos sistemas AIS foi verificado que as embarcações de pesca por arrasto podem estar a operar em áreas demasiado perto de terra. A infração nas distâncias mínimas a terra permitidas para a prática da pesca é também verificada em outras artes, como o palangre e as redes de emalhar, e é um sério problema no arquipélago das Berlengas e na costa de Peniche.

A falta de um adequado sistema de informação, e o incumprimento das regras estabelecidas para a pesca comercial aliado com a falta de fiscalização, dificultam a obtenção de estimativas reais do esforço de pesca, e portanto, a avaliação o impacto desta atividade no ecossistema.

5. Sobreposição trófica e espacial entre a galheta e a pesca comercial

5.1 Métodos

Para cada período considerado, de reprodução e não-reprodução das galhetas, foi avaliada e quantificada a sobreposição das suas áreas de alimentação da com as áreas de pesca, assim como a sobreposição das espécies-presa das galhetas com as espécies pescadas.

Tanto para a sobreposição trófica como para a sobreposição espacial foi calculado o índice de Morisita modificado por Horn (Duffy and Schneider, 1994), dado por:

$$C = \frac{2 \sum x_i y_i}{\sum x_i^2 + \sum y_i^2}$$

Onde C é o grau de sobreposição (0 = sem sobreposição, 1 = sobreposição total), x_i e y_i são, para a sobreposição trófica, as proporções da espécie i na dieta da galheta e na pesca, e para a sobreposição espacial, o número de aves ou barcos na célula i .

5.1.1 Sobreposição trófica

Para a sobreposição trófica foram utilizados os dados da percentagem de biomassa da dieta de galhetas (FB) e a percentagem da quantidade de pescado (kg) dos dados das descargas no porto de pesca de Peniche. Tendo em conta que apenas se obteve valores de descarga por segmentos gerais da frota de pesca (cerco, polivalente e arrasto), os índices de sobreposição trófica foram calculados para cada um deles. De forma a eliminar a pesca por armadilhas incluídas nos dados referentes ao segmento polivalente, foram eliminados os crustáceos e cefalópodes das espécies capturadas. O índice foi também calculado para cada época. Foram ainda calculados os índices tendo em conta todas as espécies registadas, e para apenas as espécies presentes na dieta de galhetas.

Para além da avaliação da sobreposição de espécies, é também importante avaliar a sobreposição entre os tamanhos das espécies predadas pelas galhetas e capturadas pela pesca comercial. Dado que não estão disponíveis informações dos comprimentos médios dos peixes capturados pela pesca comercial, foram utilizados dados relativos aos tamanhos mínimos de captura permitidos (DGRM, 2018), e o intervalo dos comprimentos estimados para as presas das galhetas.

5.1.2 Sobreposição espacial

Relativamente à sobreposição espacial foram utilizados os dados da distribuição de abundância de galhetas obtidos a partir de censos marinhos (número de aves por célula), e da distribuição espacial das embarcações de pesca obtidas pelos inquéritos realizados e por dados AIS (número de barcos

por célula). O índice foi calculado para cada época, para cada arte de pesca considerada (cerco, palangre, redes de emalhar e arrasto) e por comprimento das embarcações (< 15m e ≥ 15m).

5.2 Resultados

5.2.1 Sobreposição trófica

As galhetas consumiram 17 espécies alvo da pesca comercial. A maior partilha de espécies ocorreu durante o período reprodutivo da galheta, com 8 espécies em comum com o cerco, 14 com o arrasto e 13 com a pesca polivalente (Tab. XI). Durante a época não reprodutiva a galheta consumiu 5 espécies capturadas pelo cerco, 8 pela arte polivalente, e 7 pelo arrasto.

Tabela XI – Espécies presentes na dieta de galheta e capturadas pelos diferentes segmentos da frota de pesca (cerco, arrasto e polivalente), na época reprodutiva e não reprodutiva da galheta.

Nome comum	Espécie	Época reprodutiva			Época não reprodutiva		
		Cerco	Arrasto	Polivalente	Cerco	Arrasto	Polivalente
Bodião	<i>Acantholabrus palloni</i>		X	X			
Peixe-rei	<i>Atherina presbyter</i>		X	X			
Boga	<i>Boops boops</i>	X	X	X	X	X	X
Sargo	<i>Diplodus sargus</i>	X		X	X		X
Safia	<i>Diplodus vulgaris</i>	X	X		X	X	X
Biqueirão	<i>Engraulis encrasicolus</i>	X	X				
Laibeques	<i>Gaidropsarus spp.</i>					X	X
Goraz	<i>Pagellus bogaraveo</i>		X	X			
Linguado-da-areia	<i>Pegusa lascaris</i>		X	X			
Sardinha	<i>Sardina pilchardus</i>	X	X	X			
Serranos	<i>Serranus spp</i>		X	X		X	X
Dourada	<i>Sparus aurata</i>	X	X	X			
Choupa	<i>Spondyliosoma cantharus</i>				X	X	X
Carapau	<i>Trachurus trachurus</i>	X	X	X	X	X	X
Cabra-lira	<i>Trigla lyra</i>		X	X			
Faneca	<i>Trisopterus luscus</i>	X	X	X		X	X
Fanecão	<i>Trisopterus minutus</i>		X	X			

Considerando todas as espécies capturadas, o arrasto foi a arte com um valor de sobreposição maior nas duas épocas consideradas, seguida pela arte polivalente e por último o cerco (Tab. XII). No entanto, quando consideramos apenas as espécies presentes na dieta das galhetas, foi na

polivalente que houve uma maior sobreposição, especialmente durante o período não reprodutivo (Tab. XII).

As espécies que mais contribuíram para os valores de sobreposição no cerco e do arrasto foram a sardinha, o carapau e a choupa, e na arte polivalente o carapau, a faneca, o sargo, a choupa e a safia.

Tabela XII - Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre as espécies-presa das galhetas e as espécies pescadas pelas artes de pesca (cerco, polivalente e arrasto) durante os períodos reprodutivo e não-reprodutivo, considerando todas as espécies registradas, e apenas as espécies presentes na dieta de galhetas.

	Período	Artes de pesca		
		Cerco	Polivalente	Arrasto
Todas as espécies capturadas	Reprodução	0,02	0,04	0,10
	Não reprodução	< 0,01	0,09	0,11
Espécies da dieta de galhetas	Reprodução	0,02	0,19	0,09
	Não reprodução	0,41	0,55	0,09

Para as espécies que possuem valores mínimos de captura, que estão representadas na dieta de galheta e que são alvo da pesca comercial, os valores de comprimento das presas sobrepuseram-se na sua maioria (Tab. XIII). A galheta consumiu apenas biqueirão, dourada e goraz abaixo do comprimento mínimo permitido para a captura pela pesca comercial. No entanto, como o intervalo de comprimentos registados na dieta da galheta varia entre 5-34cm é bastante provável que a galheta seja também capaz de consumir estas espécies acima do intervalo mínimo de captura.

Tabela XIII – Valores mínimos permitidos de captura pela pesca comercial, e o respetivo intervalo de comprimento registado na dieta de galhetas.

Nome comum	Espécie	Tamanho mínimo de captura (cm)	Intervalo de comprimento na dieta de galheta (cm)
Biqueirão	<i>Engraulis encrasicolus</i>	12	6 - 9
Boga	Boops boops	15	7 - 30
Carapau	<i>Trachurus trachurus</i>	15	16
Choupa	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	23	25 - 33
Dourada	<i>Sparus aurata</i>	19	10 - 13
Faneca	<i>Trisopterus spp.</i>	17	10 - 34
Goraz	<i>Pagellus bogaraveo</i>	25	5
Sardinha	<i>Sardina pilchardus</i>	11	16
Sargos*	<i>Diplodus spp.</i>	15	5 - 33

5.2.2 Sobreposição espacial

A sobreposição espacial entre a pesca comercial e as galhetas para toda a área da ZPE resultou em valores reduzidos, independentemente do comprimento das embarcações (Tab. XIV). Para embarcações inferiores a 15m, o palangre foi a arte com um maior valor de sobreposição, seguida do cerco, das redes de emalhar e por fim o arrasto. Os valores de sobreposição foram ligeiramente superiores durante o período não reprodutivo. Em embarcações superiores a 15m, o cerco foi a arte com um maior valor de sobreposição espacial, principalmente durante o período não reprodutivo, sendo que as restantes arte tiveram valores de sobreposição muito reduzidos.

Considerando apenas a área de distribuição de galhetas, os valores de sobreposição espacial foram bastante mais elevados para embarcações inferiores a 15m (Tab. XIV). O palangre foi a arte com um maior valor de sobreposição espacial para embarcações com menos de 15m, e o cerco para embarcações superiores. Relativamente aos períodos considerados, há uma maior sobreposição espacial durante a época de reprodução para embarcações com menos de 15m, e durante a época não reprodutiva para embarcações maiores, à exceção do palangre.

Tabela XIV - Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre a distribuição de galheta e as artes de pesca (cerco, redes de emalhar, palangre e arrasto) durante os períodos reprodutivo e não-reprodutivo, na ZPE das Ilhas Berlengas e na área de distribuição de galhetas.

		Período	Artes de pesca			
			Cerco	Redes	Palangre	Arrasto
Embarcações < 15m	ZPE	Reprodução	0,06	0,03	0,06	0,03
	ZPE	Não reprodução	0,06	0,05	0,09	0,04
	Área distribuição de galhetas	Reprodução	0,43	0,45	0,51	0,39
	Área distribuição de galhetas	Não reprodução	0,35	0,39	0,47	0,35
Embarcações ≥ 15m	ZPE	Reprodução	0,08	0,01	0,02	< 0,01
	ZPE	Não reprodução	0,15	0,01	< 0,01	0,03
	Área distribuição de galhetas	Reprodução	0,27	0,13	0,20	0,09
	Área distribuição de galhetas	Não reprodução	0,36	0,21	0,10	0,23

5.3 Discussão

A sobreposição trófica e espacial entre aves marinhas e as pescas varia substancialmente com a espécie em análise (Wise et al 2018). No caso das galhetas dentro da ZPE das Ilhas Berlengas, a sobreposição trófica resultou num valor geralmente baixo. A maioria das espécies encontradas na dieta das galhetas não são espécies alvo da pesca comercial. A família Ammodytidae, onde estão incluídas as galeotas, as presas mais abundantes na dieta de galhetas, não foram registadas nos dados das descargas no Porto de Peniche, e não são muito exploradas pela pesca comercial em

Portugal, com exceção da pequena pesca regional de Aveiro (INE, 2018; Rebelo, 2018). Também a família dos labrídeos, bastante representada na dieta das galhetas, teve apenas uma espécie registada nas descargas, onde representou no máximo 0,2% do pescado no segmento polivalente. A sobreposição trófica entre as galhetas e a pesca comercial parece dever-se maioritariamente às famílias Gadidae e Sparidae, mais especificamente à faneca, sargo, safia, boga, e choupa. A maior sobreposição trófica registada durante a época não reprodutiva coincide com um aumento na predação destas espécies por parte das galhetas. Outras espécies largamente capturadas pela pesca comercial, como a sardinha, o carapau, e o biqueirão também fazem parte da dieta da galheta, embora em menor número que as anteriores. Para a maior parte das espécies, as galhetas consomem peixes das mesmas faixas etárias que podem ser capturadas pela pesca comercial, evidenciando um potencial para a competição por recursos. A competição ocorre sobretudo com a arte polivalente (palangre e redes de emalhar) onde os valores de sobreposição trófica foram superiores. Esta sobreposição pode ser maior do que a estimada, principalmente pela falta de dados sobre a composição e quantificação das espécies capturadas e rejeitadas pela pesca comercial. Algumas das espécies predadas pela galheta são rejeitadas pela pesca comercial que opera a partir de Peniche, como é o caso da boga e do biqueirão pela arte do cerco, da boga e do carapau pelo palangre, e da faneca e safia por redes de emalhar (Almeida et al., 2018). Grande parte destas rejeições deve-se ao baixo valor comercial das espécies consideradas. Também a rejeição da totalidade de labrídeos capturados, registadas em outras zonas do país (Viegas, 2013), pode acontecer dentro da ZPE, e reduzir a disponibilidade de presas para as galhetas. A recente obrigação pela União Europeia (Regulamento (EU) 2015/812, de 20 de maio), do desembarque de certas pescarias, introduzida progressivamente entre 2015 e 2019, pode contribuir para uma melhoria na quantificação do pescado capturado.

Ao consumirem peixes dentro dos tamanhos permitidos para a pesca comercial, as galhetas podem contribuir para uma redução nos *stocks* pesqueiros e afetar de forma direta as pescarias. No entanto, apesar de haver uma grande sobreposição trófica principalmente durante a época não reprodutiva, esta interação não aparenta ser de grande relevância, pelo facto de as espécies predadas não serem, no geral, espécies-alvo e de valor comercial reduzido, para além do baixo número populacional de galhetas registado. As interações entre galhetas e a pesca são de maior intensidade no norte da Europa, onde a pesca industrial é predominante (Furness and Tasker, 1997). O conflito nestas zonas deve-se sobretudo à exploração de galeotas (Furness and Tasker, 2000; Monaghan, 1992), e gadídeos (Barrett, 1991; Hillersøy and Lorentsen, 2012), podendo as galhetas limitar os *stocks* pesqueiros de bacalhau *Gadhus morhua*, escamudo *Pollachius virens*,

fanecção *Trisopterus minutus*, e solha europeia *Pleuronectes platessa* (Barrett et al., 1990; Hillersøy and Lorentsen, 2012; Lilliendahl and Solmundsson, 2006).

A distribuição da galheta é restrita à área envolvente ao arquipélago das Berlengas, à costa de Peniche e à faixa marítima intermédia. A restrita área de ocorrência de galheta potencia uma sobreposição baixa com as embarcações de pesca que operam a partir do porto de Peniche. Contudo, a sobreposição espacial na sua área de distribuição apresenta valores elevados, especialmente com embarcações de pequenas dimensões, a operar palangre e redes de emalhar. Em embarcações superiores a 15m a sobreposição espacial ocorre especialmente com a arte do cerco, representando valores semelhantes aos encontrados para outras espécies de aves marinhas que ocorrem em Portugal Continental (Wise et al., 2018). Dada a distribuição costeira da galheta seria de esperar que a sobreposição espacial com a pesca por arrasto fosse pequena ou mesmo nula, devido às limitações impostas por lei na distância mínima a terra à qual podem operar. Embora, no geral, a sobreposição espacial com arrasto seja a de menor valor comparativamente às outras artes consideradas, é particularmente grande em embarcações de dimensão inferior, e de dimensão superior a 15m durante a época não reprodutiva.

A sobreposição espacial com as artes de palangre e redes de emalhar é maior durante a época reprodutiva da galheta, no entanto a sobreposição trófica é bastante superior durante a não reprodução, evidenciando que é durante esta época que existe um maior potencial de competição.

A competição entre aves marinhas e a pesca comercial aumenta a probabilidade de captura acidental em artes de pesca (Tasker et al., 2000). No caso da galheta, a pesca por cerco e arrasto representam uma ameaça pequena de captura acidental, devido à baixa atração de galhetas por embarcações de pesca e ao não consumo de rejeições (Oro and Ruiz, 1997; Velando and Munilla, 2011). A captura acidental em redes de emalhar não necessita necessariamente de uma competição pelos mesmos recursos. As redes funcionam como paredes invisíveis, capturando aves quando estas mergulham ou perseguem as suas presas dentro de água (Žydelis et al., 2013). Dada a preferência por presas demersais e pela sua característica forma de captura por perseguição, a captura acidental de galhetas está associada principalmente a redes de emalhar (Oro and Alvarez, 2018; Velando and Freire, 2002). Os valores aqui estimados para a sobreposição espacial dentro da área de distribuição da galheta, poderão refletir o risco elevado de captura acidental a que a população das Berlengas está sujeita. A partir dos inquéritos realizados aos mestres de pesca no porto de Peniche durante julho de 2017 a julho de 2018, foram reportadas 6 capturas acidentais de galhetas, das quais 4 em palangre e 2 em redes de emalhar, sendo que 5 das capturas ocorreram durante o período não reprodutivo. Também a morte de uma das galhetas marcadas com GPS/GSM

parece estar associada à captura acidental, assim como a de uma ave arrojada e necropsiada com resultados consistentes com captura acidental em artes de pesca (Silva, 2015). Adicionalmente, os valores de captura acidental anual estimados recentemente para as galhetas que ocorrem ZPE das Ilhas Berlengas (Oliveira et al., 2018) representam uma grande proporção desta população, e podem estar a condicionar o seu crescimento. As capturas acidentais no palangre, principalmente durante a época não reprodutora, parecem estar ligadas a uma maior competição por recursos registada durante este período.

6. Conclusões

As galhetas exploram o fundo marinho costeiro, mergulhando a profundidades muito próximas ou iguais às do fundo para capturar principalmente presas demersais e associadas a recifes (Cosolo et al., 2011; Watanuki et al., 2008). As presas mais abundantes na dieta de galhetas no arquipélago das Berlengas são as galeotas, os labrídeos, os gadídeos, e os esparídeos, e a sua elevada disponibilidade no meio parece ser o principal fator explicativo da composição da dieta. Algumas das espécies predadas são exploradas comercialmente, havendo um potencial para competição direta. Apesar de consumirem peixes dentro dos tamanhos permitidos para a pesca comercial, é pouco provável que as galhetas contribuam para uma redução nos *stocks* pesqueiros pelo seu baixo efetivo populacional, e do baixo valor comercial das espécies predadas. No entanto, a interação inversa pode afetar a disponibilidade de presas para as galhetas, dada as elevadas quantidades capturadas pela pesca comercial.

A distribuição da galheta é restrita à área envolvente ao arquipélago das Berlengas e à costa de Peniche. A distribuição costeira, em conjunto com pequenas áreas de prospeção, torna a galheta mais vulnerável tanto a fatores ambientais como a atividades humanas. A sobreposição espacial com a pesca comercial é relativamente grande na área de distribuição de galheta, especialmente com embarcações inferiores a 15m. A análise de sobreposição de nicho evidencia uma potencial competição direta pelas famílias Gadidae e Sparidae, entre as galhetas e a pesca comercial, especialmente durante o período não reprodutivo por embarcações inferiores a 15m a operar palangre e redes de emalhar.

Estes fatores de pressão poderão causar flutuações na dinâmica e tamanho das populações de galhetas e ser a principal ameaça ao crescimento desta população (Velandó and Freire, 2002).

As pequenas distâncias a terra em que as galhetas prosperam podem oferecer alguma proteção contra a captura acidental em artes de pesca, pelas limitações de distâncias mínimas a terra impostas à pesca comercial. No entanto, a infração nas distâncias mínimas permitidas é uma prática regular no arquipélago das Berlengas e na costa de Peniche, e pode ter um papel crucial na mortalidade de galhetas, especialmente em artes de pesca como o palangre e as redes de emalhar. Esta situação levou à recente extinção do airo como reprodutor, quer na ilha da Berlenga como nas Ilhas Cies (Munilla et al., 2007).

A quantificação rigorosa do esforço e das áreas de pesca na ZPE das Ilhas Berlengas apresenta bastantes dificuldades, principalmente devido à falta de um adequado sistema de informação, do incumprimento das regras estabelecidas para a pesca comercial e da falta de fiscalização. O impacto

desta atividade no ecossistema é, portanto, difícil de avaliar, estando muito provavelmente a ser subestimada.

A conservação da população de galhetas do arquipélago das Berlengas depende de um controlo mais rigoroso da frota pesqueira da região. A pesca comercial é uma atividade pouco fiscalizada e monitorizada, sendo difícil a obtenção de informação de forma sistemática. A implementação de um programa de observadores a bordo, o uso de medidas que reduzam a captura acidental de aves marinhas, e a diminuição do desperdício causado pela pesca, podem contribuir para a redução do impacto desta atividade. A conservação da população de galhetas envolve a proteção dos seus locais de nidificação, a marcação e seguimento de indivíduos, assim como um investimento no estudo das potenciais causas de declínio, das relações entre a dieta e o sucesso reprodutivo, e do efeito a longo prazo das interações entre galhetas e a pesca comercial.

As informações da dinâmica desta espécie em Portugal ainda são muito reduzidas, tal como o esforço dedicado à sua conservação. Seria importante avaliar as restantes populações de galheta do país, especialmente as que se localizam na proximidade de grandes portos de pesca nacional, como é o caso das populações dos cabos da Roca, Raso e São Vicente. É essencial que monitorização a longo termo das tendências populacionais desta espécie continue, mas não é o suficiente para evitar que se cometam os mesmos erros do passado, e se corra o risco da perda de mais uma espécie emblemática da avifauna marinha portuguesa.

7. Referências

- Abreu, S., Leotte, F., Arthur, R., 2010. Assessment of the status, development and diversification of fisheries-dependent communities: Peniche, Case Study Report.
- Aebischer, N.J., 1985. Aspects of the biology of the shag (*Phalacrocorax aristotelis*). PhD Thesis. Durham University.
- Aguado-Giménez, F., Eguía-Martínez, S., Torres-Campos, I., Meroño-García, S., Martínez-Ródenas, J., 2018. Competition for food between the mediterranean shag, the great cormorant and artisanal fisheries: A case study. *Scientia Marina* 82.
<https://doi.org/10.3989/scimar.04680.04B>
- Al-Ismael, S., Mcminn, M., Tuset, V.M., Lombarte, A., Alcover, J.A., 2013. Summer diet of European Shags *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in southern Mallorca. *Seabird* 26, 8–23.
- Almeida, A., 1996. Structure and spatial variability of the rocky fish fauna in the protected marine "Reserva Natural da Berlenga"(Portugal). *Museu Bocage* II, 633–642.
- Almeida, A., Oliveira, N., Gutiérrez, I., Santos, A., Silva, E., Ferreira, A., Constantino, E., Andrade, J., 2018. Caracterização das rejeições de pesca. Relatório da Ação C6, Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Lisboa.
- 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. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Altin, A., Ayyildiz, H., 2017. Relationships between total length and otolith measurements for 36 fish species from Gökçeada Island, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology* 1–6.
<https://doi.org/10.1111/jai.13509>
- Álvarez, D., 1998. The diet of Shags *Phalacrocorax aristotelis* in the Cantabrian Sea, northern Spain, during the breeding season. *Seabird* 20, 22–30.
- Alvarez, D., Pajuelo, M., 2011. Southern Populations of European Shag Their Laying Date in Response To Local Weather Conditions But Not To Large-Scale Climate. *Ardeola* 58, 239–250.
- Amado, A., Gafeira, C., Teixeira, A., Preto, A., Bártolo, P., Fonseca, H., Moris, L., 2007. Plano de Ordenamento da Reserva Natural Das Berlengas. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade 1–253.
- Anderson, O.R.J., Small, C.J., Croxall, J.P., Dunn, E.K., Sullivan, B.J., Yates, O., Black, A., 2011. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research* 14, 91–106.
<https://doi.org/10.3354/esr00347>
- Arcos, J.M., Louzao, M., Oro, D., 2008. Fisheries ecosystem impacts and management in the Mediterranean: seabirds point of view. *Proceedings of the Fourth World Fisheries Congress: Reconciling Fisheries with Conservation* 587–596.
- Arcos, J.M., Massutí, E., Abelló, P., Oro, D., 2000. Fish associated with floating drifting objects as a feeding resource or Balearic Shearwaters *Puffinus mauretanicus* during the breeding season. *Ornis Fennica* 77, 177–182.
- Arcos, J.M., Oro, D., 2002. Significance of nocturnal purse seine fisheries for seabirds: A case study off the Ebro Delta (NW Mediterranean). *Marine Biology* 141, 277–286.
<https://doi.org/10.1007/s00227-002-0828-3>

- Babcock, E.A., Pikitch, E.K., Hudson, C.G., 2003. How much observer coverage is enough to adequately estimate bycatch?, Pew Institute of Ocean Science.
- Baeta, A., 2009. Environmental Impact and Sustainability of Portuguese Fisheries. Universidade de Lisboa.
- Barrett, R., Rov, N., Loen, J., Montevecchi, W.A., 1990. Diets of shags *Phalacrocorax aristotelis* and cormorants *P. carbo* in Norway and possible implications for gadoid stock recruitment. Marine Ecology Progress Series 66, 205–218. <https://doi.org/10.3354/meps066205>
- Barrett, R.T., 1991. Shags (*Phalacrocorax aristotelis* L.) as potential samplers of juvenile saithe (*Pollachius virens* (L.)) stocks in Northern Norway. Sarsia 76, 153–156. <https://doi.org/10.1080/00364827.1991.10413470>
- Barrett, R.T., Camphuysen, K.C.J., Anker-nilssen, T., Chardine, J.W., Furness, R.W., Garthe, S., Hu, O., Leopold, M.F., Montevecchi, W.A., Veit, R.R., 2007. Diet studies of seabirds: a review and recommendations, in: International Council for the Exploration of the Sea. Oxford Journals, pp. 1675–1691.
- Barros, Á., Álvarez, D., Velando, A., 2013. Cormorán moñudo – *Phalacrocorax aristotelis* (Linnaeus, 1761), in: Salvador, A., Morales, M.B. (Eds. . (Ed.), Enciclopedia Virtual de Los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Barros, Á., Álvarez, D., Velando, A., David, A., 2014. Long-term reproductive impairment in a seabird after the Prestige oil spill Long-term reproductive impairment in a seabird after the Prestige oil spill. Biology Letters 10.
- Bascompte, J., Melian, C.J., Sala, E., 2005. Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. Proceedings of the National Academy of Sciences 102, 5443–5447. <https://doi.org/10.1073/pnas.0501562102>
- Beike, M., 2012. The history of Cormorant fishing in Europe. Vogelwelt 133, 1–21.
- Belda, E.J., Sanchez, A., 2001. Seabirds mortality on longline fisheries in the western Mediterranean: factors affecting bycatch and proposed mitigation measures. Biological Conservation 98, 357–363. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00178-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00178-6)
- Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X., Pierce, G.J., 2011. Fishery discards and bycatch: Solutions for an ecosystem approach to fisheries management? Hydrobiologia 670, 317–333. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0721-5>
- Bertrand, S., Joo, R., Arbulu Smet, C., Tremblay, Y., Barbraud, C., Weimerskirch, H., 2012. Local depletion by a fishery can affect seabird foraging. Journal of Applied Ecology 49, 1168–1177. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02190.x>
- BirdLife International, 2016. *Phalacrocorax aristotelis* [WWW Document]. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22696894A84630502. URL <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22696894A84630502.en>
- BirdLife International, 2015. European Red List of Birds, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Bogdanova, M.I., Wanless, S., Harris, M.P., Lindström, J., Butler, A., Newell, M.A., Sato, K., Watanuki, Y., Parsons, M., Daunt, F., 2014. Among-year and within-population variation in foraging distribution of European shags *Phalacrocorax aristotelis* over two decades: Implications for marine spatial planning. Biological Conservation 170, 292–299. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.025>

- Borges, B.T.C., Erzini, K., Bentes, L., Costa, M.E., Gonc, J.M.S., Lino, P.G., Pais, C., Ribeiro, J., 2001. By-catch and discarding practices in five Algarve (southern Portugal) métiers. *Journal of Applied Ichthyology* 17, 104–114.
- Brooke, M., 2004. The food consumption of the world's seabirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271, S246–S248. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2003.0153>
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L., Santos-Reis, M., 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Cairns, D.K., 1987. Seabirds as Indicators of Marine Food Supplies Marine Food Supplies. *Biological Oceanography* 5, 261–271.
- Cameron, A., Trivedi, P., 1998. *Regression Analysis of Count Data*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Campana, S.E., 2004. Photographic Atlas of Fish Otoliths of the Northwest Atlantic Ocean, in: NRC Research press (Ed.), *Atlantic Ocean Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences No. 133*. p. 294.
- Carss, D.N., 1994. Killing of Piscivorous Birds at Scottish Fin Fish Farms, 1984-87. *Biological Conservation* 68, 181–188.
- Carss, D.N., 1993. Shags *Phalacrocorax aristotelis* at cage fish farms in argyll, western scotland. *Bird Study* 40, 203–211. <https://doi.org/10.1080/00063659309477184>
- Cecere, J.G., Catoni, C., Gaibani, G., Galdes, P., Celada, C., Imperio, S., 2015. Commercial fisheries, inter-colony competition and sea depth affect foraging location of breeding Scopoli's Shearwaters *Calonectris diomedea*. *Ibis* 157, 284–298. <https://doi.org/10.1111/ibi.12235>
- Cherel, Y., Weimerskirch, H., 1995. Seabirds as indicators of marine resources: black-browed albatrosses feeding on ommastrephid squids in Kerguelen waters 129, 295–300.
- Cohen, L.A., Pichegru, L., Grémillet, D., Coetzee, J., Upfold, L., Ryan, P.G., 2014. Changes in prey availability impact the foraging behaviour and fitness of Cape gannets over a decade. *Marine Ecology Progress Series* 505, 281–293. <https://doi.org/10.3354/meps10762>
- Cook, A.S.C.P., Dadam, D., Mitchell, I., Ross-Smith, V.H., Robinson, R.A., 2014. Indicators of seabird reproductive performance demonstrate the impact of commercial fisheries on seabird populations in the North Sea. *Ecological Indicators* 38, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.027>
- Cortés, V., Arcos, J.M., González-solís, J., 2017. Seabirds and demersal longliners in the northwestern Mediterranean: factors driving their interactions and bycatch rates. *Marine Ecology Progress Series* 565, 1–16. <https://doi.org/10.3354/meps12026>
- Cosolo, M., Privileggi, N., Cimador, B., Sponza, S., 2011. Dietary changes of Mediterranean Shags *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* between the breeding and post-breeding seasons in the upper Adriatic Sea. *Bird Study* 1–12. <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.603290>
- Crawford, R.J., Makhado, A.B., Waller, L.J., Whittington, P.A., 2014. Winners and losers – responses to recent environmental change by South African seabirds that compete with purse-seine fisheries for food. *Ostrich* 85, 111–117. <https://doi.org/10.2989/00306525.2014.955141>
- Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B., Stattersfield, A.J., Sullivan, B., Symes, A., Taylor, P.,

2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22, 1–34. <https://doi.org/10.1017/S0959270912000020>
- Cury, P.M., Boyd, I.L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R.J.M., Furness, R.W., Mills, J.A., Murphy, E.J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J.F., Roux, J.-P., Shannon, L., Sydeman, W.J., 2011. Global Seabird Response to Forage Fish Depletion — One-Third for the Birds. *Science* 334, 1703–1706. <https://doi.org/10.1126/science.1212928>
- Daunt, F., Afanasyev, V., Adam, A., Croxall, J.P., Wanless, S., 2007. From cradle to early grave: juvenile mortality in European shags *Phalacrocorax aristotelis* results from inadequate development of foraging proficiency. *Biology Letters* 3, 371–374. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0157>
- del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J., 1992. *Handbook of the Birds of the World*, Lynx Editions. Barcelona.
- DGRM, 2018. Pescas [WWW Document]. Direção Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos. URL <https://www.dgrm.mm.gov.pt/web/guest/pescas>
- DGRM, 2017. DATAPESCAS janeiro a dezembro 2017. Direção Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos, Lisboa.
- Dietrich, K.S., Melvin, E.F., Conquest, L., 2008. Integrated weight longlines with paired streamer lines - Best practice to prevent seabird bycatch in demersal longline fisheries. *Biological Conservation* 141, 1793–1805. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.023>
- Dorr, B.S., Fielder, D.G., 2017. Double-Crested Cormorants: Too Much of a Good Thing? *Fisheries* 42, 468–477. <https://doi.org/10.1080/03632415.2017.1356121>
- Doucette, J.L., Wissel, B., Somers, C.M., 2011. Cormorant-fisheries conflicts: Stable isotopes reveal a consistent niche for avian piscivores in diverse food webs. *Ecological Applications* 21, 2987–3001. <https://doi.org/10.1890/10-2384.1>
- Duffy, D.C., 1995. Why Is the Double-Crested Cormorant a Problem? Insights from Cormorant Ecology and Human Sociology. *Colonial Waterbirds* 18, 25–32.
- Duffy, D.C., Jackson, S., 1986. Diet Studies of Seabirds: a Review of Methods. *Colonial Waterbirds* 9, 1–17.
- Duffy, D.C., Schneider, D.C., 1994. Seabird-fishery interactions: a manager's guide, in: Nettleship, D.N., Burger, J., Gochfeld, M. (Eds.), *Seabirds on Islands*. Birdlife Conservation Series No. 1. Birdlife International, Cambridge, UK, pp. 26–38.
- Einoder, L.D., 2009. A review of the use of seabirds as indicators in fisheries and ecosystem management. *Fisheries Research* 95, 6–13. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2008.09.024>
- Erzini, K., Costa, M.E., Bentes, L., Borges, T.C., 2002. A comparative study of the species composition of discards from five fisheries from the Algarve (Southern Portugal). *Fisheries Management and Ecology* 9, 31–40. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2002.00284.x>
- ESRI, 2016. ArcGis. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Evans, P.R., 1973. Avian resources of the North Sea. *North Sea science* 400–412.
- Frederiksen, M., Wanless, S., Harris, M.P., Rothery, P., Wilson, L.J., 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. *Journal of Applied Ecology* 41, 1129–1139. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00966.x>

- Froese, R., Pauly, D., 2018. FishBase. [WWW Document]. URL www.fishbase.org
- Fuller, E., 2003. The Great Auk: the extinction of the original penguin. Bunker Hill Publishing, Inc.
- Fulton, E.A., Smith, A.D.M., Punt, A.E., 2005. Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science* 62, 540–551. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.12.012>
- Furness, R.W., 2002. Management implications of interactions between fisheries and sandeel-dependent seabirds and seals in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 59, 261–269. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2001.1155>
- Furness, R.W., Tasker, M.L., 2000. Seabird-fishery interactions: Quantifying the sensitivity of seabirds to reductions in sandeel abundance, and identification of key areas for sensitive seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 202, 253–264. <https://doi.org/10.3354/meps202253>
- Furness, R.W., Tasker, M.L., 1997. Seabird consumption in sand lance MSVPA models for the North Sea, and the impact of industrial fishing on seabird population dynamics, *Forage Fisheries in Marine Ecosystems*.
- Gabriel, W., Bürger, R., 1992. Survival of small populations under demographic stochasticity. *Theoretical Population Biology* 41, 44–71. [https://doi.org/10.1016/0040-5809\(92\)90049-Y](https://doi.org/10.1016/0040-5809(92)90049-Y)
- Giménez, J., Manjabacas, A., Tuset, V.M., Lombarte, A., 2016. Relationships between otolith and fish size from Mediterranean and north-eastern Atlantic species to be used in predator-prey studies. *Journal of Fish Biology* 89, 2195–2202. <https://doi.org/10.1111/jfb.13115>
- Gonçalves, J.M.S., Bentes, L., Lino, P.G., Ribeiro, J., Canário, A.V.M., Erzini, K., 1997. Weight-length relationships for selected fish species of the small-scale demersal fisheries of the south and south-west coast of Portugal. *Fisheries Research* 30, 253–256. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(96\)00569-3](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(96)00569-3)
- Good, T.P., June, J.A., Etnier, M.A., Broadhurst, G., 2009. Ghosts of the salish sea: threats to marine birds in Puget Sound and the Northwest Straits from derelict fishing gear. *Marine Ornithology* 37, 67–76.
- Granadeiro, J.P., Silva, M.A., 2000. The use of Otoliths and Vertebrae in the Identification and Size-Estimation of Fish in Predator-Prey Studies. *Cybium* 24, 383–393.
- Green, G.M.J.A., 2014. Factors affecting the foraging behaviour of the European shag : implications for seabird tracking studies 1335–1348. <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2422-x>
- Grémillet, D., Argenttin, G., Schulte, B., Culik, B.M., 1996. Flexible foraging techniques in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Shags *Phalacrocorax aristotelis*: benthic or pelagic feeding. *Ibis* 140, 113–119.
- Grémillet, D., Chauvin, C., Wilson, R.P., Le Maho, Y., Wanless, S., 2005. Unusual feather structure allows partial plumage wettability in diving great cormorants *Phalacrocorax carbo*. *Journal of Avian Biology* 36, 57–63. <https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2005.03331.x>
- Grémillet, D., Tuschy, I., Kierspel, M., 1998. Body temperature and insulation in diving Great Cormorants and European Shags. *Functional Ecology* 12, 386–394. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00199.x>
- Härkönen, T., 1986. Guide to the otoliths of the bony fishes of northeast Atlantic. Danbiu ApS, Hellerup, Denmark.

- Harris, M.P., Wanless, S., 1993. The diet of Shags *Phalacrocorax aristotelis* during the chick-rearing period assessed by three methods. *Bird Study* 40, 135–139.
<https://doi.org/10.1080/00063659309477138>
- Harris, M.P., Wanless, S., 1991. The importance of the lesser sandeel *Ammodytes marinus* in the diet of the shag *Phalacrocorax aristotelis*. *Ornis Scandinavica* 22, 375–382.
<https://doi.org/10.2307/3676511>
- Heubeck, M., 2006. The Shetland Beached Bird Survey, 1979-2004. *Marine Ornithology* 34, 123–127.
- Hillersøy, G., Lorentsen, S., 2012. Annual Variation in the Diet of Breeding European Shag (*Phalacrocorax aristotelis*) in Central Norway. *Waterbirds* 35, 420–429.
- Horn, H.S., 1966. Measurement of “Overlap” in Comparative Ecological Studies. *The American Naturalist* 100, 419–424.
- Howells, R.J., Burthe, S.J., Green, J.A., Harris, M.P., Newell, M.A., Butler, A., Johns, D.G., Carnell, E.J., Wanless, S., Daunt, F., 2017. From days to decades: short- and long-term variation in environmental conditions affect offspring diet composition of a marine top predator. *Marine Ecology Progress Series* 583, 227–242.
- Hurlbert, S.H., 1978. The Measurement of Niche Overlap and Some Relatives. *Ecology* 59, 67–77.
<https://doi.org/10.2307/1936632>
- İlkyaz, A.T., Metin, G., Kinacigil, H.T., 2011. The use of otolith length and weight measurements in age estimations of three Gobiidae species (*Deltentosteus quadrimaculatus*, *Gobius niger*, and *Lesueurigobius friesii*). *Turkish Journal of Zoology* 35, 819–827. <https://doi.org/10.3906/zoo-1001-13>
- INE, 2018. Estatísticas da Pesca 2017. Instituto Nacional de Estatística. Lisboa.
- IUCN, 2017. The IUCN Red List of Threatened Species Version 2017-1 [WWW Document]. URL <http://www.iucnredlist.org>
- Iverson, S.J., Springer, A.M., Kitaysky, A.S., 2007. Seabirds as indicators of food web structure and ecosystem variability: qualitative and quantitative diet analyses using fatty acids. *Marine Ecology Progress Series* 352, 235–244. <https://doi.org/10.3354/meps07073>
- Jobling, M., Breiby, A., 2011. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. *Sarsia* 71, 265–274.
- Johnstone, G., Harris, M.P., Wanless, S., Graves, J.A., 1990. The usefulness of pellets for assessing the diet of adult Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study* 37, 5–11.
<https://doi.org/10.1080/00063659009477030>
- Jones, L.L., Ferrero, R., 1985. Observations of net debris and associated entanglements in the North Pacific Ocean and Bering Sea 1978-84, in: Yoshida, R., Shomura, H. (Eds.), *Proceedings of the Workshop on the Fate and Impact of Marine Debris*. Honolulu, Hawaii. NOAA Tech, pp. 183–196.
- 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, 87–99. <https://doi.org/10.3354/meps06860>
- Kasapoglu, N., Duzgunes, E., Black, C., 2014. Length-weight relationships of marine species caught by five gears from the Black Sea. *Mediterranean Marine Science* 15, 95–100.
<https://doi.org/10.12681/mms.463>

- Laist, D., Wray, T., 1995. Marine Debris Entanglement and Ghost Fishing: A Cryptic Type of Bycatch?, in: Alaska Sea Grant College Program Report No. 96-03 (Ed.), Solving Bycatch: Considerations for Today and Tomorrow. University of Alaska Fairbanks.
- Lambert, D., 1992. Zero-inflated poisson regression, with an application to defects in manufacturing. *Technometrics* 34, 1–14. <https://doi.org/10.1080/00401706.1992.10485228>
- Lande, R., 1993. Risks of Population Extinction from Demographic and Environmental Stochasticity and Random Catastrophes. *The American Naturalist* 142, 911–927. <https://doi.org/10.1086/285580>
- Lecoq, M., Crisóstomo, P., Mourato, E., Morais, L., Andrade, J., 2012. Censo da População Reprodutora do Corvo-marinho-de-crista no Arquipélago das Berlengas em 2012. Relatório da Acção A – Actividade 2. Projecto FAME. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Lewison, R.L., Crowder, L.B., 2003. Estimating fishery bycatch and effects on a vulnerable seabird population. *Ecological Applications* 13, 743–753. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0743:EFBAEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0743:EFBAEO]2.0.CO;2)
- Lilliendahl, K., Solmundsson, J., 2006. Feeding ecology of sympatric European shags *Phalacrocorax aristotelis* and great cormorants *P. carbo* in Iceland. *Marine Biology* 149, 979–990. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0259-7>
- Linn, I.J., Campbell, K.L.I., 1992. Interactions between white-breasted cormorants *Phalacrocorax carbo* (Aves, Phalacrocoracidae) and the fisheries of Lake Malawi. *Journal of Applied Ecology* 29, 619–634. <https://doi.org/10.2307/2404470>
- Lorentsen, S., Anker-nilssen, T., Erikstad, K.E., 2018. Seabirds as guides for fisheries management: European shag *Phalacrocorax aristotelis* diet as indicator of saithe *Pollachius virens* recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 586, 193–201.
- Luís, A., 1982. A avifauna da Ilha da Berlenga. Com especial referência à biologia de *Larus argentatus*. Faculdade Ciências de Lisboa, Lisboa.
- Manzi, M., Coomes, O.T., 2002. Cormorant fishing in southwestern China: a traditional fishery under siege. *The Geographical Review* 92, 597–603.
- Martin, G.R., Crawford, R., 2015. Reducing bycatch in gillnets : A sensory ecology perspective. *Global Ecology and Conservation* 3, 28–50. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.11.004>
- Marzano, M., Carss, D.N., Cheyne, I., 2013. Managing European cormorant-fisheries conflicts: Problems, practicalities and policy. *Fisheries Management and Ecology* 20, 401–413. <https://doi.org/10.1111/fme.12025>
- Meirinho, A., Barros, N., Oliveira, N., Catry, P., Lecoq, M., Paiva, V., Geraldés, P., Granadeiro, J., Ramírez, I., Andrade, J., 2014. Atlas das Aves Marinhas de Portugal. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Melvin, E.F., Guy, T.J., Read, L.B., 2014. Best practice seabird bycatch mitigation for pelagic longline fisheries targeting tuna and related species. *Fisheries Research* 149, 5–18. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.07.012>
- Mendes, B., Fonseca, P., Campos, A., 2004. Weight-length relationships for 46 fish species of the Portuguese west coast. *Journal of Applied Ichthyology* 20, 355–361. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2004.00559.x>
- Metian, A.G.J.T.M., 2009. Fishing for Feed or Fishing for Food: Increasing Global Competition for

- Small Pelagic Forage Fish. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38, 294–302.
<https://doi.org/10.1579/08-A-574.1>
- Michelot, C., Pinaud, D., Fortin, M., Maes, P., Callard, B., Leicher, M., Barbraud, C., 2017. Seasonal variation in coastal marine habitat use by the European shag: Insights from fine scale habitat selection modeling and diet. *Deep-Sea Research Part II*.
<https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.04.001>
- Milton, G.R., AustinSmith, P.J., Farmer, G.J., 1995. Shouting at shags: A case study of Cormorant management in Nova Scotia. *Colonial Waterbirds* 18, 91–98.
- Monaghan, P., 1992. Seabirds and sandeels: the conflict between exploitation and conservation in the northern North Sea. *Biodiversity and Conservation* 1, 98–111.
<https://doi.org/10.1007/BF00731037>
- Montevecchi, W. a, Chaffey, H., Burke, C., 2007. Hunting for security: Changes in the exploitation of marine birds in Newfoundland and Labrador, in: Parrish, C.C., Turner, N.J., Solberg, S.M. (Eds.), *Resetting the Kitchen Table*. Nova Science Publishers, Inc, pp. 99–115.
- Montevecchi, W.A., 2002. Interactions between fisheries and seabirds, in: Schreiber, E.A., Burger, J. (Eds.), *Biology of Marine Birds*. CRC Press, pp. 527–557.
- Montevecchi, W.A., 1991. Incidence and types of plastic in gannets' nests in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Zoology* 69, 295–297.
- Montevecchi, W.A., Birt, V.L., Cairns, D.K., 1988. Dietary changes of seabirds associated with local fisheries failures. *Biological Oceanography* 5, 153–161.
<https://doi.org/10.1080/01965581.1987.10749511>
- Morais, L., 1995. Aspetos da ecologia reprodutora do corvo-marinho-de-crista (*Phalacrocorax aristotelis*) na Ilha da Berlenga. *Chioglossa* 1, 7–11.
- Morais, L., Mourato, E., Crisóstomo, P., 2009. Contagem de aves marinhas na Ilha da Berlenga. Instituto da Conservação da Natureza e Florestas. Reserva Natural das Berlengas.
- Morat, F., Mante, A., Drunat, E., Dabat, J., Bonhomme, P., Harmelin-Vivien, M., Letourneur, Y., 2011. Diet of the Mediterranean European shag, *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*, its ecological significance and interaction with local fisheries in the Riou Archipelago (Marseilles, France). *Vie et Milieu - Life and Environment* 61, 77–86.
- Morato, T., Afonso, P., Lourinho, P., Barreiros, J.P., Santos, R.S., Nash, R.D.M., 2001. Length-weight relationships for 21 coastal fish species of the Azores, north-eastern atlantic. *Fisheries Research* 50, 297–302. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00215-0](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00215-0)
- Morey, G., Moranta, J., Massutí, E., Grau, A., Linde, M., Riera, F., Morales-Nin, B., 2003. Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fisheries Research* 62, 89–96. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00250-3](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00250-3)
- Mullahy, J., 1986. Specification and testing of some modified count data models. *Journal of Econometrics* 33, 341–365. [https://doi.org/10.1016/0304-4076\(86\)90002-3](https://doi.org/10.1016/0304-4076(86)90002-3)
- Munilla, I., Díez, C., Velando, A., 2007. Are edge bird populations doomed to extinction? A retrospective analysis of the common guillemot collapse in Iberia. *Biological Conservation* 137, 359–371. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.02.023>
- Neto, J., 1997. Contribuição para o conhecimento da biologia reprodutiva do Corvo-marinho-de-crista *Phalacrocorax aristotelis* na Reserva Natural da Berlenga. *Airo* 8, 16–24.

- NOAA Marine Debris Program, 2014. Entanglement of Marine Species in Marine Debris with an Emphasis on Species in the United States. Silver Spring, MD.
- Oke, N.C., Hockey, P.A.R., Pichegru, L., Lingen, C.D. va. der, Crawford, R.J.M., Grémillet, D., 2009. Competition for shifting resources in the southern Benguela upwelling: Seabirds versus purse-seine fisheries. *Biological Conservation* 142, 2361–2368. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.031>
- 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 do Projeto LIFE Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Oliveira, N., Almeida, A., Gutiérrez, I., Mikšlová, K., Silva, E., Santos, A., 2017. Sobreposição espaço-temporal entre as aves marinhas e pescas na ZPE das Ilhas Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Oliveira, N., Henriques, A., Miodonski, J., Pereira, P., Marujo, D., Almeida, A., Barros, N., Andrade, J., Marçalo, A., Santos, J., Oliveira, I., 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, 51–61.
- Oro, D., Alvarez, D., 2018. Complex demographic heterogeneity from anthropogenic impacts in a coastal marine predator. *Complex demographic heterogeneity from anthropogenic impacts in a coastal marine predator*. <https://doi.org/10.1002/eap.1679>
- Oro, D., Álvarez, D., Velando, A., 2018. Complex demographic heterogeneity from anthropogenic impacts in a coastal marine predator. *Ecological Applications* 28, 612–621. <https://doi.org/10.1002/eap.1679>
- Oro, D., Genovart, X., Ruiz, X., Jiménez, J., García-Gans, J., 1996. Differences in diet, population size and reproductive performance between two colonies of Audouin's Gull *Larus audouinii* affected by a trawling moratorium. *Journal of avian biology* 245–251.
- Oro, D., Ruiz, X., 1997. Exploitation of trawler discards by breeding seabirds in the north-western Mediterranean: differences between the Ebro Delta and the Balearic Islands areas. *ICES Journal of Marine Science* 54, 695–707.
- Östman, Ö., Boström, M.K., Bergström, U., Andersson, J., Lunneryd, S.G., 2013. Estimating competition between wildlife and humans-A case of cormorants and coastal fisheries in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083763>
- Pardal, M., Azeiteiro, U.M., 2001. Zooplankton biomass, abundance and diversity in a shelf area of Portugal (the Berlenga Marine Natural Reserve). *Arquipélago. Ciências Biológicas e Marinhas* 18A, 25–33.
- Pauly, D., Christensen, V., 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374, 255–257.
- Pauly, D., Zeller, D., 2016. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Communications* 7, 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms10244>
- Pichegru, L., Ryan, P.G., Le Bohec, C., Van Der Lingen, C.D., Navarro, R., Petersen, S., Lewis, S., Van Der Westhuizen, J., Grémillet, D., 2009. Overlap between vulnerable top predators and fisheries in the benguela upwelling system: Implications for marine protected areas. *Marine*

- Ecology Progress Series 391, 199–208. <https://doi.org/10.3354/meps08283>
- Plagányi, É.E., Butterworth, D.S., 2004. A Critical Look at the Potential of Ecopath with Ecosim to Assist in Practical Fisheries Management. *African Journal of Marine Science* 26, 261–287.
- Pombo, L., Elliot, M., Rebelo, J., 2005. Ecology, age and growth of *Atherina boyeri* and *Atherina presbyter* in the Ria de Aveiro, Portugal. *Cybium* 29, 47–55.
- Pott, C., Wiedenfeld, D.A., 2017. Information gaps limit our understanding of seabird bycatch in global fisheries. *Biological Conservation* 210, 192–204. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.002>
- Potts, G.R., 1969. The Influence of Eruptive Movements, Age, Population Size and Other Factors on the Survival of the Shag (*Phalacrocorax aristotelis* (L.)). *The Journal of Animal Ecology* 38, 53–102. <https://doi.org/10.2307/2740>
- Potts, G.R., Coulson, J.C., Deans, I.R., 1980. Population Dynamics and Breeding Success of the Shag, *Phalacrocorax aristotelis*, on the Farne Islands, Northumberland. *Journal of Animal Ecology* 49, 465–484.
- Queiroga, H., Leão, F., Coutinho, M., 2008. Candidatura das Berlengas a Reserva da Biosfera da UNESCO. Versão para consulta pública. IDAD, Aveiro.
- Quillfeldt, P., McGill, R.A.R., Furness, R.W., 2005. Diet and foraging areas of Southern Ocean seabirds and their prey inferred from stable isotopes: review and case study of Wilson's storm-petrel. *Marine Ecology Progress Series* 295, 295–304.
- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria
- Rebelo, J.E., 2018. Laboratório de ictiologia, pescas e aquicultura [WWW Document]. Universidade de Aveiro. URL <http://riadeaveiro.web.ua.pt/>
- Rebordão, F.R., 2000. Classificação de Artes e Métodos de Pesca. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar -IPIMAR. Lisboa.
- Rijke, A.M., 2018. Feather Structure and Behavioral Patterns in Seabirds, in: *Seabirds*. IntechOpen.
- Rindorf, A., Wanless, S., Harris, M.P., 2000. Effects of changes in sandeel availability on the reproductive output of seabirds. *Marine Ecology Progress Series* 202, 241–252.
- Rodrigues, N.V., Maranhão, P., 2009. Fish assemblages of Berlengas Natural Reserve (Marine Protected Area) and Peniche coast (Portugal). How different they are? Instituto Politécnico de Leiria, Peniche.
- Rodrigues, N.V., Maranhão, P., Oliveira, P., Alberto, J., 2008. Guia de espécies submarinas: Portugal, Berlengas. Peniche.
- Rodrigues, N.V., Mendes, S., Franco, J., Castanheira, M., Castro, N., 2011. Fish diversity in the Berlengas Natural Reserve (Portugal), a marine protected area. *Ecologi@* 3, 35–43.
- Russell, A.F., Wanless, S., Harris, M.P., 1995. Factors affecting the production of pellets by Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Seabird* 17, 44–49.
- Sallinger, B., 2014. Audubon Opposes Slaughter of Double-crested Cormorants on East Sand Island. *The Warbler*.
- Santos, M.N., Gaspar, M.B., Vasconcelos, P., Monteiro, C.C., 2002. Weight-length relationships for 50 selected fish species of the Algarve coast (southern Portugal). *Fisheries Research* 59, 289–

295. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(01\)00401-5](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(01)00401-5)
- Schaefer, M.B., 1970. Men, Birds and Anchovies in the Peru Current—Dynamic Interactions. *Transactions of the American Fisheries Society* 99, 461–467. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1970\)99](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1970)99)
- Shannon, L.J., Cury, P.M., Jarre, A., 2000. Modelling effects of fishing in the Southern Benguela ecosystem. *ICES Journal of Marine Science* 57, 720–722. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0716>
- Silva, E., Luís, A., Oliveira, N., 2017. Contribuição para o estudo da biologia reprodutora da Galheta *Phalacrocorax aristotelis* no arquipélago das Berlengas, Portugal. *Airo* 24, 3–16.
- Silva, E.M., 2015. Contribuição para o estudo da biologia reprodutora e ecologia de galheta, *Phalacrocorax aristotelis*, do arquipélago das Berlengas. Universidade de Aveiro.
- Simeone, A., Navarro, X., 2002. Human exploitation of seabirds in coastal southern Chile during the mid-Holocene. *Revista Chilena de Historia Natural* 75, 423–431. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2002000200012>
- Smith, A.D.M., Brown, C.J., Bulman, C.M., Fulton, E.A., Johnson, P., Kaplan, I.C., Lozano-Montes, H., Mackinson, S., Marzloff, M., Shannon, L.J., Shin, Y.J., Tam, J., 2011. Impacts of fishing low-trophic level species on marine ecosystems. *Science* 333, 1147–1150. <https://doi.org/10.1126/science.1209395>
- Soanes, L.M., Bright, J.A., Angel, L.P., Arnould, J.P.Y., Bolton, M., Berlincourt, M., Lascelles, B., Owen, E., Simon-bouhet, B., Green, J.A., 2016. Defining marine important bird areas: Testing the foraging radius approach. *BIOC* 196, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.007>
- Steffens, W., 2010. Great cormorant - Substantial danger to fish populations and fishery in Europe. *Bulgarian Journal of Agricultural Science* 16, 322–331.
- Steneck, R.S., 1998. Human influences on coastal ecosystems: Does overfishing create trophic cascades? *Trends in Ecology and Evolution* 13, 429–430. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01494-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01494-3)
- Swann, R.L., Harris, M.P., Aiton, D.G., 2008. The diet of European Shag *Phalacrocorax aristotelis*, Black-legged Kittiwake *Rissa tridactyla* and Common Guillemot *Uria aalge* on Canna during the chick-rearing period 1981 – 2007. *Seabird* 21, 44–54.
- Swartz, W., Sala, E., Tracey, S., Watson, R., Pauly, D., 2010. The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). *PLoS ONE* 5, 3–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0015143>
- Sydeman, W.J., Thompson, S.A., Anker-nilssen, T., Arimitsu, M., Bennison, A., Bertrand, S., Boersch-supan, P., Boyd, C., Bransome, N.C., Crawford, R.J.M., Daunt, F., Furness, R.W., Gianuca, D., Gladics, A., Koehn, L., Lang, J.W., Logerwell, E., Morris, T.L., Phillips, E.M., Provencher, J., Punt, A.E., Saraux, C., Shannon, L., Sherley, R.B., Simeone, A., Wanless, R.M., Wanless, S., Zador, S., 2017. Best practices for assessing forage fish fisheries-seabird resource competition. *Fisheries Research* 194, 209–221. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.05.018>
- Tasker, M., Jones, P.H., Dixon, T., Blake, B.F., 1984. Counting seabirds at sea from ships: A review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *The Auk* 101, 567–577. <https://doi.org/10.2307/4086610>

- Tasker, M.L., Camphuysen, K.C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A., Blaber, S.J.M., 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57, 531–547. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.00714>
- Thibault, J., Zotier, R., Guyot, I., Bretagnolle, V., 1996. Trends in Breeding Marine Birds of the Mediterranean Region with Special Reference to Corsica. *Colonial Waterbirds* 19, 31–40.
- Torres, M.A., Ramos, F., Sobrino, I., 2012. Length-weight relationships of 76 fish species from the Gulf of Cadiz (SW Spain). *Fisheries Research* 127–128, 171–175. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.001>
- Troynikov, V., Whitten, A., Gorfine, H., Putys, Ž., Jakubavičiute, E., Ložys, L., Dainys, J., 2013. Cormorant catch concerns for fishers: Estimating the size-selectivity of a piscivorous bird. *PLoS ONE* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0077518>
- Tuset, V.M., Lombarte, A., Assis, C.A., 2008. Otolith atlas for the western Mediterranean, north and central eastern Atlantic. *Scientia Marina* 72S1, 7–198.
- Velando, A., Alvarez, D., Mouriño, J., Arcos, F., Barros, Á., 2005a. Population trends and reproductive success of the European shag *Phalacrocorax aristotelis* on the Iberian Peninsula following the Prestige oil spill. *Journal of Ornithology* 146, 116–120. <https://doi.org/10.1007/s10336-004-0068-z>
- Velando, A., Freire, J., 2002. Population modelling of European shags (*Phalacrocorax aristotelis*) at their southern limit: conservation implications. *Biological Conservation* 107, 59–69.
- Velando, A., Freire, J., 1999. Intercolony and seasonal differences in the breeding diet of European shags on the Galician coast (NW Spain). *Marine Ecology Progress Series* 188, 225–236.
- Velando, A., Munilla, I., 2011. Disturbance to a foraging seabird by sea-based tourism: Implications for reserve management in marine protected areas. *Biological Conservation* 144, 1167–1174. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.01.004>
- Velando, A., Munilla, I., Leyenda, P.M., 2005b. Short-term indirect effects of the “Prestige” oil spill on European shags: changes in availability of prey. *Marine Ecology Progress Series* 302, 263–274.
- Velando, A., Ortega-Ruano, E.J., Freire, J., 1999. Chick Mortality in European Shag *Stictocarbo aristotelis* Related to Food Limitations during Adverse Weather Events. *Ardea* 87, 51–59.
- Vetemaa, M., Eschbaum, R., Albert, A., Saks, L., Verliin, A., Jürgens, K., Kesler, M., Hubel, K., Hannesson, R., Saat, T., 2010. Changes in fish stocks in an Estonian estuary: Overfishing by cormorants? *ICES Journal of Marine Science* 67, 1972–1979. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq113>
- Viegas, V., 2013. Pesca comercial na costa alentejana: rendimento, esforço de pesca, rejeições e efeitos da proteção. Universidade de Évora.
- Votier, S.C., Furnes, R.W., Bearhop, S., Crane, J.E., Caldow, R.W.G., Catry, P., Ensor, K., Hamer, K.C., Hudson, A. V., Kalmbach, E., Klomp, N.I., Pfeiffer, S., Phillips, R.A., Prieto, I., Thompson, D.R., 2004. Changes in fisheries discard rates and seabird communities. *Nature* 427, 727–730. <https://doi.org/10.1038/nature02251.1>
- Wanless, S., Burger, A.E., Harris, M.P., 1991. Diving depths of Shags *Phalacrocorax aristotelis* breeding on the Isle of May. *Ibis* 133, 37–42. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1991.tb04807.x>
- Wanless, S., Grémillet, D., Harris, M.P., Wanless, S., Grémillet, D., Harris, M.P., 1998. Foraging

- activity and performance of Shags *Phalacrocorax aristotelis* in relation to environmental characteristics. *Journal of Avian Biology* 29, 49–54.
- Wanless, S., Harris, M.P., 1997. *Phalacrocorax aristotelis* shag. BWP Update 1.
- Wanless, S., Harris, M.P., Morris, J.A., 1991. Foraging range and feeding locations of Shags *Phalacrocorax aristotelis* during chick rearing. *Ibis* 133, 30–36.
- Watanuki, Y., Daunt, F., Takahashi, A., Newell, M., Wanless, S., Sato, K., Miyazaki, N., 2008. Microhabitat use and prey capture of a bottom-feeding top predator, the European shag, shown by camera loggers. *Marine Ecology Progress Series* 356, 283–293. <https://doi.org/10.3354/meps07266>
- Watt, J., Pierce, G.J., Boyle, P.R., 1997. Guide to the Identification of North Sea Fish Using Prernaillae and Vertebrae. ICES cooperative research report, Copenhagen, Denmark.
- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., Nielsen, J., Tortonese, E., 1984. Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean. California University.
- Wilson, L.J., Grellier, K., Hammond, P.S., 2017. Improved estimates of digestion correction factors and passage rates for harbor seal (*Phoca vitulina*) prey in the northeast Atlantic. *Marine Mammal Science* 33, 1149–1169. <https://doi.org/10.1111/mms.12436>
- Wise, L., Galego, C., Katara, I., Marçalo, A., Meirinho, A., Monteiro, S.S., Oliveira, N., Santos, J., Rodrigues, P., Araújo, H., 2018. Portuguese purse seine fishery spatial and resource overlap with top predators. *Marine Ecology Progress Series*.
- Worton, B.J., 1995. Using Monte Carlo Simulation to Evaluate Kernel-Based Home Range Estimators. *The Journal of wildlife management* 59, 794–800.
- Xirouchakis, S., Kasapidis, P., Christidis, A., Andreou, G., Kontogeorgos, I., Lymberakis, P., 2017. Status and Diet of the European Shag (Mediterranean subspecies) *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in the Libyan Sea (South Crete) During the Breeding Season. *Marine Ornithology* 45, 1–9.
- Yodzis, P., 2001. Must top predators be culled for the sake of fisheries? *Trends in Ecology & Evolution* 16, 78–84.
- Zeileis, A., Kleiber, C., Jackman, S., 2008. Regression Models for Count Data in R. *Journal of Statistical Software* 27, 1–25. <https://doi.org/10.18637/jss.v027.i08>
- Žydelis, 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, 1269–1281. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.025>
- Žydelis, R., Small, C., French, G., 2013. The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation* 162, 76–88. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.002>

8. Anexos

Anexo A - Equações utilizadas, e respetivas fontes, para a estimação de comprimentos totais (FL) a partir do comprimento dos otólitos (OL) das espécies de peixes predados, assim como a estimação da respetiva biomassa total (FW). As equações foram adaptadas de modo que o comprimento total do peixe fosse apresentado em cm e a biomassa em gr.

Espécie	Equação OL - FL	Fonte	Equação FL - FW	Fonte
Ammodytidae				
<i>Ammodytes</i> spp. ¹	$FL = (OL - 0.510)/0.141$	(Wilson et al., 2017)	$FW = 0,00660 * FL^{2,697}$	(Froese and Pauly, 2018)
Argentinidae				
<i>Argentina sphyraena</i>	$FL = (40,72 * OL^{0,83})/10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0083 * FL^{3,266}$	(Torres et al., 2012)
Atherinidae				
<i>Atherina boyeri</i>	$FL = (52,11 * OL^{0,38})/10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0.0033 * FL^{3,35}$	(Pombo et al., 2005)
<i>Atherina presbyter</i>	$FL = (52,11 * OL^{0,38})/10$	(Giménez et al., 2016) ²	$FW = 0.0055 * FL^{3,09}$	(Pombo et al. 2005)
Bothidae				
<i>Arnoglossus imperialis</i>	$FL = (51,64 * OL^{0,92})/10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0074 * FL^{3,024}$	(Torres et al. 2012)
Carangidae				
<i>Trachurus trachurus</i>	$FL = (34,01 * OL - 28,99)/10$	(Granadeiro and Silva, 2000)	$FW = 0.00001.77 * (FL * 10)^{2,84}$	(Granadeiro and Silva, 2000)
Clupeidae				
<i>Sardina pilchardus</i>	$FL = (55,75 * OL^{0,95})/10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0.00000692 * (FL * 10)^{3,03}$	(Granadeiro and Silva, 2000)
Engraulidae				
<i>Engraulis encrasicolus</i>	$FL = (46,87 * OL^{0,92})/10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0049 * FL^{3,125}$	(Torres et al. 2012)
Gadidae				
<i>Trisopterus luscus</i>	$FL = (33,73 * OL - 94,54)/10$	(Granadeiro and Silva, 2000)	$FW = 0.00000433 * (FL * 10)^{3,19}$	(Granadeiro and Silva, 2000)
<i>Trisopterus minutus</i>	$FL = (OL - 1,718)/0.362$	(Wilson et al., 2017)	$FW = 0,0042 * FL^{3,3425}$	(Morey et al. 2003)
Gobidae				
<i>Gobius paganellus</i>	$FL = 2,296 * OL + 0,138$	(İlkyaz et al., 2011) ³	$FW = 0,0033 * FL^{3,5738}$	(Morey et al., 2003)
<i>Gobius</i> sp.	$FL = 2,296 * OL + 0,138$	(İlkyaz et al. 2011) ³	$FW = 0,0089 * FL^{3,0853}$	(Morey et al. 2003) ³
Gobidae unid	NA ⁴		NA ⁵	
Labridae				
<i>Acantholabrus palloni</i>	$FL = 4.3583 * OL^{0,9869}$	(Altin and Ayyildiz, 2017) ⁶	$FW = 0,0108 * FL^{3,071}$	(Mendes et al., 2004)
<i>Coris julis</i>	$FL = (31,63 * OL^{1,56})/10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,00001409 * (FL * 10)^{2,946}$	(Gonçalves et al., 1997)
<i>Labrus bergylta</i>	$FL = (67,97 * OL - 31,24)/10$	(Härkönen, 1986)	$FW = 0,0141 * FL^{3,039}$	(Morato et al., 2001)
<i>Labrus merula</i>	$FL = (68,92 * OL^{0,99})/10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0076 * FL^{3,1862}$	(Morey et al. 2003)
<i>Labrus mixtus</i>	$FL = (52,12 * OL - 4,76)/10$	(Härkönen 1986)	$FW = 0,0050 * FL^{3,254}$	(Mendes et al. 2004)
<i>Symphodus bailloni</i>	$FL = 4.3583 * OL^{0,9869}$	(Altin and Ayyildiz 2017) ⁶	$FW = 0,0155 * FL^{3,017}$	(Santos et al., 2002)

<i>Symphodus cinereus</i>	$FL = (48,27 * OL^{0,94}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0075 * FL^{3,2514}$	(Morey et al. 2003)
<i>Symphodus melops</i>	$FL = 4.3583 * OL^{0,9869}$	(Altin and Ayyildiz 2017) ⁶	$FW = 0,01120 * FL^{3,17}$	(Froese and Pauly 2018)
<i>Symphodus trutta</i>	$FL = 4.3583 * OL^{0,9869}$	(Altin and Ayyildiz 2017) ⁶	$FW = 0,01120 * FL^{3,17}$	(Froese and Pauly 2018) ⁷
Labridae unid.	NA ⁸		NA ⁹	
Lotidae				
<i>Ciliata mustela</i>	$FL = (92,29 * OL - 74,6) / 10$	(Härkönen 1986)	$FW = 1,0736 * OL^{3,444}$	(Härkönen 1986)
<i>Gaidropsarus biscayensis</i>	$FL = (36,91 * OL^{1,05}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0012 * FL^{3,616}$	(Kasapoglu et al. 2014) ¹⁰
<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	$FL = (36,91 * OL^{1,05}) / 10$	(Giménez et al., 2016) ¹¹	$FW = 0,0012 * FL^{3,616}$	(Kasapoglu et al., 2014)
<i>Gaidropsarus</i> sp.	NA ¹²		NA ¹³	
Serranidae				
<i>Serranus cabrilla</i>	$FL = (21,75 * OL^{1,11}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0092 * FL^{3,0658}$	(Morey et al. 2003)
Soleidae				
<i>Pegusa lascaris</i>	$FL = (58,12 * OL^{1,11}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0070 * FL^{3,13}$	(Mendes et al. 2004)
Sparidae				
<i>Boops boops</i>	$FL = (23,9 * OL^{1,16}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,00000758 * (FL * 10)^{3,037}$	(Gonçalves et al. 1997)
<i>Dentex</i> sp. ¹⁴	$FL = (4,59 * OL^{1,82}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0113 * FL^{3,0349}$	(Morey et al. 2003)
<i>Diplodus sargus</i>	$FL = (20,25 * OL^{1,28}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,00001423 * (FL * 10)^{3,034}$	(Gonçalves et al. 1997)
<i>Diplodus vulgaris</i>	$FL = (17,18 * OL^{1,33}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,00001756 * (FL * 10)^{2,987}$	(Gonçalves et al. 1997)
<i>Diplodus</i> sp.	$FL = 2.221 * OL^{1,0098}$	(Altin and Ayyildiz 2017)	NA ¹⁵	
<i>Pagellus bogaraveo</i>	$FL = 2,9516 * OL^{0,5123}$	(Altin and Ayyildiz 2017)	$FW = 0,00002699 * (FL * 10)^{2,891}$	(Gonçalves et al. 1997)
<i>Sparus aurata</i>	$FL = (18,04 * OL^{1,32}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,00001827 * FL^{2,96}$	(Gonçalves et al. 1997)
<i>Spondylisoma cantharus</i>	$FL = (10,23 * OL^{1,5}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0158 * FL^{2,9957}$	(Morey et al. 2003)
Sparidae unid.	NA ¹⁶		NA ¹⁷	
Triglidae				
<i>Trigla lyra</i>	$FL = (20,78 * OL^{1,66}) / 10$	(Giménez et al., 2016)	$FW = 0,0092 * FL^{2,9308}$	(Mendes et al. 2004)
Triglidae unid.	NA ¹⁸		NA ¹⁹	

¹ Equações para a espécie *Hyperoplus lanceolatus*

² Equação para a espécie *Atherina boyeri*

³ Equação para a espécie *Gobius niger*

⁴ FL calculado como a média dos comprimentos de todas as espécies registadas da família Gobidae

⁵ FW calculado como a média das biomassas de todas as espécies registadas da família Gobidae

⁶ Equação para o género *Symphodus*

⁷ Equação para a espécie *Symphodus melops*

⁸ FL calculado como a média dos comprimentos de todas as espécies registadas da família Labridae

⁹ FW calculado como a média das biomassas de todas as espécies registadas da família Labridae

¹⁰ Equação para a espécie *Gaidropsarus mediterraneus*

- ¹¹ Equação para a espécie *Gaidropsarus biscayensis*
- ¹² FL calculado como a média dos comprimentos de todas as espécies registadas do género *Gaidropsarus*
- ¹³ FW calculado como a média das biomassas de todas as espécies registadas do género *Gaidropsarus*
- ¹⁴ Equações para a espécie *Dentex dentex*
- ¹⁵ FW calculado como a média das biomassas de todas as espécies registadas do género *Diplodus*
- ¹⁶ FL calculado como a média dos comprimentos de todas as espécies registadas da família Sparidae
- ¹⁷ FW calculado como a média das biomassas de todas as espécies registadas da família Sparidae
- ¹⁸ FL calculado como a média dos comprimentos de todas as espécies registadas da família Triglidae
- ¹⁹ FW calculado como a média das biomassas de todas as espécies registadas da família Triglidae

Anexo B – Modelo de inquérito utilizado para entrevistar os mestres das embarcações de pesca no porto de Peniche.



ESTUDO DE INTERACÇÕES ENTRE GOLFINHOS, BALEIAS E AVES MARINHAS 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:

1. Redes de emalhar

- um pano*
- fundeada*
- superfície*
- tresmalho*
- derivante*
- meia-água*
- Fundo*
- _____

- 2.** Rede de arrasto
- 3.** Rede de cerco
- 4.** Palangre de fundo
- 5.** Palangre de superfície
- 6.** Covos
- 7.** Alcatruzes
- 8.** Xávega

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

3. Caracterização da arte de pesca:

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

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"/> Ruiivo	<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

11. Que espécies de golfinhos ficam presos nas artes? Não sei

Por favor detalhe o número de animais capturados nos últimos 2 meses:

- | | |
|------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> Golfinho comum – nº de capturas _____ | <input type="checkbox"/> Orca – nº de capturas _____ |
| <input type="checkbox"/> Golfinho riscado – nº de capturas _____ | <input type="checkbox"/> Baleia-anã – nº de capturas _____ |
| <input type="checkbox"/> Grampo – nº de capturas _____ | <input type="checkbox"/> Baleia-comum – nº de capturas _____ |
| <input type="checkbox"/> Boto – nº de capturas _____ | <input type="checkbox"/> Baleia não ident. – nº de capturas _____ |
| <input type="checkbox"/> Roaz corvineiro – nº de capturas _____ | <input type="checkbox"/> _____ |
| <input type="checkbox"/> Baleia piloto – nº de capturas _____ | <input type="checkbox"/> _____ |
| <input type="checkbox"/> Cachalote – nº de capturas _____ | <input type="checkbox"/> _____ |

12. Os golfinhos são tirados da arte vivos ou já mortos?

% vivos _____ % mortos _____ Não sei

13. Que outros animais ficam presos nas artes? Não sei nenhuns/não ficam

- | | |
|---------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|
| <input type="checkbox"/> Tartarugas boba – nº de capturas _____ | <input type="checkbox"/> Outros _____ |
| <input type="checkbox"/> Tartarugas de couro – nº de capturas _____ | <input type="checkbox"/> _____ |

14. Tem conhecimento do Manual de Boas práticas elaborado no âmbito do projecto LIFE MarPro, referente à arte de pesca que utiliza?

- Sim, mas não tenho nenhum Manual
- Sim, tenho um Manual
- Não Gostaria de tomar conhecimento do Manual? Sim Não

15. Implementou alguma das medidas de redução de capturas acidentais ou interações indicadas no Manual de Boas Práticas, nos últimos 2 anos? Quais?

- Não
- Sim, para aves - _____
- Sim, para golfinhos/baleias - _____



16. As medidas de redução de capturas acidentais ou interações utilizadas prejudicaram a sua pesca?

- Não.
- Sim, houve uma redução na quantidade de pescado capturado.
- Sim, prejudicam a operacionalidade da arte.

17. Na sua opinião as capturas acidentais e/ou interações ...

- Aumentaram durante os últimos 2 anos
- Diminuíram durante os últimos 2 anos
- Mantiveram-se iguais
- Não sei

18. Com a aplicação das medidas de redução de capturas acidentais, estima que capturou mais ou menos aves marinhas?

- Não sei
- houve menos capturas
- as capturas foram similares
- as capturas aumentaram

19. Com a aplicação das medidas de redução de capturas acidentais, estima que capturou mais ou menos golfinhos/baleias?

- Não sei
- houve menos capturas
- as capturas foram similares
- as capturas aumentaram

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

Nº das quadrículas - _____

21. Onde costuma capturar golfinhos/baleias? Por favor indique as quadrículas no mapa.

Nº das quadrículas - _____



22. Os golfinhos/aves comem ou danificam a captura ou as artes?

Golfinhos	Aves	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Não sei
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Sim
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Não

23. Pode quantificar os danos (em €/ano)?

Golfinhos - _____

Aves - _____

24. As medidas postas em prática ajudaram a diminuir os danos?

Golfinhos	Aves	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Não sei
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Sim
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Não

25. Na sua perspectiva acha que os golfinhos/baleias são importantes para o meio marinho?

Não sei
 Sim
 Não

26. Na sua perspectiva acha que as aves marinhas são importantes para o meio marinho?

Não sei
 Sim
 Não

Alguma informação pessoal....

Nome do mestre? _____

Quantos anos tem? _____

Há quanto tempo trabalha na pesca? _____

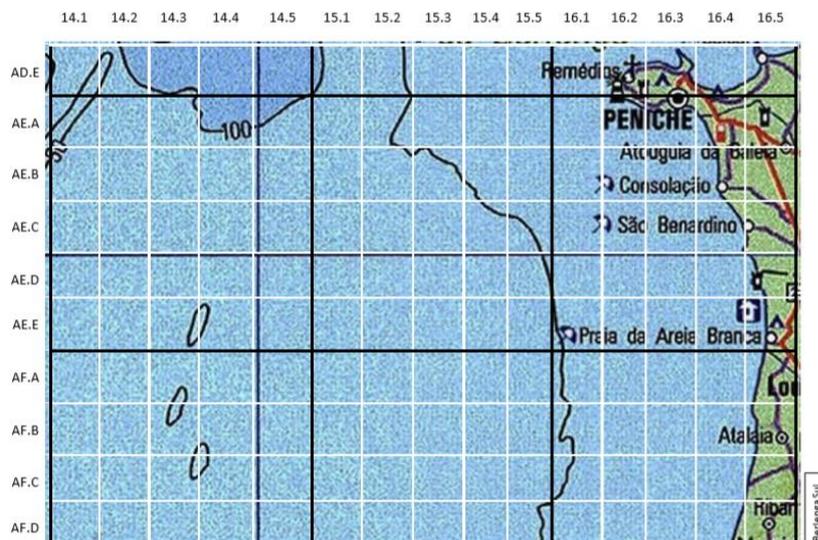
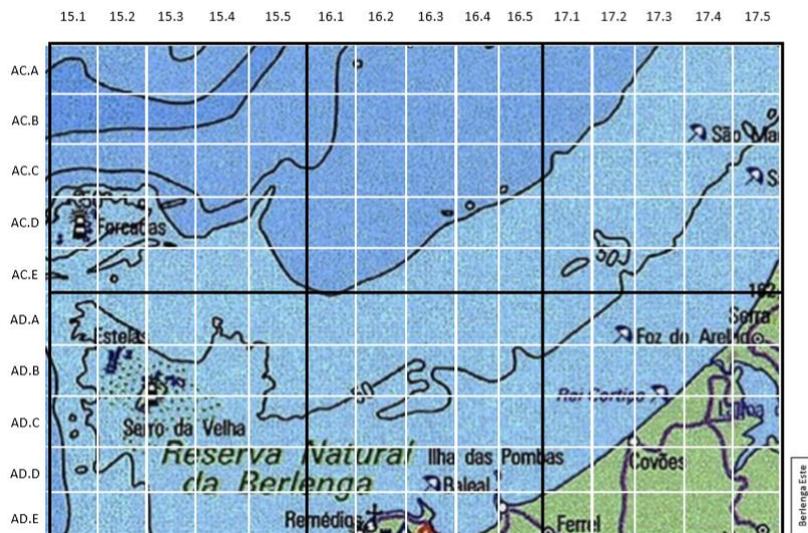
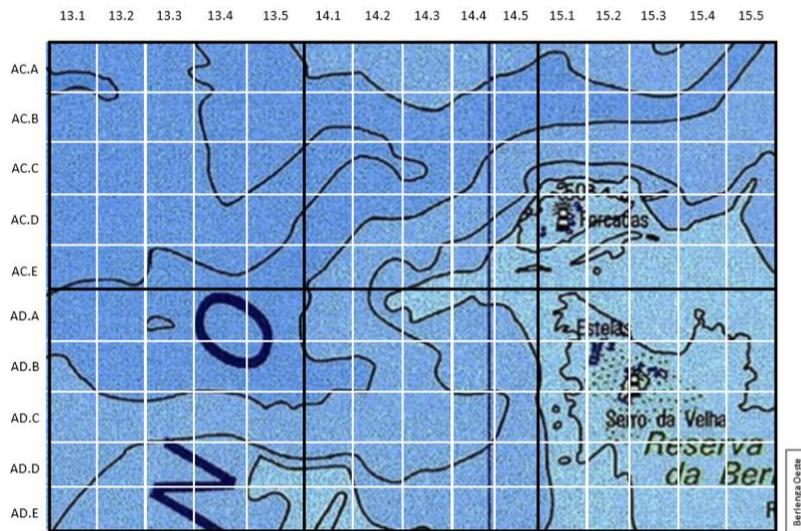
Contacto telefónico (caso seja possível embarcar) _____

Nível de confiança das respostas? _____%

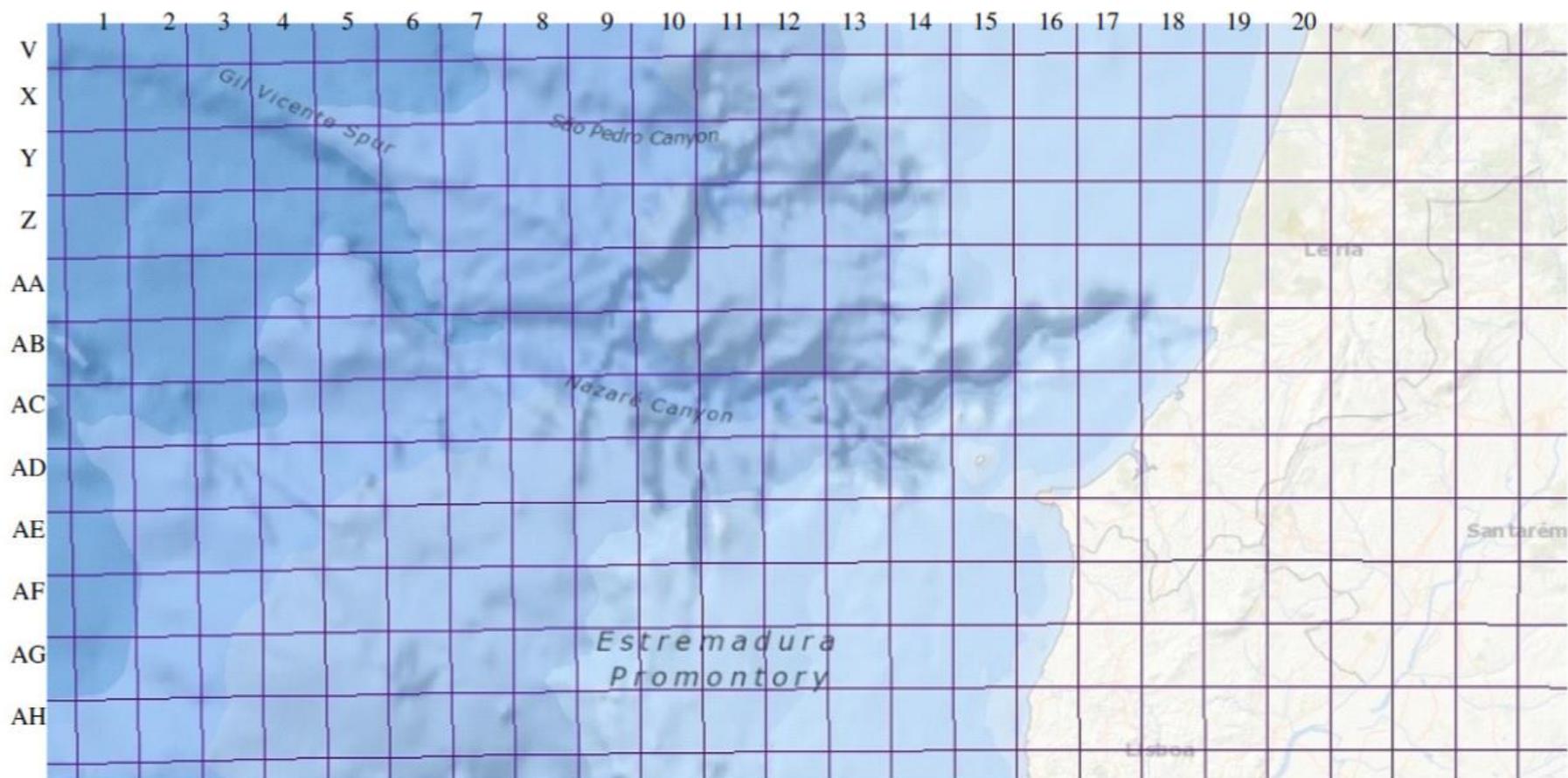
Notas:

Obrigado!

Anexo C - Mapas com quadriculas 2x2 km para a recolha de dados espaciais das áreas de pesca, obtidos pelos inquéritos.



Anexo D - Mapas com quadriculas 10x10 km para a recolha de dados espaciais das áreas de pesca, obtidos pelos inquéritos.



Centro_2_BDbycatch

Anexo E - Espécies capturadas pelo arrasto e a percentagem que ocupam no total do pescado, durante julho de 2017 a julho de 2018, nas épocas consideradas de reprodução (janeiro a agosto) e não reprodução (setembro a dezembro) da galheta. O símbolo * assinala diferenças significativas na quantidade pescada entre as duas épocas consideradas.

Espécies	Nome comum	% do pescado	
		Época reprodutiva	Época não reprodutiva
<i>Acantholabrus palloni</i>	Bodião	< 0,01	< 0,01
<i>Alloteuthis spp</i>	Lula-bicuda-curta	0,21	0,21
<i>Alloteuthis subulata</i>	Lula-bicuda-comprida	-	< 0,01
<i>Alosa alosa</i>	Savel	0,01	< 0,01
<i>Argyrosomus regius</i>	Corvina-legitima	0,03	0,09
<i>Atherina presbyter</i>	Peixe-rei	0,77	0,61
<i>Auxis rochei</i>	Judeu	-	0,01
<i>Balistes capriscus</i>	Cangulo	< 0,01	< 0,01
<i>Boops boops</i>	Boga-do-mar	0,19	0,24
<i>Bothus spp</i>	Cartas	1,69	1,19
<i>Brama brama</i>	Xaputa	0,00	0,00
<i>Cancer pagurus</i>	Sapateira	< 0,01	< 0,01
<i>Charonia rubicunda*</i>	Buzina	0,03	0,08
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	Cabra-vermelha	0,63	0,45
<i>Conger conger</i>	Congro	0,08	0,13
<i>Dentex dentex</i>	Capatão-legítimo	< 0,01	-
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Robalo-legítimo	< 0,01	< 0,01
<i>Dicologlossa cuneata</i>	Lingua	0,28	0,24
<i>Diplodus annularis</i>	Sargo-alcorraz	0,05	< 0,01
<i>Diplodus cervinus</i>	Sargo-veado	< 0,01	< 0,01
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sargo-safia	0,30	0,17
<i>Dipturus oxyrinchus</i>	Raia-bicuda	0,07	0,05
<i>Eledone cirrhosa</i>	Polvo-cabeçudo	0,41	0,15
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Biqueirão	0,02	< 0,01
<i>Eutrigla gurnardus</i>	Cabra-morena	< 0,01	< 0,01
<i>Gaidropsarus spp</i>	Laibeques	-	< 0,01
<i>Galeodea rugosa</i>	Búzio	0,01	-
<i>Galeus melastomus</i>	Leitão	0,03	0,02
<i>Halobatrachus didactylus</i>	Charroco	< 0,01	< 0,01
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	Cantarilho-legítimo	0,35	0,49
<i>Homarus gammarus*</i>	Lavagante	< 0,01	< 0,01
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	Olho-de-vidro	< 0,01	< 0,01
<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tubarão-anequim	< 0,01	-
<i>Lepidopus caudatus</i>	Peixe-espada-branco	0,17	0,56
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	Ruivo	0,11	0,15
<i>Liza aurata</i>	Taíinha-garrento	< 0,01	-
<i>Liza ramada</i>	Taíinha-fataça	< 0,01	0,05
<i>Loligo vulgaris</i>	Lula-vulgar	0,73	1,42
<i>Lophius budegassa</i>	Tamboril-preto	0,28	0,31
<i>Lophius piscatorius</i>	Tamboril-branco	0,08	0,12
<i>Maja squinado</i>	Santola	-	< 0,01
<i>Merluccius merluccius</i>	Pescada-branca	4,62	3,51
<i>Microchirus spp</i>	Azevias	0,49	0,73
<i>Micromesistius poutassou</i>	Verdinho	1,04	0,94
<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete-legítimo	0,29	0,38
<i>Muraena helena</i>	Moreia	< 0,01	< 0,01
<i>Mustelus mustelus</i>	Cação-liso	0,05	0,03
<i>Myliobatis aquila</i>	Ratão	< 0,01	-
<i>Nephrops norvegicus</i>	Lagostim	0,01	< 0,01

<i>Octopus vulgaris</i>	Polvo-vulgar	0,31	0,20
<i>Ommastrephes bartrami</i>	Pota	0,34	0,03
<i>Pagellus acarne*</i>	Besugo	1,67	3,52
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Goraz	0,28	0,02
<i>Pagellus erythrinus</i>	Bica	0,01	< 0,01
<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo-legítimo	0,17	0,13
<i>Palinurus elephas</i>	Lagosta-castanha	< 0,01	< 0,01
<i>Parapenaeus longirostris</i>	Gamba-branca	< 0,01	< 0,01
<i>Pegusa lascaris</i>	Linguado-da-areia	0,01	0,02
<i>Phycis blennoides</i>	Abrotea-do-alto	< 0,01	< 0,01
<i>Phycis phycis</i>	Abrotea-da-costa	0,02	0,01
<i>Pleuronectes platessa</i>	Solha-legítima	< 0,01	-
<i>Pollachius pollachius</i>	Juliana	< 0,01	< 0,01
<i>Polyprion americanus*</i>	Cherne	< 0,01	-
<i>Pontinus kuhlii</i>	Cantarilho-requeime	< 0,01	-
<i>Prionace glauca</i>	Tintureira	0,01	0,01
<i>Psetta maxima</i>	Pregado	0,05	0,03
<i>Raja brachyura</i>	Raia-pontuada	0,36	0,51
<i>Raja circularis</i>	Raia-de-São-Pedro	0,04	0,06
<i>Raja clavata</i>	Raia-lenga	0,98	0,84
<i>Raja mourocellata*</i>	Raia-zimbreira	0,01	< 0,01
<i>Raja montagui</i>	Raia-manchada	< 0,01	-
<i>Raja undulata</i>	Raia-curva	0,01	-
<i>Sarda sarda</i>	Sarrajão	< 0,01	0,01
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardinha	0,01	0,03
<i>Sarpa salpa</i>	Salema	-	0,09
<i>Scomber colias</i>	Cavala	0,64	0,36
<i>Scomber scombrus</i>	Sarda	2,71	0,51
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Rodvalho	0,04	0,05
<i>Scorpaena scrofa</i>	Rascasso-vermelho	< 0,01	< 0,01
<i>Scorpaena spp</i>	Rascassos	0,01	0,64
<i>Scylliorhinus stellaris</i>	Pata-roxa-denisa	2,23	1,59
<i>Sepia officinalis</i>	Choco-vulgar	0,20	0,09
<i>Seriola lalandi</i>	Charuteiro-azeite	0,01	-
<i>Serranus spp</i>	Serranos	0,01	0,01
<i>Solea solea</i>	Linguado-legítimo	0,50	0,40
<i>Sparus aurata</i>	Dourada	< 0,01	0,01
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Choupa	0,19	0,26
<i>Stromateus fiatola</i>	Pampo	-	< 0,01
<i>Thunnus obesus</i>	Atum-patudo	0,01	-
<i>Torpedo spp</i>	Tremelga	0,08	0,05
<i>Trachurus mediterraneus</i>	Carapau-do-mediterrâneo	< 0,01	0,01
<i>Trachurus picturatus</i>	Carapau-negrão	20,17	29,58
<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau	54,83	46,19
<i>Trigla lyra</i>	Cabra-lira	< 0,01	< 0,01
<i>Trisopterus luscus*</i>	Faneca	1,03	1,65
<i>Trisopterus minutus</i>	Fanecão	< 0,01	-
<i>Xiphias gladius</i>	Espadarte	0,01	0,01
<i>Zenopsis conchifer</i>	Galo-branco	0,02	0,01
<i>Zeus faber</i>	Galo-negro	0,89	0,71

Anexo F – Espécies capturadas pela arte polivalente e a percentagem que ocupam no total do pescado, durante julho de 2017 a julho de 2018, nas épocas consideradas de reprodução (janeiro a agosto) e não reprodução (setembro a dezembro) da galheta. O símbolo * assinala diferenças significativas na quantidade pescada entre as duas épocas consideradas.

Espécies	Nome comum	% do pescado	
		Época reprodutiva	Época não reprodutiva
<i>Acantholabrus palloni</i>	Bodião	0,17	0,18
<i>Alosa alosa</i>	Savel	0,78	0,01
<i>Anguilla anguilla</i>	Enguia-europeia	0,02	-
<i>Aphanopus carbo</i>	Peixe-espada-preto	2,09	2,17
<i>Argyrosomus regius</i>	Corvina-legítima	0,46	0,74
<i>Atherina presbyter</i>	Peixe-rei	< 0,01	-
<i>Auxis rochei</i>	Judeu	0,01	0,11
<i>Balistes capriscus</i>	Cangulo	0,42	0,58
<i>Beryx decadactylus</i>	Imperador-de-costa-larga	0,50	0,19
<i>Beryx splendens*</i>	Imperador-de-costa-estreita	0,21	-
<i>Boops boops</i>	Boga-do-mar	< 0,01	< 0,01
<i>Bothus spp*</i>	Cartas	0,03	0,07
<i>Brama brama</i>	Xaputa	0,01	0,01
<i>Cancer pagurus</i>	Sapateira	0,02	0,01
<i>Centrophorus squamosus</i>	Lixa	0,01	-
<i>Centroscymnus coelolepis</i>	Carocho	< 0,01	-
<i>Charonia rubicunda</i>	Buzina	0,04	0,02
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	Cabra-vermelha	0,22	0,16
<i>Conger conger</i>	Congro	10,14	7,88
<i>Deania calcea</i>	Sapata	< 0,01	-
<i>Dentex dentex</i>	Capatão-legítimo	0,01	< 0,01
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Robalo-legítimo	3,31	2,72
<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Robalo-baila	< 0,01	< 0,01
<i>Dicologlossa cuneata</i>	Lingua	0,03	0,05
<i>Diplodus cervinus</i>	Sargo-veado	0,01	0,01
<i>Diplodus puntazzo</i>	Sargo-bicudo	< 0,01	0,01
<i>Diplodus sargus</i>	Sargo-legítimo	1,14	1,20
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sargo-safia	0,66	0,82
<i>Dipturus oxyrinchus</i>	Raia-bicuda	0,23	0,14
<i>Eledone cirrhosa</i>	Polvo-cabeçudo	< 0,01	-
<i>Epigonus telescopus</i>	Olhudo	< 0,01	-
<i>Epinephelus aeneus</i>	Garoupa-legítima	< 0,01	-
<i>Epinephelus marginatus</i>	Mero-legítimo	0,01	0,01
<i>Eutrigla gurnardus</i>	Cabra-morena	< 0,01	< 0,01
<i>Gaidropsarus spp</i>	Laibeques	0,03	0,03
<i>Galeus melastomus</i>	Búzio	0,76	0,59
<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	Solhão	< 0,01	< 0,01
<i>Halobatrachus didactylus</i>	Charroco	< 0,01	< 0,01
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	Cantarelho-legítimo	2,32	1,37
<i>Homarus gammarus</i>	Lavagante	0,27	0,12
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	Olho-de-vidro	0,05	< 0,01
<i>Isurus oxyrinchus*</i>	Tubarão-anequim	0,23	1,06
<i>Istiophorus albicans</i>	Veleiro-do-atlântico	-	0,01
<i>Lepidopus caudatus*</i>	Peixe-espada-branco	0,45	1,26
<i>Lepidorhombus boscii</i>	Areiro-de-quatro-manchas	-	< 0,01
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	Ruivo	0,17	0,18
<i>Liza aurata</i>	Tainha-garrento	0,01	0,25
<i>Liza ramada</i>	Tainha-fataça	0,16	0,23
<i>Loligo vulgaris</i>	Lula-vulgar	0,01	0,02

<i>Lophius budegassa</i>	Tamboril-preto	1,10	0,94
<i>Lophius piscatorius</i>	Tamboril-branco	3,30	1,97
<i>Maja squinado</i>	Santola	0,32	0,27
<i>Merluccius merluccius</i>	Pescada-branca	4,94	2,94
<i>Microchirus spp</i>	Azevias	0,31	0,40
<i>Micromesistius poutassou</i>	Verdinho	0,04	0,04
<i>Mitella pollicipes</i>	Perceve	0,01	< 0,01
<i>Molva macrophthalmus</i>	Donzela-da-pedra	0,01	< 0,01
<i>Mora moro</i>	Mora	0,01	-
<i>Mugil spp</i>	Tainhas	-	< 0,01
<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete-legitimo	0,25	0,44
<i>Muraena helena</i>	Moreia	0,79	0,69
<i>Muranidae</i>	Moreias	-	< 0,01
<i>Mustelus asterias</i>	Cação-pintado	< 0,01	-
<i>Mustelus mustelus</i>	Cação-liso	0,49	0,27
<i>Myliobatis aquila</i>	Ratão	0,01	0,01
<i>Necora puber</i>	Navalheira	0,39	0,26
<i>Nephrops norvegicus*</i>	Lagostim	0,10	0,04
<i>Octopus vulgaris</i>	Polvo-vulgar	13,47	9,34
<i>Ommastrephes bartrami</i>	Pota	0,12	0,03
<i>Orcynopsis unicolor</i>	Palometa	< 0,01	< 0,01
<i>Pagellus acarne</i>	Besugo	1,17	1,07
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Goraz	1,22	0,56
<i>Pagellus erythrinus</i>	Bica	0,05	0,07
<i>Pagrus auriga*</i>	Pargo-sêmola	0,01	0,03
<i>Pagrus pagrus*</i>	Pargo-legitimo	0,85	2,28
<i>Pagrus caeruleostictus</i>	Pargo-ruço	0,00	0,00
<i>Palinurus elephas</i>	Lagosta-castanha	0,40	0,20
<i>Panulirus regius</i>	Lagosta-verde	0,00	< 0,01
<i>Pegusa lascaris</i>	Linguado-da-areia	0,37	0,37
<i>Phycis blennoides</i>	Abrotea-do-alto	0,31	0,09
<i>Phycis phycis</i>	Abrotea-da-costa	1,75	1,37
<i>Pleuronectes platessa</i>	Solha-legítima	0,04	0,03
<i>Pollachius pollachius</i>	Juliana	0,11	0,72
<i>Pollachius virens</i>	Escamudo	0,01	< 0,01
<i>Polyprion americanus*</i>	Cherne	2,30	0,75
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Anchova	< 0,01	< 0,01
<i>Pontinus kuhlii*</i>	Cantarilho-requeime	0,27	0,02
<i>Portunus spp</i>	Caranguejo-nadador	-	0,02
<i>Prionace glauca</i>	Tintureira	3,72	3,17
<i>Psetta maxima</i>	Pregado	0,33	0,22
<i>Raja brachyura</i>	Raia-pontuada	4,01	2,41
<i>Raja circularis</i>	Raia-de-São-Pedro	0,13	0,06
<i>Raja clavata</i>	Raia-lenga	5,30	4,64
<i>Raja moccroocellata</i>	Raia-zimbreira	0,88	0,56
<i>Raja montagui</i>	Raia-manchada	< 0,01	-
<i>Raja naevus</i>	Raia-de-dois-olhos	< 0,01	-
<i>Raja undulata*</i>	Raia-curva	0,11	-
<i>Ruvettus pretiosus*</i>	Escolar	0,31	1,64
<i>Sarda sarda</i>	Sarrajão	0,75	1,40
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardinha	0,02	0,04
<i>Sarpa salpa</i>	Salema	0,34	0,32
<i>Scomber colias*</i>	Cavala	0,26	0,43
<i>Scomber scombrus</i>	Sarda	0,53	0,05
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Rodovalho	0,29	0,13
<i>Scorpaena scrofa</i>	Rascasso-vermelho	0,03	< 0,01
<i>Scorpaena spp*</i>	Rascassos	0,06	0,03

<i>Scyliorhinus stellaris</i>	Pata-roxa-denisa	0,87	1,00
<i>Scyllarides latus</i>	Cavaco	< 0,01	< 0,01
<i>Sepia officinalis</i>	Choco-vulgar	0,44	0,22
<i>Seriola dumerili</i>	Charuteiro-catarino	-	< 0,01
<i>Seriola lalandi</i>	Charuteiro-azeite	0,02	0,02
<i>Serranus atricauda</i>	Serrano-de-rolo	0,02	< 0,01
<i>Serranus spp</i>	Serranos	0,13	0,28
<i>Solea solea</i>	Linguado-legítimo	1,57	1,83
<i>Sparus aurata</i>	Dourada	0,93	1,90
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Choupa	0,11	0,19
<i>Stromateus fiatola</i>	Pampo	0,05	< 0,01
<i>Thunnus alalunga</i>	Atum-voador	0,20	-
<i>Thunnus albacares</i>	Atum-albacora	< 0,01	-
<i>Thunnus obesus</i>	Atum-patudo	0,28	0,03
<i>Thunnus thynnus</i>	Atum-rabilho	0,16	-
<i>Torpedo spp</i>	Tremelga	0,08	0,05
<i>Trachurus mediterraneus</i>	Carapau-do-mediterrâneo	0,22	0,01
<i>Trachurus picturatus</i>	Carapau-negrão	0,60	0,34
<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau	4,98	2,95
<i>Trigla lyra</i>	Cabra-lira	0,03	0,01
<i>Trisopterus luscus</i>	Faneca	2,21	2,67
<i>Trisopterus minutus</i>	Fanecão	< 0,01	-
<i>Urophycis tenuis</i>	Abrotea-branca	0,04	-
<i>Xiphias gladius*</i>	Espadarte	8,10	23,96
<i>Zenopsis conchifer</i>	Galo-branco	0,01	< 0,01
<i>Zeus faber</i>	Galo-negro	2,45	1,98

Anexo G – Espécies capturadas pelo cerco e a percentagem que ocupam no total do pescado, durante julho de 2017 a julho de 2018, nas épocas consideradas de reprodução (janeiro a agosto) e não reprodução (setembro a dezembro) da galheta. O símbolo * assinala diferenças significativas na quantidade pescada entre as duas épocas consideradas.

Espécies	Nome comum	% do pescado	
		Época reprodutiva	Época não reprodutiva
<i>Argyrosomus regius</i>	Corvina-legítima	< 0,01	-
<i>Auxis rochei</i>	Judeu	< 0,01	-
<i>Balistes caprisicus</i>	Cangulo	< 0,01	-
<i>Boops boops</i>	Boga-do-mar	0,44	0,10
<i>Dicologlossa cuneata</i>	Lingua	-	< 0,01
<i>Diplodus sargus</i>	Sargo-legítimo	0,01	< 0,01
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sargo-safia	0,01	0,02
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Biqueirão	0,29	1,76
<i>Isurus oxyrinchus</i>	Tubarão-anequim	< 0,01	-
<i>Liza aurata</i>	Taíinha-garrento	-	0,01
<i>Pagellus acarne</i>	Besugo	< 0,01	-
<i>Pagellus erythrinus</i>	Bica	< 0,01	-
<i>Prionace glauca</i>	Tintureira	0,01	-
<i>Raja clavata</i>	Raia-lenga	0,01	0,01
<i>Sarda sarda</i>	Sarrajão	0,15	1,10
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardinha	67,27	64,40
<i>Sarpa salpa</i>	Salema	-	0,02
<i>Scomber colias</i>	Cavala	16,75	23,94
<i>Scomber scombrus</i>	Sarda	0,36	< 0,01
<i>Sparus aurata</i>	Dourada	< 0,01	0,01
<i>Spondylisoma cantharus</i>	Choupa	0,03	0,20
<i>Thunnus obesus</i>	Atum-patudo	0,01	0,05
<i>Trachurus mediterraneus</i>	Carapau-do-mediterrâneo	0,41	2,06
<i>Trachurus picturatus</i>	Carapau-negrão	8,78	6,09
<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau	5,45	0,22
<i>Trisopterus luscus</i>	Faneca	< 0,01	-
<i>Xiphias gladius</i>	Espadarte	< 0,01	-