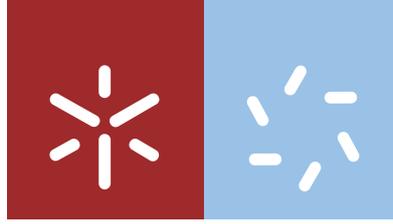


Universidade do Minho
Escola de Ciências

Ana Isabel Veloso Fernandes

**Rede ecológica para a deteção e estudo
de aves marinhas arrojadas REDEMAR-AVES
(costa norte portuguesa)**



Universidade do Minho
Escola de Ciências

Ana Isabel Veloso Fernandes

**Rede ecológica para a deteção e estudo
de aves marinhas arrojadas REDEMAR-AVES
(costa norte portuguesa)**

Dissertação de Mestrado
Mestrado em Ecologia

Trabalho efetuado sob a orientação do
Professor Doutor José Vítor de Sousa Vingada
e a coorientação da
Doutora Catarina Isabel da Costa Simões Eira

outubro de 2015

DECLARAÇÃO

Nome: Ana Isabel Veloso Fernandes

Endereço eletrónico: akiragundam@gmail.com

Número do Cartão do Cidadão: 13947921

Título da Dissertação: Rede ecológica para a deteção e estudo de aves marinhas arrojadas REDEMAR-AVES (costa norte portuguesa)

Orientador: Professor Doutor José Vítor de Sousa Vingada

Coorientadora: Doutora Catarina Isabel da Costa Simões Eira

Ano de conclusão: 2015

Designação do Mestrado: Mestrado em Ecologia

**É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO INTEGRAL DESTA DISSERTAÇÃO
APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO, MEDIANTE DECLARAÇÃO
ESCRITA DO INTERESSADO, QUE A TAL SE COMPROMETE.**

Universidade do Minho, __/__/__

Assinatura: _____

Agradecimentos

Gostaria de começar por agradecer à minha família por me apoiar e incentivar na realização desta tese e durante a minha vida. Sem eles, nada disto tinha sido possível.

Ao Professor Doutor José Vingada, Doutora Catarina Eira e Doutora Sílvia Monteiro por me terem dado a oportunidade de realizar este trabalho e pelo apoio e paciência durante a orientação de toda a tese.

Às minha colegas Cristiana, Fabiana e Sofia pela entreaajuda, troca de saberes e por me terem acompanhado na realização dos transectos.

À Cristiana, Diana, Liliana e Tânia por me incentivarem, por acreditarem em mim e pelo apoio quando tudo parecia mais complicado.

A todas as pessoas do Cram-Q, sem exceção. Obrigada pelo bom humor, pela simpática e pela forma como me receberam. Foi uma experiência que com certeza nunca irei esquecer e isso também se deve a vocês.

Por fim, agradeço a todas as pessoas que eu possa estar a esquecer, mas que tiveram um contributo (direto ou indireto) nesta tese.

A todos, o meu muito obrigado!

Resumo

Devido à sua posição de topo na cadeia trófica e à sua resiliência mediante alterações ambientais, as aves marinhas são consideradas bons indicadores do estado dos ecossistemas marinhos. Assim, deteção sistematizada de aves marinhas arrojadas é uma das ferramentas que pode contribuir para a monitorização das zonas costeiras. Diversas situações podem levar ao arrojamento de uma ave marinha tal como, emaranhamento em material de pesca, ingestão de anzóis, intoxicação por biotoxinas, derrames de petróleo, emaciação, entre outros.

O principal objetivo do presente estudo foi caracterizar os arrojamentos de aves marinhas num segmento da costa norte de Portugal, particularmente entre a Cortegaça e a Nazaré. Os transectos realizados permitiram monitorizar 154,83 km da zona costeira. Neste estudo foram utilizadas as monitorizações *padrão*, realizadas com periodicidade mensal em 10 praias ao longo da costa norte portuguesa, desde outubro 2014 a maio 2015. Foi ainda possível calcular a Taxa de Arrojamentos Estimada (TAE) de acordo com o tipo de áreas monitorizadas.

Os grandes larídeos representam o maior número de arrojamentos registado, seguidos dos Gansos-patola, e a maior incidência de arrojamentos foi registada nos meses de outubro e novembro. Além disso, tendo em conta as classes de idade, foi ainda possível verificar que o número de aves juvenis arrojadas foi superior ao número de arrojamentos de indivíduos adultos. O valor total de aves/km nos 8 meses em que foram realizadas as campanhas de monitorização é de 189 aves por km. A estimativa do número de arrojamentos de aves marinhas para a totalidade de troço analisado (154,83 km) no período de estudo é de 29 289 aves arrojadas.

Tendo em conta o número elevado de aves marinhas que arrojam na costa portuguesa será importante uma monitorização sazonal durante vários anos, para detetarmos alterações nos padrões de arrojamento de aves marinhas e relacioná-los com as causas de arrojamento mais importantes, quer sejam de origem antropogénica (atividade pesqueira, poluição) ou ambiental (alterações de temperatura média, correntes, etc.).

Palavras-chave: Aves Marinhas, Monitorização Costeira, Taxa de Remoção, Arrojamento, Portugal

Abstract

As marine top predators, and also due to their resilience in adverse environmental conditions, seabirds are considered good indicators of marine ecosystems. Therefore, a systematic survey of stranded seabirds may contribute to monitoring changes in coastal areas. There are several causes for seabird strandings such as entanglement in fishing gear, hook ingestion, biotoxin poisoning, oil spills, emaciation, among others.

The main objective of the present study was to characterize seabird strandings in a section of the northern Portuguese coast, particularly between Cortegaça and Nazaré. In the present study, standard surveys were performed monthly covering 154,83 km, in 10 different beaches since October 2014 to May 2015. The Estimated Stranding Rate (ESR) was assessed according to the type of beach surveyed.

Large gulls represented the bulk of all strandings, followed by Northern Gannets, and the highest stranding incidence occurred during October and November. According to seabird age class, there were more stranded juvenile individuals than adults.

The total number of stranded seabirds per km within the study period (8 months) was 189 birds per km. The Estimated Stranding Rate (ESR) for the total surveyed coastal area (154,83 km) in the study period amounts to 29 289 stranded seabirds.

Considering the high number of seabird strandings in the Portuguese coast, it will be important to implement a long-term seasonal monitoring scheme, to allow detecting variations or patterns in seabird stranding records. This data should be integrated with stranding causes, whether anthropogenic (fisheries, pollution, etc) or environmental (changes in average temperature, ocean currents, etc).

Keywords: Seabirds, Beach Surveys, Removal Rate, Stranding, Portugal

Índice

Agradecimentos.....	iii
Resumo	v
Abstract	vii
Índice.....	ix
Índice de Figuras	xi
Índice de Mapas	xiii
Índice de Tabelas	xiv
Introdução.....	1
Arrojamentos de aves marinhas.....	2
A captura acidental de aves marinhas em Portugal	5
Aves Marinhas.....	5
Charadriiformes	6
Pelecaniformes	16
Procellariiformes	21
Objetivos	27
Métodos.....	29
Fatores de correção em função da remoção de cadáveres e detetabilidade por parte dos observadores.....	34
Avaliação da Taxa de Arrojamentos Estimada (TAE)	35
Resultados.....	37
Monitorizações de aves arrojadas.....	37
Taxa de remoção	40
Taxa de Arrojamentos Estimada (TAE).....	42
Discussão	49
Monitorizações	49

Taxa de remoção	53
Conclusão.....	57
Bibliografia.....	59
Anexos	67
Anexo 1	67

Índice de Figuras

Figura 1. <i>Alca torda</i>	7
Figura 2. <i>Larus fuscus</i>	9
Figura 3. <i>Larus marinus</i>	11
Figura 4. <i>Larus michahellis</i>	13
Figura 5. <i>Larus ridibundus</i>	15
Figura 6. <i>Ardea pupurea</i>	17
Figura 7. <i>Morus bassanus</i>	19
Figura 8. <i>Calonectris diomedea</i>	22
Figura 9. <i>Fulmarus glacialis</i>	24
Figura 10. <i>Puffinus mauretanicus</i>	26
Figura 11. <i>Fulmarus glacialis</i> arrojado na praia de Quiaios em dezembro de 2014. a) <i>Fulmarus glacialis</i> com escala e respetivo código de identificação; b) Pormenor do bico da ave marinha.	33
Figura 12. Aves detetadas vivas que deram entrada no Cram-Q.	37
Figura 13. Abundância de indivíduos por espécie encontrados nas monitorizações.	38
Figura 14. Número de aves detetadas nos percursos conforme a classe etária.	38
Figura 15. Número de aves avistadas em cada praia monitorizada.	39
Figura 16. Número de aves avistadas conforme a sua condição.	40
Figura 17. Gráfico que demonstra a remoção de carcaças em praias designadas como urbanas.....	40
Figura 18. Gráfico que demonstra a remoção de carcaças em praias designadas como remotas.....	41
Figura 19. Gráfico que demonstra a remoção de carcaças em todas as praias independentemente do seu tipo (remotas e urbanas).	42

Figura 20. Pombo utilizado para cálculo da taxa de remoção. a) São visíveis os dejetos junto à carcaça; b) Carcaça parcialmente predada..... 54

Índice de Mapas

Mapa 1. Distribuição geográfica da <i>Alca torda</i>	8
Mapa 2. Distribuição geográfica de <i>Larus fuscus</i>	10
Mapa 3. Distribuição geográfica da <i>Larus marinus</i>	12
Mapa 4. Distribuição geográfica da <i>Larus michahellis</i>	14
Mapa 5. Distribuição geográfica de <i>Larus ridibundus</i>	16
Mapa 6. Distribuição geográfica da <i>Ardea purpurea</i>	18
Mapa 7. Distribuição geográfica de <i>Morus bassanus</i>	20
Mapa 8. Distribuição geográfica da <i>Calonectris diomedea</i>	23
Mapa 9. Distribuição geográfica do <i>Fulmarus glacialis</i>	25
Mapa 10. Distribuição geográfica de <i>Puffinus mauretanicus</i>	27
Mapa 11. Praias onde foram realizadas as monitorizações	31

Índice de Tabelas

Tabela 1. Caracterização das praias onde foram efetuados os transectos para detecção de arrojamentos de aves marinhas	30
Tabela 2. Dados para o cálculo da TAE para todos os 65 arrojamentos.	43
Tabela 3. Cálculo da TAE para todos os 65 arrojamentos.	44
Tabela 4. Dados para o cálculo da TAE para gaivotas onde os valores de “C” e de “Número de dias do mês” serão utilizados para o cálculo dos restantes valores presentes na tabela.	45
Tabela 5. Dados para o cálculo da TAE para <i>Morus bassanus</i> onde os valores de “C” e de “Número de dias do mês” serão utilizados para o cálculo dos restantes valores presentes na tabela.	46
Tabela 6. Dados para o cálculo da TAE para <i>Alca torda</i> onde os valores de “C” e de “Número de dias do mês” serão utilizados para o cálculo dos restantes valores presentes na tabela.	47
Tabela 7. Dados para o cálculo da TAE para as restantes aves (Fulmar-glacial, Garça-vermelha e aves não identificadas) onde os valores de “C” e de “Número de dias do mês” serão utilizados para o cálculo dos restantes valores presentes na tabela.	48

Introdução

O estado das populações de aves marinhas está a deteriorar-se rapidamente quando comparado com outros grupos de aves, sendo que as principais causas deste declínio são a captura accidental (41% das espécies) e a poluição (31%) (Croxall *et al.* 2012). As aves marinhas são consideradas bons indicadores do estado dos ecossistemas marinhos (Durant *et al.* 2009; Furness *et al.* 1993) devido à sua posição de topo na cadeia trófica, à sua ocorrência em todos os ecossistemas marinhos desde zonas costeiras até ao oceano aberto (Abraín 2003), ao seu tempo de vida relativamente longo, e à sua fisiologia complexa em relação a outros bioindicadores (Furness *et al.* 1993). Assim, uma das ferramentas de monitorização do ambiente marinho tem sido a deteção de aves marinhas vivas e mortas ao longo das zonas costeiras (Harris *et al.* 2006), ou seja a deteção de aves marinhas arrojadas. Os arrojamentos são mais frequentemente associados a animais marinhos mortos, no entanto também é possível encontrar animais vivos arrojados na costa (Ferreira *et al.* 2012).

Vários estudos utilizaram as aves marinhas como indicadores do estado do meio marinho, particularmente em termos de poluentes (Avery-Gomm *et al.* 2012; Espín *et al.* 2010, 2012a, 2012b; Mendes *et al.* 2008; Ribeiro *et al.* 2009; Van Franeker & Meijboom 2002). Como exemplo, o Ganso-patola (*Morus bassanus*) e a Torda-mergulheira (*Alca torda*) já foram utilizados como biomonitores de elementos tóxicos no meio marinho na costa atlântica portuguesa (Mendes *et al.* 2008; Ribeiro *et al.* 2009). Também Espín *et al.* (2010, 2012b) utilizaram a Torda-mergulheira como uma ferramenta para avaliar a presença de pesticidas organoclorados em 50 aves que arrojaram mortas na costa do Mediterrâneo oeste na zona este de Espanha (Elche, Alicante). De igual modo, Espín *et al.* (2012a) usaram a mesma espécie como bioindicadora de presença de mercúrio no Mediterrâneo. Por sua vez, Avery-Gomm *et al.* (2012), Van Franeker & Meijboom (2002) e Van Franeker *et al.* (2011) usaram o *Fulmarus glacialis* como monitor biológico da frequência de plásticos no oceano. Também Nevins *et al.* (2005) utilizaram várias espécies de aves marinhas, entre elas o *Fulmarus glacialis*, para detetar a presença de plásticos no Pacífico norte.

A monitorização de aves marinhas permite igualmente determinar os impactes, diretos ou indiretos, que as pescas poderão causar nos ecossistemas marinhos. Os

impactes da atividade pesqueira incluem a sobrepesca de populações alvo, a captura acidental e impactos físicos nos organismos bentônicos e no substrato no caso das artes de arrasto. Segundo Anderson *et al.* (2011) estima-se que pelo menos 160000 aves marinhas sejam vítimas de captura acidental (capturas maioritariamente em artes de palangre) anualmente em 68 zonas em países como África do Sul, Angola, Antártida, Austrália, Brasil, Canadá, Chile, China, Coreia, Espanha, EUA, Ilhas Faroé, Islândia, Japão, Mediterrâneo, Namíbia, Noruega, Nova Zelândia, Peru, Reino Unido, Rússia e Uruguai. No entanto, considerando que apenas parte das aves marinhas que morrem acabam por arrojadas, pensa-se que esse valor pode ser substancialmente superior (até 50%) (Anderson *et al.* 2011). Ainda outros impactes da atividade pesqueira estão relacionados com a depleção de presas-alvo de vários predadores marinhos, a poluição, entre outros (Garcia *et al.* 2003; Pauly *et al.* 2002).

Schneidman (1987) refere que os plásticos podem ser a causa maioritária de mortalidade nas aves marinhas em todo o mundo (Manville II 1990). No entanto, Van Franeker e Meijboom (2002) referem que os plásticos podem não representar uma causa direta de mortalidade, mas contribuem para reduzir o *fitness* das aves marinhas afetando a reprodução e as possibilidades de sobrevivência dos indivíduos.

Convenções e diretivas internacionais como a Convenção OSPAR e a Marine Strategy Framework Directive (MSFD, 2008/56/CE) têm o objetivo de implementar estratégias para avaliar o estado ambiental e preservar os ecossistemas marinhos do Atlântico nordeste (Borja *et al.* 2010; Lyons *et al.* 2010). Neste sentido, foram selecionados vários descritores e indicadores de alterações no ambiente marinho. Estes indicadores incluem a monitorização de aves marinhas, pois podem ser usadas para avaliar os ecossistemas marinhos ao longo de áreas muito distintas (Harris *et al.* 2006).

Arrojamentos de aves marinhas

As monitorizações de aves marinhas arrojadas surgiram nos fins do século XIX e inícios do século XX, com o registo de aves marinhas em zonas afetadas por derrames de petróleo (Camphuysen & Heubeck 2001).

Atualmente, diversos estudos demonstram que há várias causas de eventos de mortalidade e arrojamento de aves marinhas. Os arrojamentos podem ocorrer devido

à captura acidental (Brothers 1991; Lewison & Crowder 2003; Morant *et al.* 1983), pesticidas e exposição a outros químicos (Espín *et al.* 2012a, 2012b; Pilarczyk *et al.* 2012; Santos *et al.* 2012) incluindo derrames de petróleo (Camphuysen & Heubeck 2001; Munilla *et al.* 2011; Roletto *et al.* 2003), ingestão de plásticos e outros tipos de lixo marinho (Huin & Croxall 1996; Rodríguez *et al.* 2013; Ryan 1988; Tanaka *et al.* 2013), traumas, más condições climatéricas, falta de alimento (Camphuysen 1997), doenças infecciosas (Friend & Franson 1999; Work *et al.* 1993) e proliferação de algas tóxicas (Landsberg 2002; Popkiss *et al.* 1979; Vargo *et al.* 2006) (Newman *et al.* 2007).

Além da monitorização das aves marinhas encontradas mortas nas zonas costeiras, Camphuysen e Heubeck (2001) enfatizam a importância da obtenção de dados padronizados de aves marinhas recolhidas por centros de reabilitação. As vantagens de trabalhar com centros de reabilitação incluem a oportunidade de obter amostras biológicas de aves vivas. Além disso, também é importante a realização de necrópsias às aves arrojadas mortas em bom estado de conservação e às aves que não sobrevivem durante o processo de reabilitação. As amostras (sangue, penas, etc.) são preservadas de acordo com protocolos padronizados para estudos que envolvam a dieta, genética, ecotoxicologia, entre outros (Newman *et al.* 2007). Em Portugal, a recolha de animais marinhos mortos e vivos têm contribuído para um aumento dos conhecimentos da biologia em geral, fisiologia, anatomia, patologias, exposição a poluentes, ecologia, distribuição de populações e migração de várias espécies marinhas (Ferreira *et al.* 2012).

Embora as aves marinhas sejam uma ferramenta importante no que se refere à monitorização de zonas costeiras (Harris *et al.* 2006), usar o número de animais que dão à costa para estimar a mortalidade total é um exercício que pode não ser totalmente correto. De facto, as aves que morrem em alto mar nem sempre são encontradas em monitorizações costeiras. Isto acontece porque apenas uma parte das aves que morrem no oceano dão à costa, sendo que as carcaças podem afundar e decompor-se no mar (Bibby 1981; Bibby & Lloyd 1977). Além disso, pode ocorrer a duplicação de registos e as aves que eventualmente chegam à costa podem ser removidas de diferentes formas (levadas pelo mar ou por predadores com hábitos generalistas como por exemplo raposas ou cães). A remoção dos animais arrojados representa uma grande fonte de variabilidade para a estimativa de taxas de mortalidade, e são afetadas por vários fatores (Bibby 1981; Ford *et al.* 1987; Hlady & Burger 1993; Van Pelt & Piatt 1995), como a densidade e visibilidade das carcaças, o

tipo e a quantidade de predadores na zona, as condições meteorológicas e a vegetação (Wobeser & Wobeser 1992). Torna-se assim importante tentar avaliar as taxas de remoção de modo a que os resultados das monitorizações se tornem mais fiáveis.

Há diferentes metodologias para calcular a taxa de remoção com diferentes vantagens. Ainda que a “deposição natural” seja mais realista na distribuição de animais arrojados, a colocação de carcaças de modo experimental permitem-nos ter um maior controlo sobre o tamanho da amostra e obter informação sobre diferentes fatores que influenciam a taxa de remoção, como a ação da maré (Ford & Zafonte 2009) e o tamanho dos animais. De facto, animais de menores dimensões desaparecem mais rapidamente que animais de maiores dimensões (Santos *et al.* 2011; Wobeser & Wobeser 1992).

Van Pelt e Piatt (1995), mediante a ocorrência de um arrojamento em massa de Airos (*Uria aalge*) no Alasca, concluíram que a predação é o agente predominante na remoção das carcaças e que as carcaças frescas e intactas são removidas mais rapidamente. Já Ford e Zafonte (2009) colocaram carcaças de várias aves marinhas em zonas costeiras que são habitualmente afetadas por derrames de petróleo e perceberam que aves de dimensões mais reduzidas desapareceram mais rapidamente em relação a aves de dimensões superiores.

Segundo Piatt e Van Pelt (1998) as monitorizações de zonas costeiras podem ser do tipo *padrão* e *intensivas*. Nas monitorizações do tipo *padrão* é registado o número total de aves detetadas na praia. As monitorizações *padrão* devem ser feitas várias vezes (uma vez em cada 1-3 semanas), num número limitado de praias, sendo que essas praias devem estar dispersas por uma grande área geográfica. As monitorizações do tipo *intensivo* são aquelas que nos permitem calcular a taxa de deposição de carcaças nas praias, por exemplo através da marcação das carcaças mais decompostas e que por isso, não serão recolhidas para necrópsia. Este processo é mais moroso, mas permite-nos obter resultados mais amplos (Piatt & Van Pelt 1998).

Todos os registos de aves mortas são importantes e, se mantivermos percursos fixos e replicáveis ao longo do tempo, podemos obter um conjunto de dados mais robusto. Informações como o tipo de praia, o dia de morte, a zona geográfica e condições atmosféricas permitirão tirar conclusões mais objetivas sobre o efeito de determinados fatores na morte das aves (Piatt & Van Pelt 1998).

A captura acidental de aves marinhas em Portugal

As informações obtidas nas monitorizações de arrojamentos ajudam a compreender os padrões de mortalidade das aves e a identificar quais são as espécies mais vulneráveis aos impactos antropogénicos como captura acidental (Ford 2006). As interações entre as aves marinhas e as pescas acontecem frequentemente em quase todos os tipos de arte de pesca (Vingada *et al.* 2012). Estas interações têm consequências nefastas para ambos os intervenientes desta interação. No sector pesqueiro há um prejuízo económico (as redes ficam danificadas devido ao contacto com as aves e há uma consequente perda de material) que é acompanhado pelos problemas ao nível da conservação de algumas espécies de aves marinhas devido à elevada mortalidade provocada pelas artes de pesca (Vingada *et al.* 2012).

De modo a identificar e quantificar de forma mais eficaz a interação entre as aves marinhas e as pescas, tem havido um grande empenho na recolha de dados das pescarias que interagem com aves marinhas no hemisfério sul (Brothers 1991; Klaer & Polacheck 1998; Murray *et al.* 1993), sendo que na Europa esse esforço tem sido menor (Vingada *et al.* 2012). Particularmente em Portugal, até recentemente a informação era muito limitada e só com o arranque do projeto FAME foi possível compilar informação sobre captura acidental de aves marinhas na costa continental portuguesa (Vingada *et al.* 2012). Assim, salientam-se vários eventos de arrojamentos relacionados com captura acidental (Vingada *et al.* 2012) incluindo 189 Gansos-patola (*Morus bassanus*) arrojados em 2006 na praia da Tocha (Cantanhede), 12 Pardelas-baleares (*Puffinus mauretanicus*) na praia de Quiaios (Figueira da Foz) e 397 Tordas-mergulheiras em 2012 na praia do Baleal (Peniche).

Aves Marinhas

As aves marinhas pertencem maioritariamente a 3 ordens principais: Procellariiformes, Pelecaniformes e Charadriiformes. Estas aves possuem as patas numa posição bastante posterior em relação ao corpo o que lhes permite obter uma maior agilidade e impulsão. As aves marinhas estão adaptadas anatomicamente para resistir à pressão da água e fisiologicamente para resistir à escassez de oxigénio. Por esta razão, o músculo destes animais é caracterizado por armazenar grandes quantidades de oxigénio que é usado quando as aves mergulham para capturarem as

suas presas (Keeble 2003). Uma das características das aves marinhas é a excreção de grandes quantidades de sal, o qual é ingerido durante a alimentação. Este excesso de sal é eliminado pelas glândulas de sal situadas nas fossas nasais (Keeble 2003). Os grupos de aves marinhas e as espécies mais representativas na área de estudo são descritas a seguir.

Charadriiformes

Esta ordem é constituída por um grupo diversificado de aves que inclui aves limícolas (e.g. maçaricos, pilritos, borrelhos), os alcídeos (e.g. Torda-mergulheira) e os larídeos (Gaivota-de-patas-amarelas, Gaivota-de-asa-escura, etc.). Estas aves marinhas quando mergulham para pescar são ajudados por um esqueleto bastante mais pesado e por sacos de ar mais reduzidos, quando comparados com outras aves. Para além disto, a camada de gordura que estes possuem atua como um isolante térmico quando em contacto com a água fria do oceano (Keeble 2003).

Torda-mergulheira, *Alca torda* (Linnaeus, 1758)

É uma espécie bastante semelhante ao Airo (*Uria aalge*), sendo que a principal diferença reside no bico (Gooders & Harris 1996). A *Alca torda* tem um comprimento médio de 41 cm e envergadura média de 65 cm (Blomdahl *et al.* 2003). O bico é grosso e robusto com linhas brancas (dependendo da classe etária do indivíduo) e lados achatados. A cabeça e zona dorsal apresenta coloração negra e o pescoço e abdómen são brancos (sendo que no verão o pescoço é preto) (Gooders & Harris 1996). Os juvenis da Torda-mergulheira diferem dos adultos no bico. Enquanto os adultos tem uma ou mais riscas brancas, os juvenis possuem o bico completamente preto (Figura 1).

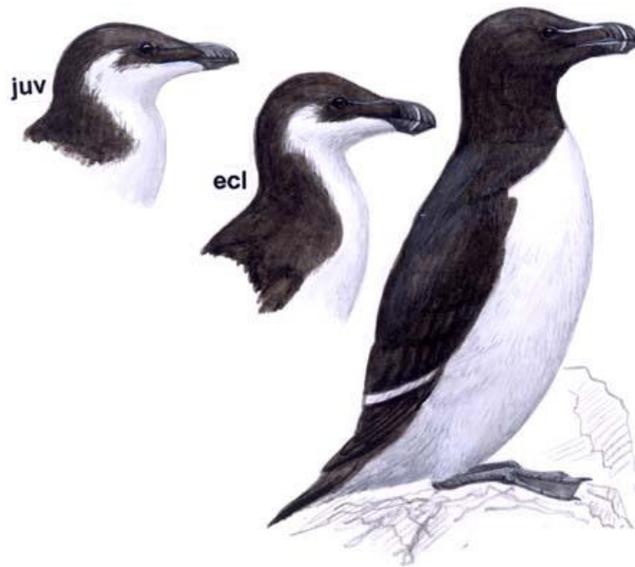
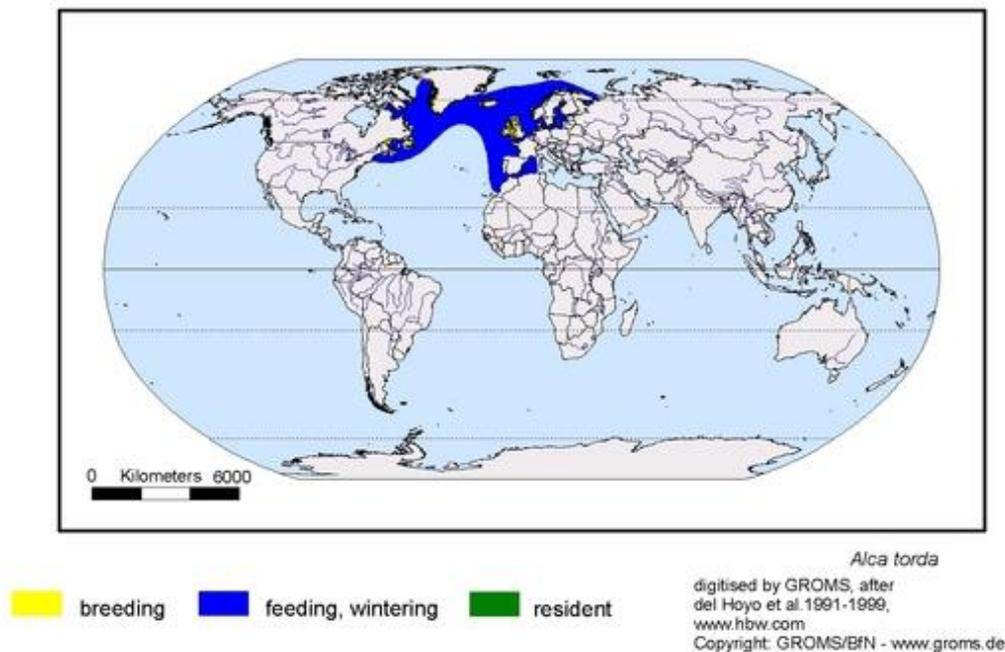


Figura 1. *Alca torda* (<http://www.avibirds.com/html/Razorbill.html>)

Estas aves marinhas, como estão bem adaptadas a nadar debaixo de água, procuram o seu alimento com mergulhos capazes de chegar aos 120 m de profundidade (BirdLife International 2012). Em Portugal, nos anos 80 a presa mais importante da Torda-mergulheira (n=19) era a sardinha (*Sardina pilchardus*) de acordo com Beja (1989). Nesse mesmo estudo foram também encontradas espécies pertencentes à família Ammodytidae e anchovas (*Engraulis encrasicolus*) (Beja 1989).

A Torda-mergulheira encontra-se distribuída pelo Atlântico norte, parte mais oeste do Mar Mediterrâneo, Mar Báltico, Mar do Norte e Mar da Noruega (Mapa 1) (BirdLife International 2012). Nidificam nas fendas de falésias ou rochas a céu aberto e põem um único ovo (Brunn *et al.* 1995). A postura dos ovos começa na primeira semana de maio e vai até à primeira semana de junho (Gooders & Harris 1996).



Mapa 1. Distribuição geográfica da *Alca torda* (<http://www.avibirds.com/html/Razorbill.html>)

De acordo com a IUCN Red List of Threatened Species a abundância desta espécie está a aumentar, por isso o seu estado de conservação está classificado como “pouco preocupante”, sendo que o mesmo se passa quando falamos na classificação no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Almeida *et al.* 2005; BirdLife International 2012). Em 2011 deram entrada no Centro de Reabilitação de Animais Marinhos de Quaias (Cram-Q) 2 indivíduos de *Alca torda* e em 2012 o número subiu para 14 (Ferreira *et al.* 2012).

Gaivota-de-asa-escura, *Larus fuscus* (Linnaeus, 1758)

A *Larus fuscus* é uma ave marinha relativamente grande e abundante. Possui um comprimento médio de 52 cm e uma envergadura média de 126 cm (Blomdahl *et al.* 2003). É branca com a parte superior cinzenta-ardósia e as patas são amarelas. O bico é direito e grosso com um ponto vermelho na extremidade inferior (Figura 2). Os juvenis, de plumagem e bico castanhos, demoram 3 anos até obter a plumagem adulta (Bruun *et al.* 1995; Gooders & Harris 1996).



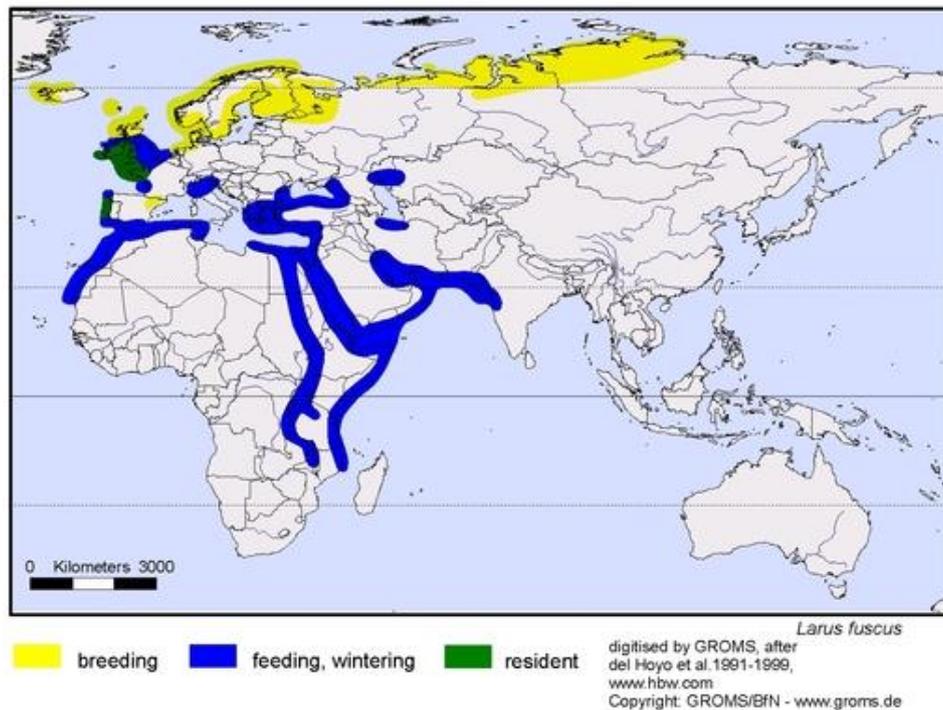
Figura 2. *Larus fuscus* (http://www.avibirds.com/html/Lesser_Black-Backed_Gull.html)

Esta espécie, tal como a *Larus michahellis*, pode ser observada junto à costa, pois muitas vezes alimentam-se de restos de peixe deixado por pescadores ou até mesmo restos de comida deixados nas praias. Preferencialmente, a sua dieta baseia-se em peixe, invertebrados aquáticos, ovos de outras aves e roedores. Para além de poderem ser avistadas nas praias, estas espécies também se localizam junto de lixeiras, saídas de esgotos e portos de pesca, uma vez que nestes locais elas podem obter alimento mais facilmente. Pensa-se que devido à sua capacidade de se adaptarem a meios mais humanizados, tem havido um aumento de indivíduos destas espécies (Guedes & Costa 1994).

A *Larus fuscus* usualmente nidifica em zonas estuarinas ou lagunares geralmente no seio de colónias de gaivotas de *Larus michahellis*. Os seus ninhos estão localizados em cavidades revestidas em solo plano. Cada fêmea põe até 3 ovos de cor azeitona e com manchas escuras (Almeida *et al.* 2005; Bruun *et al.* 1995; Gooders & Harris 1996).

A Gaivota-de-asa-escura tem as suas áreas de reprodução localizadas desde a zona centro-norte da Rússia, em torno da Escandinávia, Alemanha, Bélgica, Países Baixos e norte do Reino Unido até à Islândia. Reproduz-se durante todo o ano na costa portuguesa, no sul da Irlanda, Reino Unido e norte de França. Sazonalmente estão dispersas por toda a costa do Mar do Norte, grande parte do Mediterrâneo, Mar Negro, costas do Mar Cáspio, norte e este das costas africanas e em redor da Península Arábica até ao noroeste da Índia (Mapa 2) (BirdLife International 2012;

Bruun *et al.* 1995; Paterson 1997). Em Portugal nidifica no continente, surgindo apenas em pequenos núcleos localizados no arquipélago das Berlengas, na ilha do Pessegueiro e na Ria Formosa. É possível que por vezes haja nidificação ao longo da costa a sul do Cabo Sardão e no estuário do Sado no seio de núcleos reprodutores de *Larus michahellis* (Almeida *et al.* 2005; Paterson 1997).



Mapa 2. Distribuição geográfica de *Larus fuscus* (http://www.avibirds.com/html/Lesser_Black-Backed_Gull.html)

Segundo a IUCN Red List a abundância desta espécie está a aumentar e por isso há pouca preocupação com o seu estado de conservação. Em Portugal esta espécie está classificada como “vulnerável”, pois trata-se de uma espécie com uma população muito reduzida. Como muitas outras aves marinhas, a *Larus fuscus* pode ser gravemente afetada por derrames de hidrocarbonetos bem como pelas artes de pesca (Almeida *et al.* 2005; BirdLife International 2012). Nos anos de 2011 e 2012 deram entrada no Cram-Q 120 Gaivotas-de-asa-escura, sendo que as razões de entrada eram maioritariamente intoxicação por biotoxinas (Ferreira *et al.* 2012).

Gaivotão-real, *Larus marinus* (Linnaeus, 1758)

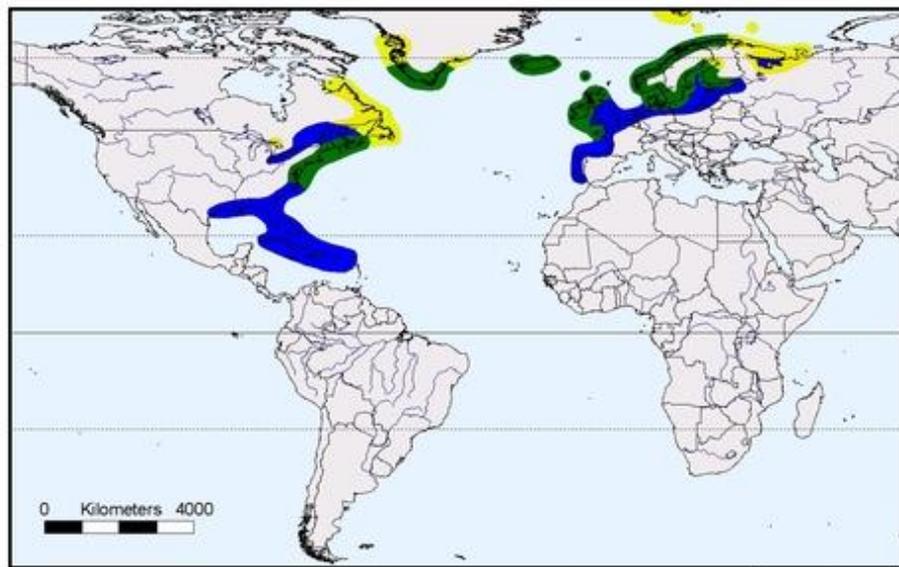
A *Larus marinus* possui um comprimento médio de 68 cm e uma envergadura média de 155 cm sendo assim considerada a maior gaivota da Europa (Blomdahl *et al.* 2003). Para além do tamanho, é possível distinguir esta gaivota da *Larus fuscus* pelo bico grande e grosso, a cabeça bastante maior e as patas cor-de-rosa (Figura 3) (Gooders & Harris 1996).



Figura 3. *Larus marinus* (http://www.avibirds.com/html/Great_Black-Backed_Gull.html)

Tal como a *Larus fuscus* esta ave marinha encontra-se muitas vezes em lixeiras, albufeiras e portos de pesca de modo a alimentar-se mais facilmente. Para além de restos orgânicos em decomposição e lixo, a *Larus marinus* também se alimenta de crias e ovos de outras aves marinhas (Bruun *et al.* 1995; Gooders & Harris 1996).

A *Larus marinus* nidifica ao longo da costa e os seus ninhos consistem numa grande massa de paus e algas no solo ou num rochedo (Gooders & Harris 1996). Esta espécie pode ser avistada na costa do noroeste da Rússia, ao longo da Escandinávia, nas costas do Mar Báltico, no noroeste de França, Reino Unido e Irlanda, ao longo do Atlântico norte na Islândia, sul da Gronelândia e nas costas atlânticas do Canadá e Estados Unidos da América. A *Larus marinus* alimenta-se e inverte nas costas do norte da Europa desde o Mar Báltico até ao sul de Portugal (Mapa 3) (BirdLife International 2012).



Mapa 3. Distribuição geográfica da *Larus marinus* (http://www.avibirds.com/html/Great_Black-Backed_Gull.html)

De acordo com a IUCN Red List a abundância da *Larus marinus* está a aumentar e o seu estado de conservação é pouco preocupante (BirdLife International 2012). Particularmente em Portugal de momento não há informações sobre o estado de conservação desta espécie.

Gaivota-de-patas-amarelas, *Larus michahellis* (Naumann, 1840)

Esta ave marinha tem um comprimento de 55 cm e uma envergadura média de 130 cm (Blomdahl *et al.* 2003). Possui uma plumagem branca com as asas cinzentas, a cauda é preta, o bico amarelo e as patas amarelas. Esta espécie demora aproximadamente 4 anos até obter a plumagem adulta. O juvenil possui o corpo todo malhado em tom de castanho e o bico quase todo preto. Com o passar das fases, a ave vai ficando cada vez mais branca na cabeça e na zona ventral e o bico fica também cada vez mais claro tornando-se amarelo (Figura 4) (Guedes & Costa 1994).

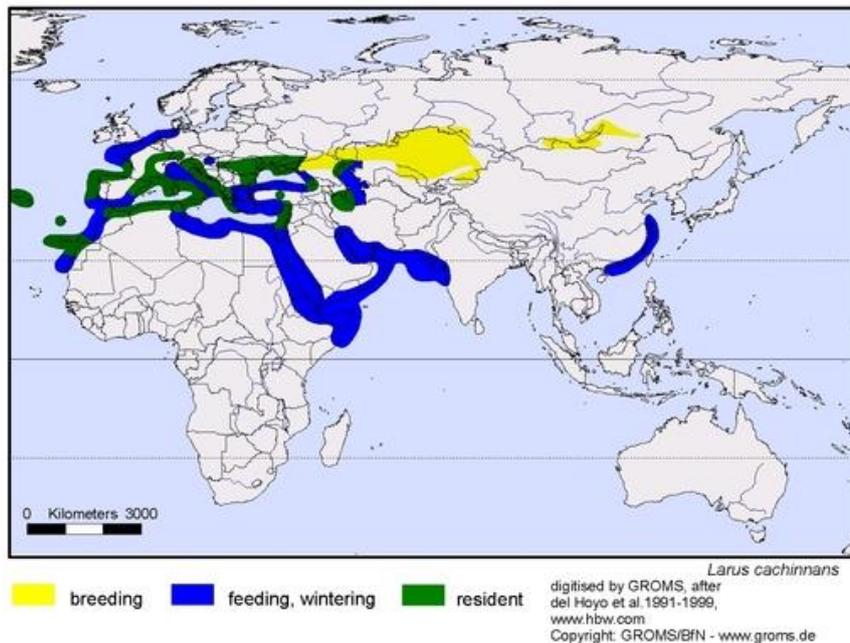


Figura 4. *Larus michahellis* (http://www.avibirds.com/html/Yellow-Legged_Gull.html)

Tratando-se de uma espécie omnívora, esta espécie explora cada vez mais os afluentes urbanos e desperdícios de pescas, estando por isso também associada ao Homem. Embora seja uma ave marinha, a *Larus michahellis* raramente explora as zonas de alto mar, evitando mesmo voar para um local onde não consiga avistar a costa (Guedes & Costa 1994).

A época de nidificação em Portugal é desde março a abril. Esta espécie consegue nidificar em qualquer zona rochosa ao longo da costa. Se não houver substrato rochoso, esta pode também nidificar em dunas, sapais e bancos de areia. Nos últimos anos tem havido um aumento de colonização de locais associados à presença humana por parte desta espécie. Isto deve-se possivelmente ao aumento da destruição do habitat natural de *Larus michahellis*. Os ninhos consistem em montes côncavos de vegetação, têm um diâmetro externo de cerca de 20 cm e profundidade de cerca de 5 cm (Guedes & Costa 1994).

A *Larus michahellis* pode ser encontrada pela Europa, Médio Oriente e norte de África. Esta espécie reside em grande parte do sul da Europa, nas costas do Mediterrâneo, Mar Negro e Mar Cáspio, nos Açores, Madeira e costa continental portuguesa, nas Ilhas Canárias e costa espanhola. Nidifica na costa do sudoeste asiático, grande parte da costa europeia até à Dinamarca e costa de África desde o Sahara ocidental até ao Mediterrâneo oriental (Mapa 4) (BirdLife International 2012).



Mapa 4. Distribuição geográfica da *Larus michahellis* (http://www.avibirds.com/html/Yellow-Legged_Gull.html)

De acordo com o IUCN Red List a abundância desta espécie está a aumentar e o seu estado de conservação está classificado como “pouco preocupante” (BirdLife International 2012). Em Portugal não há informações sobre o estado de conservação desta espécie pelo que se deverá assumir que será o mesmo do IUCN. No entanto, segundo Katara *et al.* (2012) a *Larus michahellis* é a espécie mais avistada e com mais interações com barcos de pesca, sendo que estas interações são mais evidentes no início das operações piscatórias. Para além disso, segundo Ferreira *et al.* (2012) em 2011 chegaram ao Cram-Q 78 Gaiivotas-de-patas-amarelas e em 2012 o número baixou para 27. Tal como a *Larus fuscus*, a principal causa de entrada no Cram-Q da *Larus michahellis* foi intoxicação por biotoxinas (Ferreira *et al.* 2012).

Guincho, *Larus ridibundus* (Linnaeus, 1766)

Esta espécie é relativamente pequena. Tem um comprimento médio de 37 cm e uma envergadura média de 93 cm (Blomdahl *et al.* 2003). Na parte inferior é branca, na superior é prateada e as asas são cinzentas. O bico e as patas são ambos vermelhos. A partir do mês de março os adultos ficam com uma plumagem castanha-chocolate na cabeça, sendo esta designada de plumagem nupcial (Figura 5). Os juvenis possuem uma plumagem castanha na cabeça e no dorso. Esta espécie é bastante parecida com a *Larus melanocephalus*, com diferenças nas extremidades

das asas, que no caso da *Larus ridibundus* são pretas (Bruun *et al.* 1995; Gooders & Harris 1996).

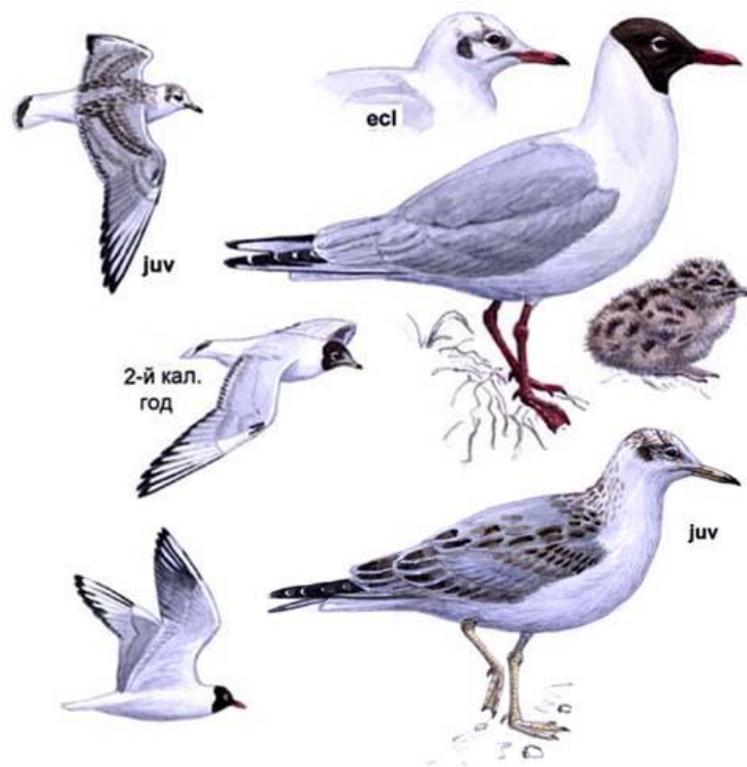
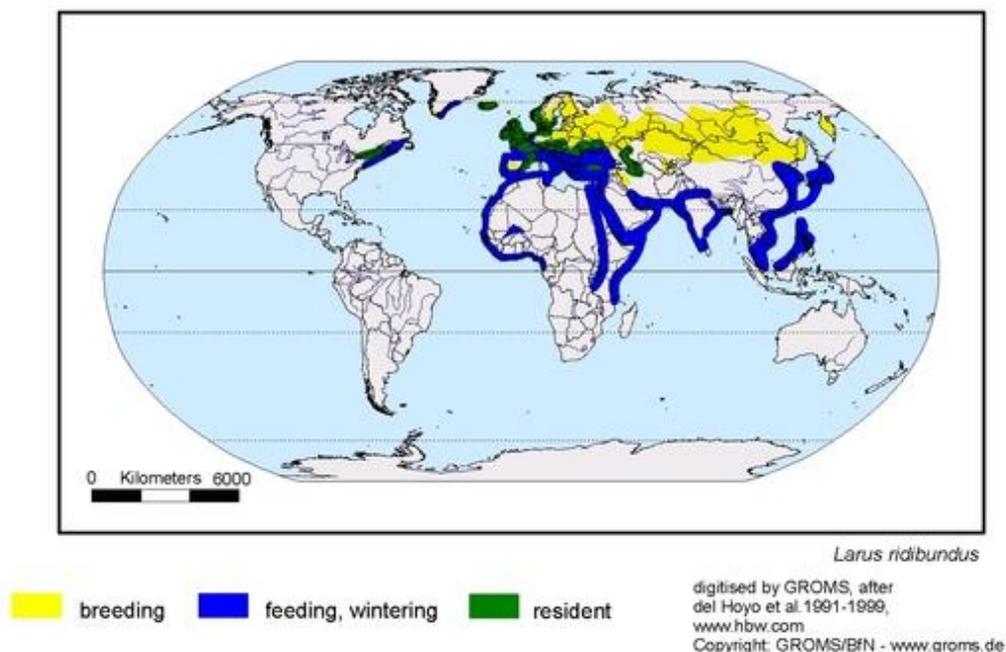


Figura 5. *Larus ridibundus* (http://www.avibirds.com/html/Black-Headed_Gull.html)

A *Larus ridibundus* pode formar bandos de centenas ou até mesmo milhares de indivíduos. Alimenta-se de pequenos crustáceos, sementes e invertebrados. Nidifica usualmente perto de água rasa calma, doce, salobra ou salina. Também pode nidificar em locais secos mas próximos da água, como dunas, urzes e zonas superiores do sapal. Os ninhos são constituídos com vegetação sobre canas partidas, montes de terra ou areia (Bruun *et al.* 1995; Gooders & Harris 1996).

As zonas de nidificação distribuem-se pelo nordeste da América do Norte e ao longo de grande parte da Europa e Ásia. Certas populações da América do Norte e da zona centro europeia são residentes, com as restantes a migrarem para sul na época de invernada (Mapa 5) (BirdLife International 2012; Bruun *et al.* 1995; Paterson 1997).



Mapa 5. Distribuição geográfica de *Larus ridibundus* (http://www.avibirds.com/html/Black-Headed_Gull.html)

A *Larus ridibundus*, segundo o seu estado de conservação, está classificada pelo IUCN Red List como “pouco preocupante”, precisamente a mesma classificação dada em Portugal. No entanto, mundialmente, o número de indivíduos desta espécie está a diminuir (Almeida *et al.* 2005; BirdLife International 2012).

Ao contrário de outras espécies de aves como a *Larus fuscus* ou *Larus michahellis*, deram entrada no Cram-Q apenas 6 indivíduos de *Larus ridibundus* (Ferreira *et al.* 2012).

Pelecaniformes

Grande parte das aves que pertencem a esta ordem tem a característica de respirarem pelos cantos do bico (via placas queratinosas na zona superior do bico) e de terem os quatro dedos unidos por uma membrana interdigital (Causey & Padula 2001).

Garça-vermelha, *Ardea purpurea* (Linnaeus, 1766)

A *Ardea purpurea* é uma ave gregária durante a época de reprodução. Nidificam em locais elevados nas árvores, de modo a poderem observar zonas pantanosas (Best & Lawson 2003). As Garças-vermelhas tem um comprimento que

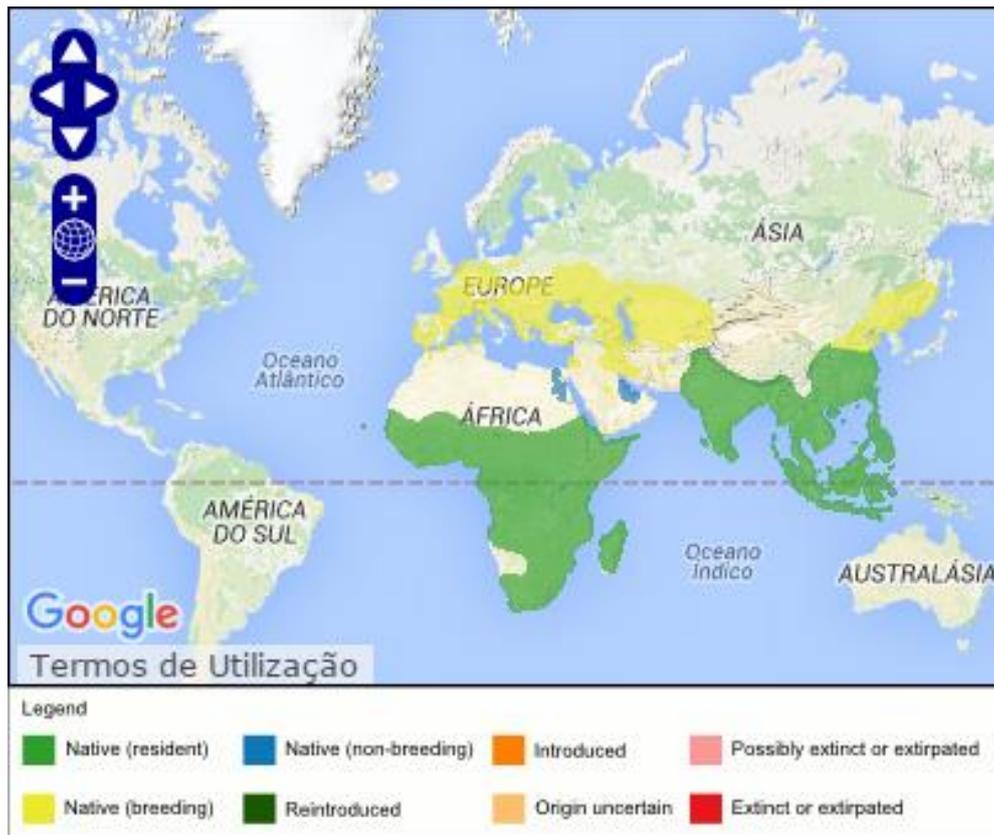
pode ir dos 75 cm aos 85 cm e possuem um longo e poderoso bico. As suas patas são relativamente grandes de modo a permitirem à ave caminhar sobre terrenos pantanosos. É uma ave ligeiramente mais pequena e mais escura que a Garça-real. A cabeça e o pescoço são castanhos com um penacho preto e riscas pretas no pescoço. O dorso e as asas são cinzentos com as extremidades cor de mel. (Figura 6) (Best & Lawson 2003; Gooders & Harris 1996).



Figura 6. *Ardea pupurea* (http://www.avibirds.com/html/Purple_Heron.html)

A *Ardea pupurea* captura as presas em zonas de águas pouco profundas nas margens de lagos ou rios. Estas aves tendem a proteger o seu território de alimentação (Best & Lawson 2003). Podem ser observadas em estuários, rias, lagoas costeiras, valas, açudes, barragens e pequenos canais e diques dos sistemas de irrigação dos arrozais. Esta ave prefere águas eutróficas pouco profundas, paradas ou de corrente reduzida, de substrato arenoso, sedimentar, lodoso ou com vegetação, sem rochas ou outro tipo de obstáculo (Almeida *et al.* 2005).

A Garça-vermelha distribui-se pelo sul da Europa, África subsariana, Coreia, Índia, China, Tailândia, Vietname, Malásia, Indonésia e Filipinas (Mapa 6). Como nidificante, em Portugal, distribui-se amplamente ao longo do litoral onde está presente de março a setembro, construindo o seu ninho em zonas húmidas ou nas suas imediações (Almeida *et al.* 2005).



Mapa 6. Distribuição geográfica da *Ardea purpurea*

(<http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3725>)

Segundo o IUCN Red List, a *Ardea purpurea* está classificada como pouco preocupante no que se refere ao estado de conservação, no entanto esta classificação pode estar em risco de ser alterada visto que a população de Garça-vermelha está a diminuir (BirdLife International 2012). Já em Portugal o estado de conservação desta espécie é “em perigo” pois apresenta uma população bastante reduzida (pode ser inferior a 1000 indivíduos maduros) que tem vindo a diminuir. Nos fatores de ameaça incluem-se a drenagem e destruição de caniçais para aproveitamento agrícola e pecuária, para além da má gestão dos recursos hídricos. Esta espécie é extremamente sensível a perturbações de qualquer tipo nas áreas de nidificação (e.g. turismo, caça e pesca). Na Ria de Aveiro esta espécie sofre ainda o efeito da caça ilegal, sendo neste local que se encontra o segundo maior núcleo de nidificação da Garça-vermelha em Portugal (Almeida *et al.* 2005; Marques & Ramos 2006).

Ganso-patola, *Morus bassanus* (Linnaeus, 1758)

O Ganso-patola ou Alcatraz, é a maior ave marinha que ocorre habitualmente na costa portuguesa. Possui um comprimento médio de 91 cm e uma envergadura

média de 181 cm (Blomdahl *et al.* 2003). As suas asas são compridas e tem um bico comprido, pontiagudo e cinzento. Na fase adulta possui uma mancha amarela na cabeça, apresenta as extremidades das asas pretas e o resto do corpo é branco (Figura 7). Esta ave marinha passa por 5 fases de plumagem até chegar a adulto. Os juvenis possuem uma plumagem castanha escura-malhada, sendo que o uropígio é branco. Ao longo das 5 fases, a plumagem vai ficando cada vez mais branca (Bruun *et al.* 1995; Gooders & Harris 1996; Meirinho 2009).

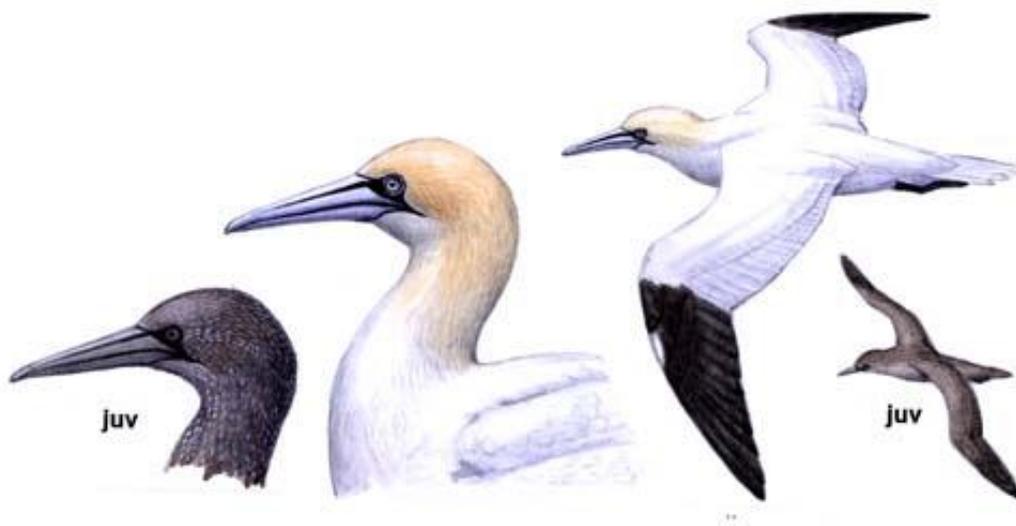


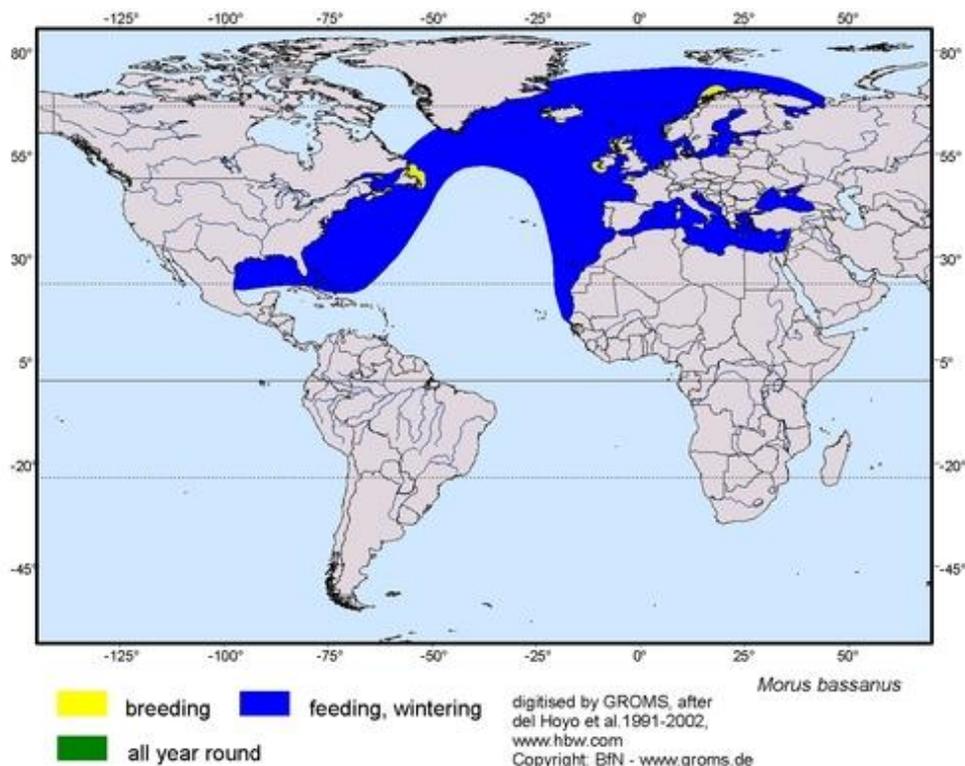
Figura 7. *Morus bassanus* (http://www.avibirds.com/html/Northern_Gannet.html)

Esta espécie possui uma morfologia e plumagem adaptadas a eventos de caça, pois usufruem de uma visão extremamente apurada, um bico adaptado para suportar o impacto da água e sem aberturas (narinas), de modo a que não haja entrada de água para as vias respiratórias com a velocidade a que se dá o mergulho. Assim, quando estas efetuam os seus mergulhos em voo picado desde os 30 a 50 metros de altitude, o ar entra pelas comissuras do bico (fendas semiabertas que se fecham no momento em que a ave entra na água) (Bruun *et al.* 1995; Guedes & Costa 1994). Os Gansos-patola têm também a particularidade de possuir sacos de ar que atuam como amortecedores quando estes mergulham e que insuflam quando as aves se encontram sob stress (Keeble 2003).

O *Morus bassanus* apresenta uma reprodução sazonal entre março e setembro e normalmente reproduz-se em colónias relativamente grandes localizadas em penhascos de ilhas, e por vezes em áreas continentais. Cada fêmea de *Morus bassanus* põe um ovo num ninho construído à base de tufo de algas marinhas

(Gooders & Harris 1996; Blomdahl *et al.* 2003; Bruun *et al.* 1995). A alimentação na Irlanda é maioritariamente constituída por peixes das famílias Scombridae e Clupeidae e na Escócia é maioritariamente constituída por peixes da família Ammodytidae (Lewis *et al.* 2003).

Esta espécie está distribuída pelo Mar Mediterrâneo e por toda a extensão do Atlântico norte sendo que poucos indivíduos têm a capacidade de chegar à zona do equador. Alguns locais de nidificação incluem países como França (particularmente o norte), Reino Unido (sendo que a Grã-Bretanha abriga a maior parte da população mundial), Irlanda, Islândia, Noruega e a zona este do Canadá (Québec) (Mapa 7) (BirdLife International 2012; Bruun *et al.* 1995). A presença de *Morus bassanus* em Portugal deve-se à migração dos juvenis imaturos e também adultos, originários do norte da Europa, local onde se situam as colónias de nidificação (Paterson 1997). Algumas das aves, principalmente adultos, permanecem na costa portuguesa durante os meses de inverno, não chegando mesmo a migrar para sul se se encontrarem num local com condições alimentares satisfatórias (Meirinho 2009).



Mapa 7. Distribuição geográfica de *Morus bassanus* (http://www.avibirds.com/html/Northern_Gannet.html)

Segundo o IUCN Red List a abundância desta espécie está a aumentar e, tal como em Portugal, o seu estado de conservação está classificado como “pouco

preocupante” (Almeida *et al.* 2005; BirdLife International 2012). Segundo Ferreira *et al.* (2012) no ano de 2011 deram entrada no Cram-Q 35 *Morus bassanus* e no ano de 2012 o número subiu para 60 indivíduos. Estas aves tinham o mais variado tipo de causas de entrada que iam desde a captura acidental, traumatismos, debilidade até à suspeita de intoxicação por biotoxinas (Ferreira *et al.* 2012). A captura acidental é bastante frequente nesta espécie principalmente porque a ave mergulha para se alimentar e fica presa nas artes de pesca que se concentram na apanha de peixes pelágicos (Katara *et al.* 2012).

Procellariiformes

Em geral, as aves desta ordem possuem a parte superior das narinas coberta por um tubo de queratina designado de opérculo que está associado a um maior desenvolvimento da zona do cérebro que controla o olfato (Croxall 1987; Keeble 2003). Algumas das espécies de Procellariiformes são completamente sedentárias, ao passo que outras podem migrar entre hemisférios. Normalmente, espécies que habitam em latitudes mais elevadas deslocam-se para zonas mais temperadas no inverno, e espécies que se reproduzem nos trópicos são mais sedentárias. A abundância e grande distribuição das espécies levam a crer que estas têm grande importância como predadores de topo na zona pelágica dos sistemas marinhos (Croxall 1987).

Cagarra, *Calonectris diomedea* (Scopoli, 1769)

Esta ave marinha é grande e robusta com um comprimento médio de 51 cm e uma envergadura média de 119 cm. As asas são compridas e mantidas tensas quando a ave se encontra em voo dobrando ligeiramente quando plana. Esta ave é escura na parte superior e clara na inferior, com a cabeça cinzento-acastanhada, asas castanhas e cauda castanho-escura, sendo que não há uma diferenciação morfológica entre macho e fêmea (Figura 8) (Blomdahl *et al.* 2003; Gooders & Harris 1996; Guedes 1994).

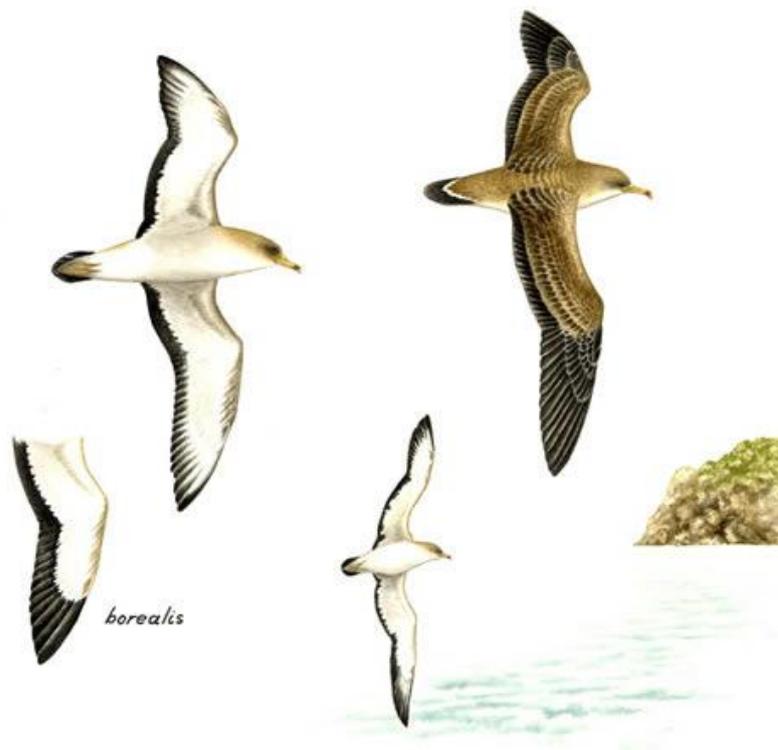
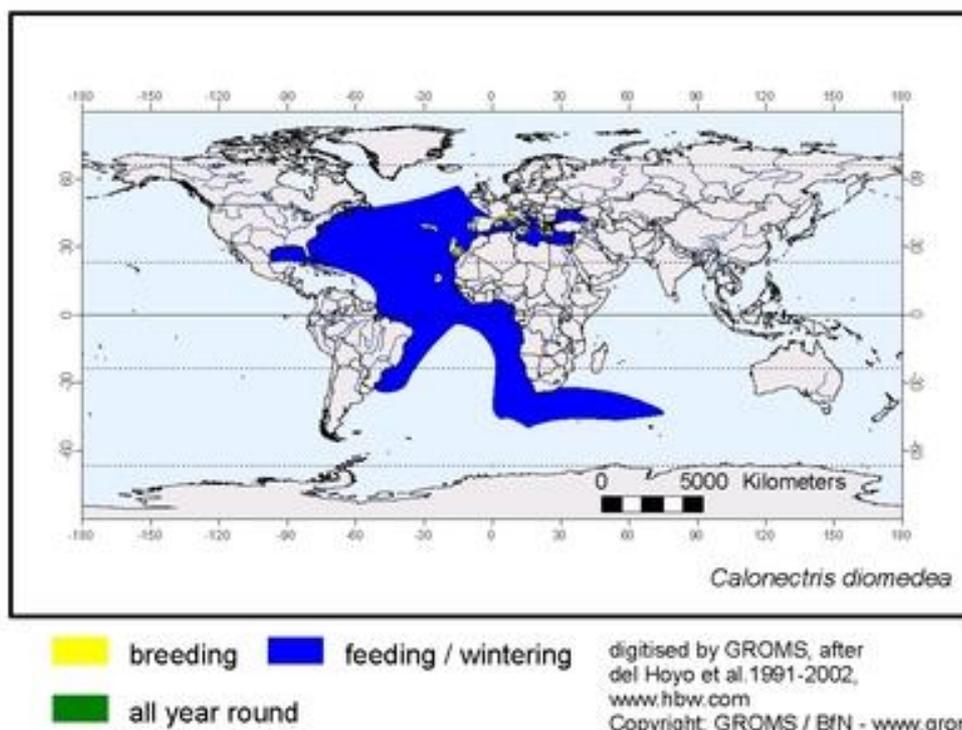


Figura 8. *Calonectris diomedea* (http://www.avibirds.com/html/Corys_Shearwater.html)

Segundo Petry *et al.* (2009) a alimentação desta ave no Brasil consiste em peixes da classe Osteichthyes e cefalópodes. A Cagarra nidifica em fendas ou buracos pondo um único ovo branco entre os meses de maio e setembro (De la Cigoña 1989; Gooders & Harris 1996). Forma colónias em ilhas, onde foge à presença de diversos predadores. As zonas de nidificação estendem-se pelas águas quentes da zona temperada do Mediterrâneo e da região norte-oriental do oceano Atlântico, desde a costa portuguesa até ao arquipélago de Cabo Verde. Particularmente em Portugal nidifica na Ilha das Berlengas e as colónias com maior número de indivíduos encontram-se no arquipélago dos Açores e nas Ilhas Selvagens (arquipélago da Madeira) (Almeida *et al.* 2005). Como aves migradoras, encontram-se distribuídas geograficamente por todo o oceano Atlântico, desde o sudoeste da Irlanda até ao Brasil ou África do Sul (Mapa 8) (BirdLife International 2012; Guedes 1994; Gooders & Harris 1996)



Mapa 8. Distribuição geográfica da *Calonectris diomedea* (http://www.avibirds.com/html/Corys_Shearwater.html)

Segundo o IUCN Red List, e embora a população esteja a decrescer, a Cagarra encontra-se classificada de acordo com o estado de conservação como “pouco preocupante”. Já em Portugal esta ave encontra-se classificada como “vulnerável” pois a população, que tem um número reduzido (inferior a 1000 indivíduos maduros), encontra-se concentrada num único local (Almeida *et al.* 2005; BirdLife International 2012). Segundo 46 inquéritos efetuados aos mestres de embarcações, em 2012 foram capturadas acidentalmente em palangres 138 Cagarras (Vingada *et al.* 2012).

Fulmar-glacial, *Fulmarus glacialis* (Linnaeus, 1761)

Ave marinha corpulenta e robusta com um comprimento médio de 48 cm e uma envergadura média de 109 cm. A cabeça, pescoço e corpo são brancos, e as asas, dorso e cauda são cinzentos. O bico é curto mas grosso e amarelo que possui umas narinas tubulares que são característica da ordem em que se encontra esta espécie (Figura 9). Esta ave confunde-se facilmente com as gaivotas, principalmente quando se encontra pousada em rochedos (Blomdahl *et al.* 2003; Gooders & Harris 1996).

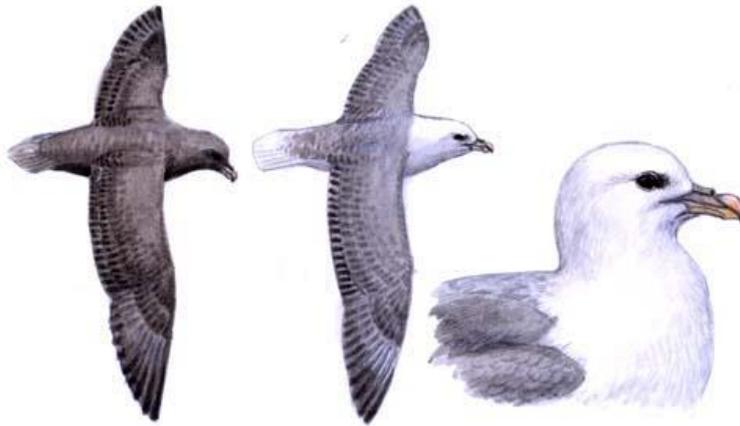
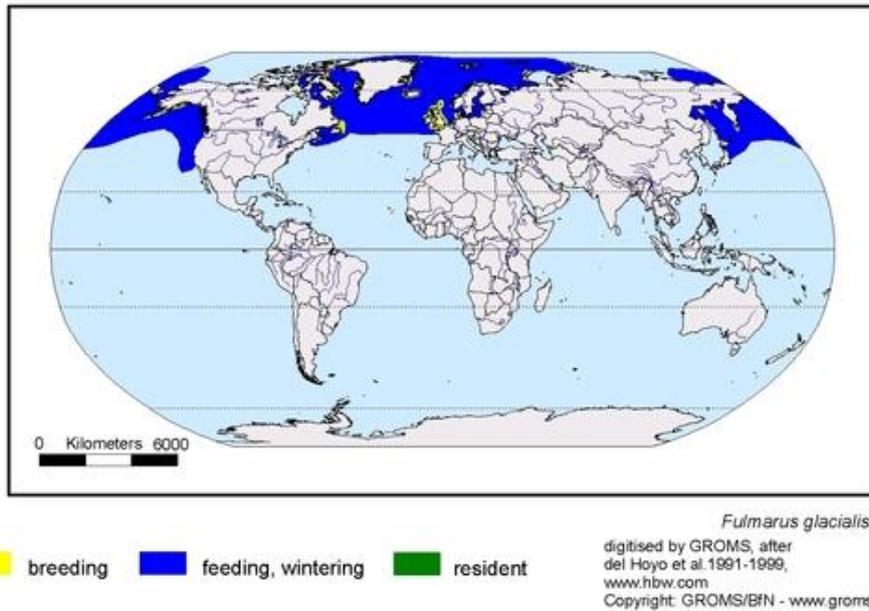


Figura 9. *Fulmarus glacialis* (<http://www.avibirds.com/html/Fulmar.html>)

O Fulmar-glaçial nidifica em colónias de reprodução localizadas em arribas. Colocam um único ovo em saliências rochosas rodeadas por alguma vegetação. Segundo um estudo realizado por Donnelly-Greenan (2012) nos anos de 2003 e 2007, Fulmares que arrojaram na zona de Monterey Bay (California) consumiram cefalópodes mesopelágicos da família Gonatidae. As zonas de nidificação situam-se ao longo do Pacífico e Atlântico norte indo desde o Japão até ao Reino Unido a sul e até ao Ártico mais a norte. Podem ser avistadas ao longo das costas da Islândia, Grã-Bretanha e Irlanda e em alguns locais da França e Noruega (Mapa 9). No inverno distribui-se por todo o Atlântico e Mar do Norte, podendo assim ser avistado em Portugal, havendo no entanto poucos registos desses avistamentos (BirdLife International 2012; Gooders & Harris 1996; Paterson 1997).



Mapa 9. Distribuição geográfica do *Fulmarus glacialis* (<http://www.avibirds.com/html/Fulmar.html>)

De acordo com o IUCN Red List a tendência das populações de *Fulmarus glacialis* é aumentar, daí que o seu estado de conservação esteja avaliado em “pouco preocupante”. Em Portugal, sendo uma espécie que é raramente avistada, não há uma classificação, devendo assim ser adotada a classificação internacional (BirdLife International 2012).

Pardela-balear, *Puffinus mauretanicus* (Lowe, 1921)

Esta ave marinha é ligeiramente maior que a *Puffinus puffinus* tendo um comprimento médio de 37 cm e uma envergadura média de 84 cm. Possui uma plumagem castanha e o ventre claro com pouco contraste entre o claro e o escuro (Figura 10) (Blomdahl *et al.* 2003)

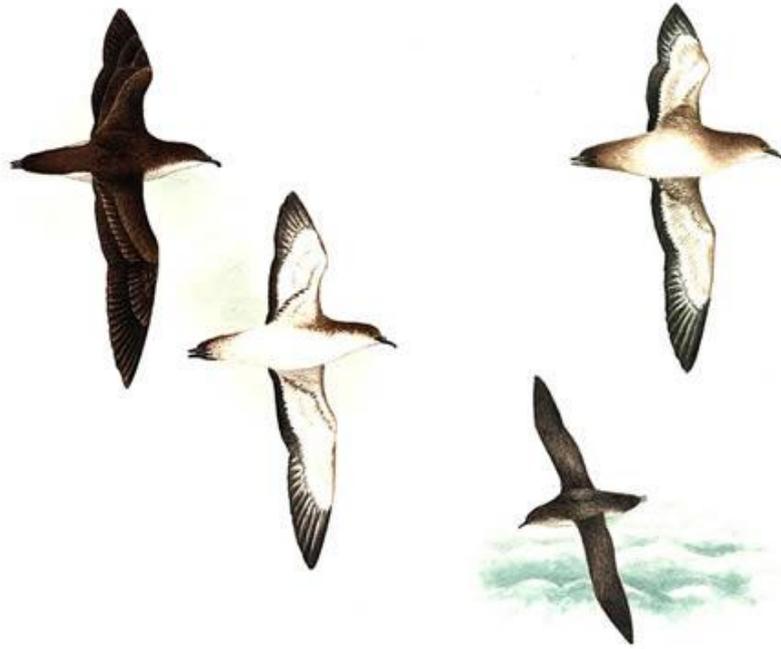
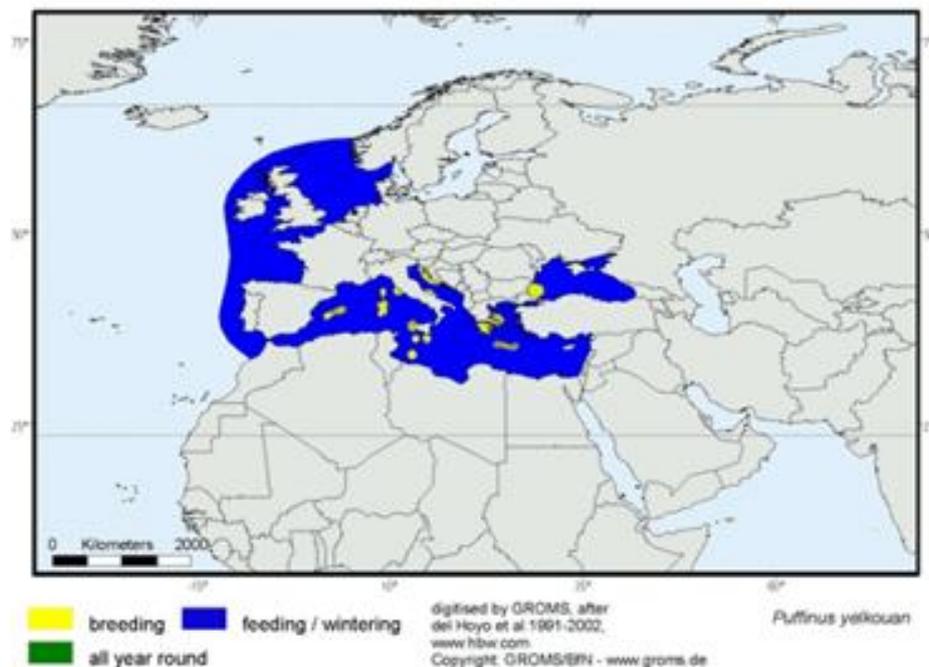


Figura 10. *Puffinus mauretanicus* (http://www.avibirds.com/html/Balearic_Shearwater.html)

Esta espécie é reconhecida como endêmica das Ilhas Baleares, no entanto já foi considerada como uma subespécie de *Puffinus puffinus*. Nidifica essencialmente em pequenas ilhas e zonas costeiras em 5 ilhas do arquipélago das Baleares ocupando tocas naturais e fendas nas rochas. Esta ave marinha encontra-se dispersa pelo Atlântico norte e este, Mar Negro, Mar Mediterrâneo, Baía de Biscaia e pelo Mar do Norte. Usualmente nidifica nas ilhas do Mar Mediterrâneo, Grécia e costa oeste do Mar Negro (Mapa 10) (Almeida *et al.* 2005; BirdLife International 2012).



Mapa 10. Distribuição geográfica de *Puffinus mauretanicus* (http://www.avibirds.com/html/Balearic_Shearwater.html)

Segundo o IUCN Red List a abundância desta espécie está a diminuir bastante, encontrando-se assim classificada como “criticamente em perigo”, tal como em Portugal. Estas classificações devem-se à população nidificante estar muito localizada, sendo por isso mais suscetível a predadores terrestres (como ratos e gatos). Também o crescimento urbanístico na zona em que a espécie se encontra inserida tem influência no decréscimo da população pois limita o habitat disponível para nidificação desta espécie. As artes de pesca e a poluição por hidrocarbonetos são outras ameaças às populações da Pardela-baleiar. De modo a reduzir estas ameaças, seria importante efetuar avaliações periódicas das atividades piscatórias que possam eventualmente lesar estas aves (Almeida *et al.* 2005; BirdLife International 2012). De acordo com inquérito efetuados a mestres de embarcações, em 2012 foram capturadas acidentalmente 989 Pardelas-baleares na pesca do cerco e 113 em frotas que operam o palangre (Vingada *et al.* 2012).

Objetivos

O objetivo primordial do presente trabalho foi caracterizar os arrojamentos de aves marinhas na costa norte de Portugal, tendo em conta a espécie de ave marinha arrojada, o mês de arrojamento e tipologia de praia.

De modo a permitir a estimativa do número de arrojamentos em toda a área de estudo, no decorrer deste trabalho, foram ainda delineados os objetivos de estimar taxas de remoção de aves marinhas de acordo com o tipo de áreas monitorizadas e padronizar o método de monitorização de eventos de mortalidade de aves marinhas.

Métodos

Neste estudo foram utilizadas as monitorizações do tipo *padrão*, um dos métodos utilizados por Piatt e Van Pelt (1998). Este método deve ser executado várias vezes (uma vez em cada 1-3 semanas) num número limitado de praias (que deverão estar dispersas por uma grande área geográfica) onde será registado o número total de aves arrojadas na praia. Os transectos deverão ter pelo menos 1 km de extensão (Piatt & Van Pelt 1998). Este foi o método usado neste estudo pois permite monitorizar praias dispersas por grandes áreas geográficas, podendo assim eventualmente permitir extrapolações para áreas mais abrangentes.

Foram realizados transectos entre a Cortegaça e a Nazaré com periodicidade mensal em 10 praias (Mapa 11) ao longo da costa norte portuguesa, desde outubro 2014 a maio 2015. A caracterização das praias está sintetizada na tabela 1. O transecto da praia do Furadouro foi considerado como não exequível, uma vez que além dos 2 km de percurso, era necessário percorrer 4 km no interior de zona de pinhal para aceder ao transecto. Assim, a praia do Furadouro foi substituída pela praia de Cortegaça no mês de novembro (Mapa 11).

A definição dos 10 transectos teve por base vários critérios de seleção. Por um lado, tentou-se que os transectos se encontrassem dispersos por toda a área de estudo de maneira a aumentar a sua representatividade. A distância linear entre transectos consecutivos variou aproximadamente entre os 3 km e os 29 km. Por outro lado a localização dos transectos também dependeu da sua acessibilidade e da logística disponível. De facto, para evitarmos a utilização de um veículo 4x4, foram selecionadas zonas que permitissem o acesso, sem que tivessem que ser percorridas grandes distâncias a pé. Foi ainda feito um esforço para selecionar alguns dos percursos em zonas urbanas e em zonas remotas (ver secção sobre estimativa da taxa de remoção).

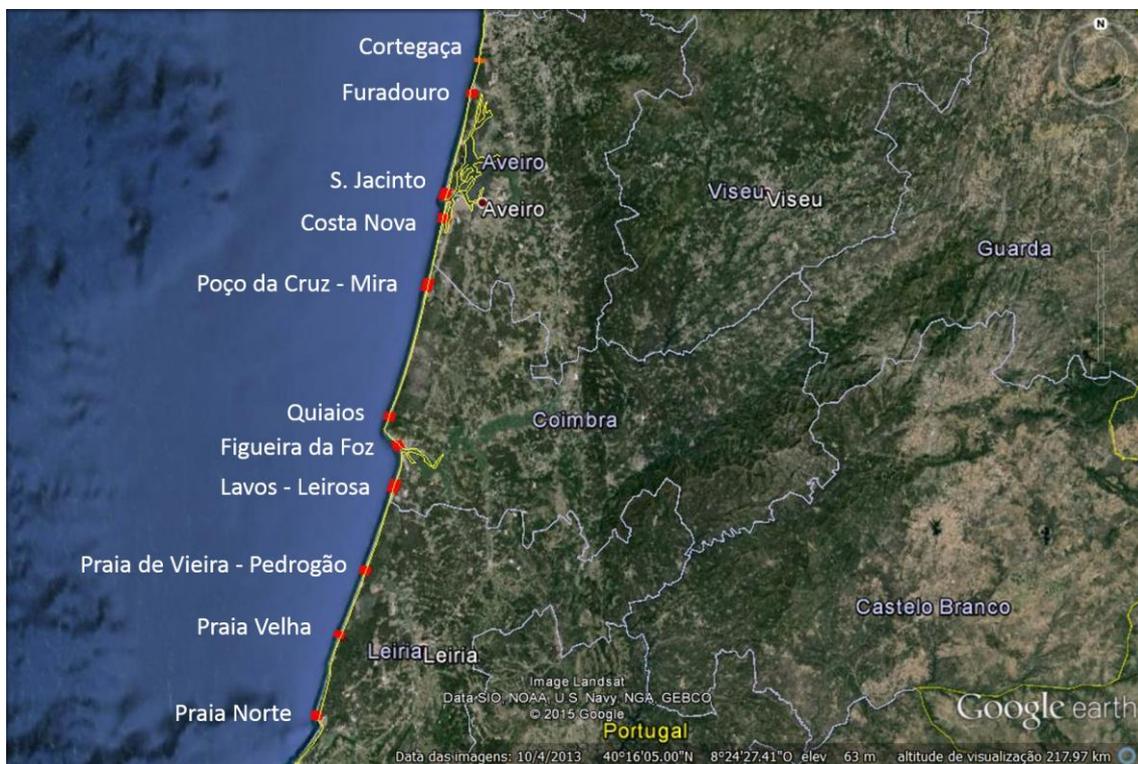
Sendo que quase a totalidade das praias na zona de estudo representam zonas de grande afluência de público na época balnear, foi decidido não continuar a monitorização além do mês de maio, época em que também se iniciam as limpezas mecânicas das praias por parte das autarquias.

Tabela 1. Caracterização das praias onde foram efetuados os transectos para deteção de arrojamentos de aves marinhas

	Distância (km)	Largura da Praia (km)	Zona urbana/remota	Cordão dunar	Esporões
Cortegaça	1,11	0,10	Remota	Vegetação alta	Sim
Furadouro	2,09	0,15	Urbana	Urbanização/Vegetação rasteira	Sim
S. Jacinto	2,71	0,30	Remota	Vegetação rasteira	Sim
Costa Nova – Vagueira	2,15	0,15	Urbana	Urbanização/Vegetação rasteira	Sim
Poço de Cruz – Mira	2,90	0,11	Remota	Vegetação rasteira	Sim
Quiaios	1,83	0,09	Urbana	Vegetação rasteira	Não
Figueira da Foz	2,03	0,42	Urbana	Urbanização	Sim
Lavos – Leirosa	3,19	0,11	Remota	Vegetação rasteira	Não
Praia da Vieira – Pedrogão	2,71	0,12	Remota	Vegetação alta	Não
Praia Velha	1,64	0,12	Remota	Vegetação rasteira	Não
Praia Norte (Nazaré)	2,33	0,18	Remota	Vegetação rasteira	Não

No total, os transectos realizados permitiram monitorizar 154,83 km da zona costeira. Em cada mês, os 10 transectos eram percorridos a pé durante 3 dias consecutivos, sendo que cada transecto representava em média um percurso de 2 km de distância. Os transectos eram efetuados após a preia-mar e sobre a linha de depósitos deixados pela preia-mar.

Foi utilizado um teste de Fisher (GraphPad Prism 5) para detetar diferenças entre os números de aves detetadas nos percursos nos meses de outono (outubro, novembro e dezembro) e de inverno (janeiro, fevereiro e março). O nível de significância aplicado foi de $P < 0,05$.



Mapa 11. Praias onde foram realizadas as monitorizações

Antes de iniciar os transectos era consultada a Tabela de Marés para que os percursos fossem realizados durante a baixa-mar, de modo a que as aves arrojadas pudessem ser avistadas, o que não seria possível em horas de preia-mar. Os transectos foram percorridos por 2 observadores que registavam toda a informação numa ficha de dados concebida para o efeito. Essa informação incluía a data, hora, local, a espécie das aves detetadas, vestígios de petróleo ou plásticos na ave, classe de idade (juvenis ou adultos) e presença de anilhas (Anexo 1).

Para além destas informações também era efetuada a recolha de dados sobre a condição em que a ave arrojada se encontrava. A condição do animal tinha 5 níveis: Nível I – vivo; Nível II – Fresco e morto há menos de um dia (olhos e penas intactos); Nível III – Morto há menos de uma semana (carcaça parcialmente enterrada por areia mas corpo ainda mole e flexível); Nível IV – Corpo rígido, sem olhos, sem alguns membros; Nível V - Carcaça demasiado decomposta, podendo ser apenas composta por ossos e penas.

As aves encontradas foram também fotografadas de modo a ser possível confirmar a identificação da espécie. Para evitar recontagem das aves detetadas, estas eram marcadas com fita adesiva aplicada na zona do bico (Figura 11).



Figura 11. *Fulmarus glacialis* arrojado na praia de Quiaios em dezembro de 2014. a) *Fulmarus glacialis* com escala e respetivo código de identificação; b) Pormenor do bico da ave marinha.

Fatores de correção em função da remoção de cadáveres e detetabilidade por parte dos observadores

A remoção de cadáveres de aves marinhas por necrófagos ou por soterramento por areia foi determinada através da colocação de cadáveres de aves produzidas em aviário, nos troços selecionados para prospeção de mortalidade.

Das 10 praias amostradas neste estudo, foram escolhidas 3 classificadas como zonas remotas e 3 classificadas como zonas urbanas. Também foram considerados outros parâmetros como a distância dos transectos e a ocorrência de obras de requalificação. Durante o mês de março, procedeu-se à colocação de 10 carcaças de aves (5 pombos e 5 codornizes com exceção da praia de Costa Nova – Vagueira onde foram usados 9 pombos e 1 codorniz, colocados alternadamente a cada 200m) em cada transecto selecionado, na zona entre a duna frontal e a linha de maré alta, de modo a evitar a influência do mar na remoção das aves. Optou-se pelo uso de aves de cor clara por estas serem mais similares à plumagem de aves marinhas. Os locais onde se colocaram os cadáveres de aves foram assinalados e visitados a cada dois dias.

Não sendo possível saber qual a distribuição dos arrojamentos ao longo do tempo, e supondo que estas ocorrem de forma regular, considerou-se que o tempo máximo de permanência dos cadáveres arrojados aquando de cada prospeção mensal do troço é de cerca de 9 dias, correspondendo ao tempo máximo de permanência de pelo menos 1 cadáver (ver resultados, estimativa da Taxa de Remoção).

Os fatores de correção referentes à remoção foram estimados para praias de zonas urbanas e praias de zonas remotas, de forma a verificar se diferentes tipologias de praias produziam diferentes taxas de remoção. Foi utilizado um teste de Qui-quadrado (GraphPad Prism 5) para comparar a evolução da permanência de cadáveres ao longo dos diferentes dias de prospeção, para verificar se existem diferenças entre tipologias de praias. O nível de significância aplicado foi de $P < 0,05$.

Em relação à taxa de detetabilidade, assumiu-se que os observadores foram capazes de detetar a totalidade de aves que se encontravam expostas (não soterradas) ao longo dos percursos.

Avaliação da Taxa de Arrojamentos Estimada (TAE)

Os Arrojamentos Observados (AO) podem ser extrapolados para obter uma Taxa de Arrojamentos Estimada (TAE) que reflete o número de arrojamentos potencial para uma determinada extensão de área costeira por onde foram distribuídos os troços de amostragem. No presente caso, a extensão de área costeira corresponde a 154,83 km localizados entre o esporão de Cortegaça e o limite sul da Praia Norte na Nazaré. A totalidade de quilómetros dos troços prospetados foi de 22,59 km, facto que corresponde a 15% da extensão da área costeira.

Para os cálculos Taxa de Arrojamentos Estimada (TAE) optou-se por uma adaptação da abordagem seguida por Jain *et al.* (2007) na monitorização de mortalidade em infraestruturas elétricas. O cálculo da Taxa de Arrojamentos Estimada (TAE) é efetuado utilizando a seguinte expressão:

$$\hat{C} = \frac{C}{Sc \times Se \times Ps}$$

Em que:

- \hat{C} - Número estimado de cadáveres mortos na totalidade da área costeira;
- C - Número de cadáveres encontrados nos troços prospetados;
- Sc - Proporção de cadáveres que não foram removidos por necrófagos ou não soterrados durante um período de 9 dias;
- Se - Eficiência da detetabilidade pelo observador;
- Ps - Proporção dos troços prospetados face à totalidade da área costeira em estudo.

Resultados

Monitorizações de aves arrojadas

Nos 8 meses em que foram realizadas monitorizações foram percorridos 154,83 km onde foram encontradas 70 aves (65 mortas e 5 vivas). Todas as aves encontradas vivas deram entrada no Cram-Q (Figura 12) e pertenciam ao género *Larus* (*Larus michahellis*, *L. ridibundus*, *L. marinus*, *L. fuscus* e *Larus sp.*).

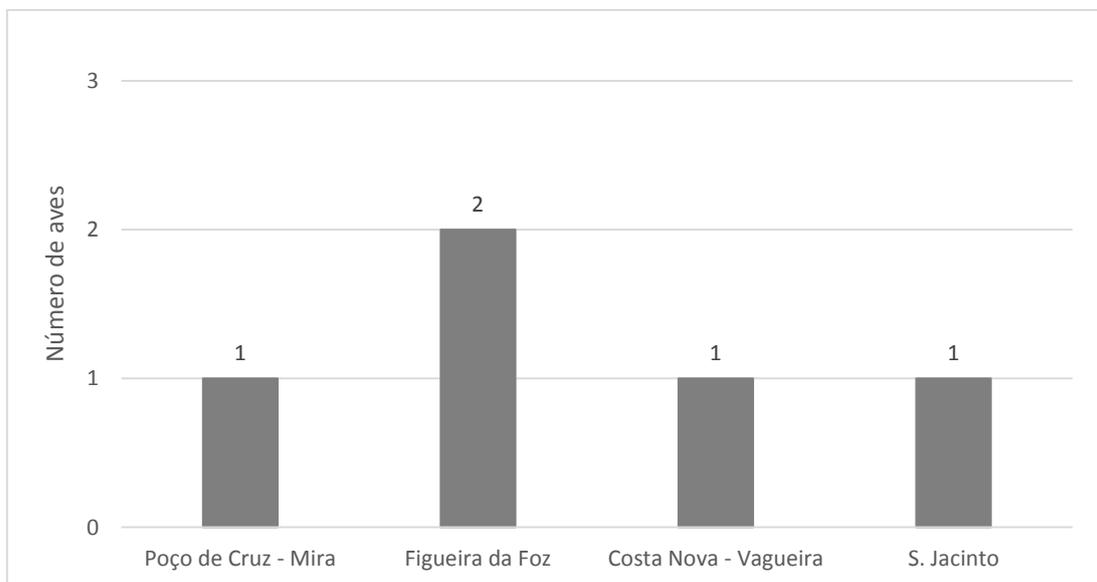


Figura 12. Aves detetadas vivas que deram entrada no Cram-Q.

Considerando o número total de aves detetadas nos percursos, o grupo mais abundante é representado pelo género *Larus* com 51,4% (0,23 indivíduos por km), seguido da espécie *Morus bassanus* com 21,4% (0,10 indivíduos por km) (Figura 13). As aves identificadas como *Larus sp.* incluíam aves juvenis ou em avançado estado de decomposição.

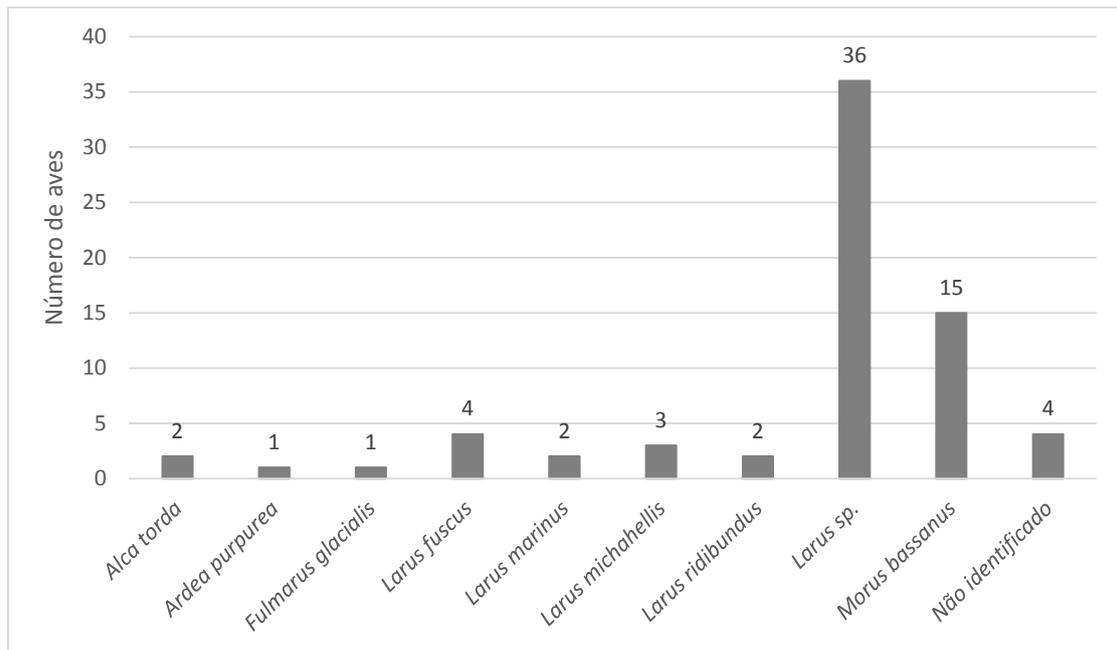


Figura 13. Abundância de indivíduos por espécie encontrados nas monitorizações.

Foi possível observar que houve uma maior abundância de arrojamentos de aves juvenis representando 73,9% (n=69 aves) do total de animais detetados (Figura 14).

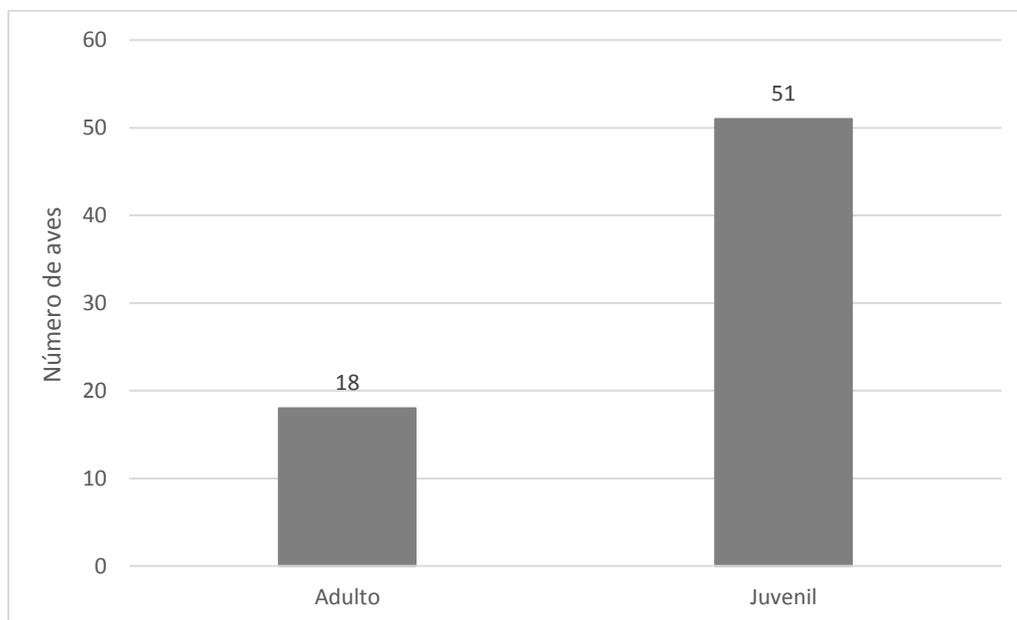


Figura 14. Número de aves detetadas nos percursos conforme a classe etária.

Considerando a variação sazonal dos arrojamentos, encontrou-se um maior número de aves no mês de novembro (n=34) e outubro (n=21). Apesar do número

superior de larídeos detetados e do número superior de aves arrojadas nos meses de outono, não foram detetadas diferenças significativas entre o número de larídeos arrojados nos meses de outono e de inverno em relação ao número das restantes aves arrojadas nesses períodos (Teste de Fisher, $p=0,4091$).

Em termos geográficos, a praia de S. Jacinto foi o local onde foram encontrados mais animais ($n=27$), seguindo-se Figueira da Foz e a Praia Norte (Nazaré) ambas com 10 aves avistadas (Figura 15). As praias do Furadouro e Cortegaça foram as únicas em que não foram avistados arrojamentos de aves marinhas.

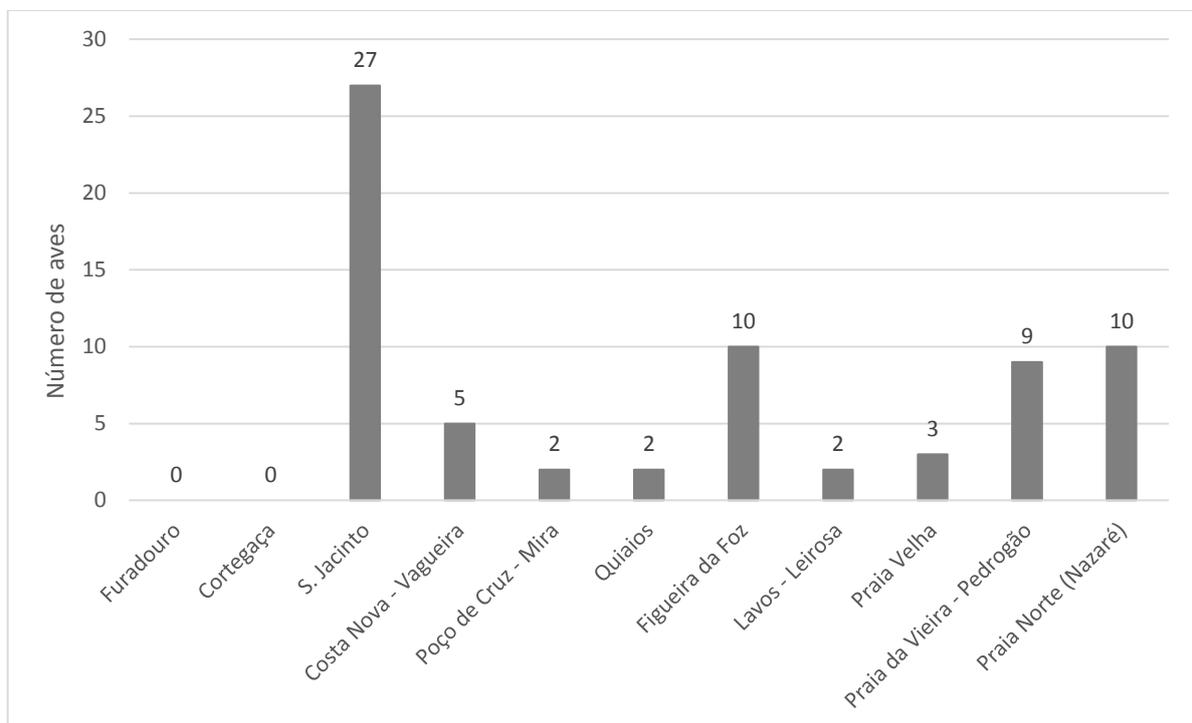


Figura 15. Número de aves avistadas em cada praia monitorizada.

Relativamente ao estado de decomposição das aves encontradas, não foram encontradas aves categorizadas no nível II (Figura 16), enquanto que o nível V (condição do animal mais degradada) foi aquele em que se enquadrou o maior número de aves das arrojadas ($n=27$), embora não seja um valor muito díspar do obtido no nível IV ($n=24$) (Figura 16).

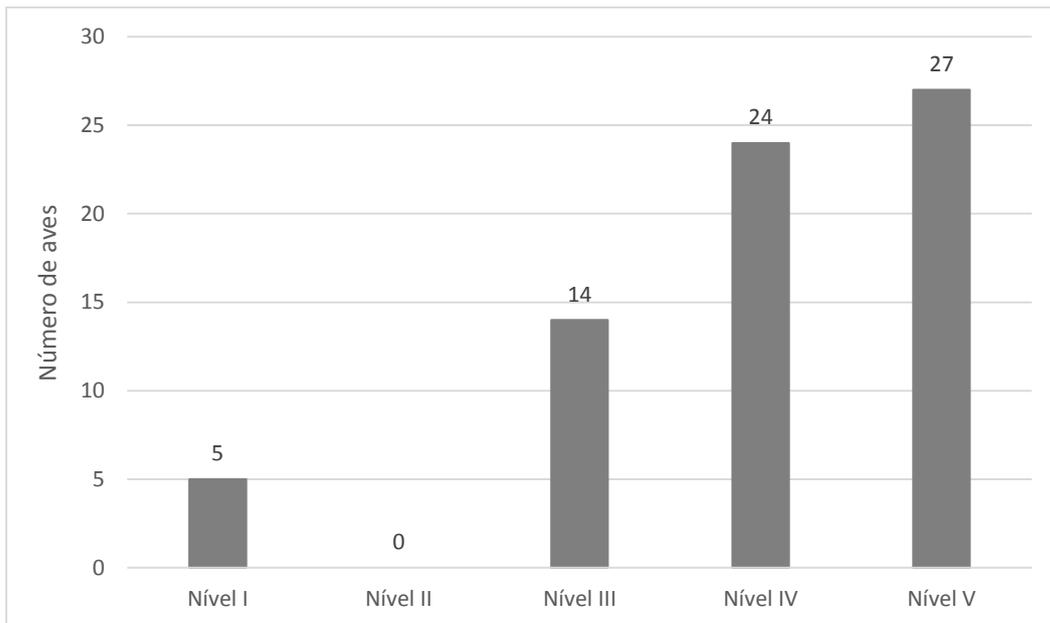


Figura 16. Número de aves avistadas conforme a sua condição.

Taxa de remoção

Inicialmente os resultados foram divididos e tratados de forma isolada consoante o tipo de praia (urbana ou remota) (Figura 17 e Figura 18).

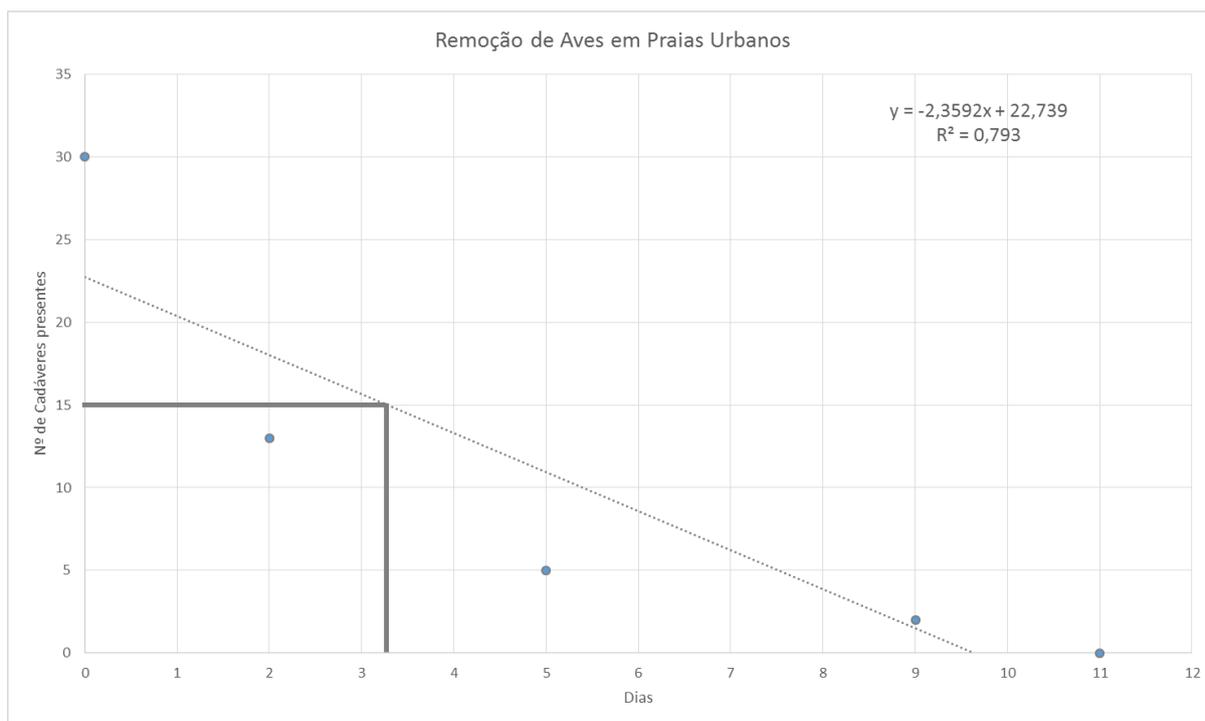


Figura 17. Gráfico que demonstra a remoção de carcaças em praias designadas como urbanas.

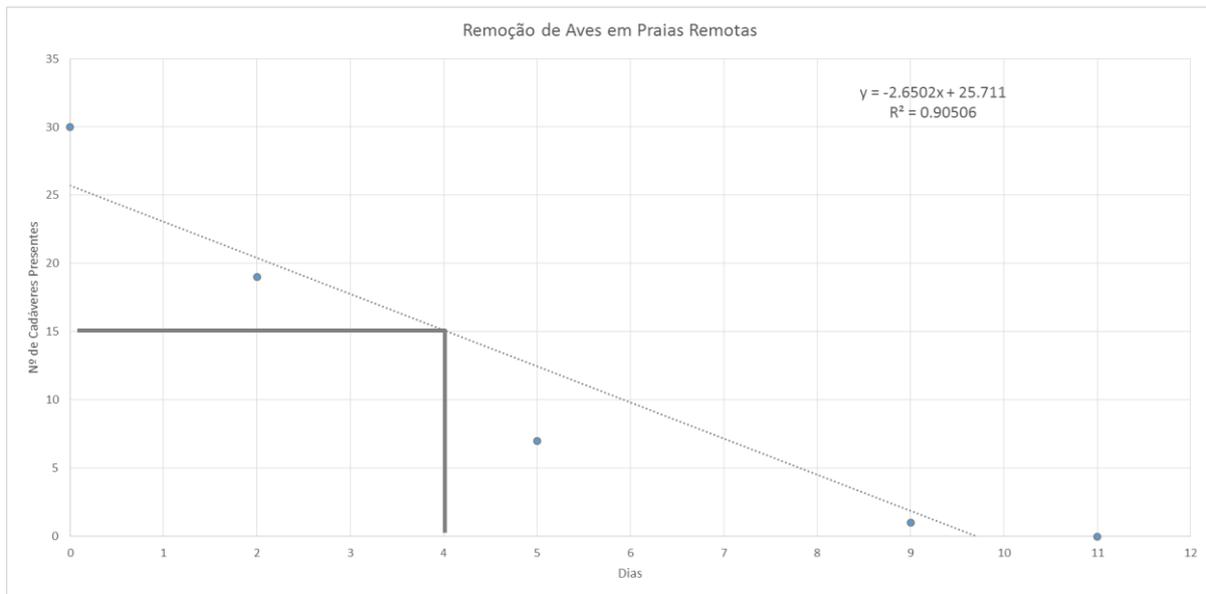


Figura 18. Gráfico que demonstra a remoção de carcaças em praias designadas como remotas.

Verifica-se nas figuras 17 e 18 que em ambos os tipos de praia foram necessários 11 dias para a total remoção das carcaças, sendo que o dia 9 foi o último dia em que foram avistados os cadáveres. As barras cinzentas em ambas as figuras mostram quantos dias se deveriam amostrar em contínuo para garantir uma deteção de 50% dos animais arrojados (pelo menos 4 dias).

Não se verificaram diferenças significativas nas taxas de remoção entre praias remotas e urbanas ($\chi^2 = 0,7661$, $p=0,6818$). Decidiu-se então construir um gráfico que englobasse todas as praias independentemente de serem urbanas ou remotas (Figura 19).

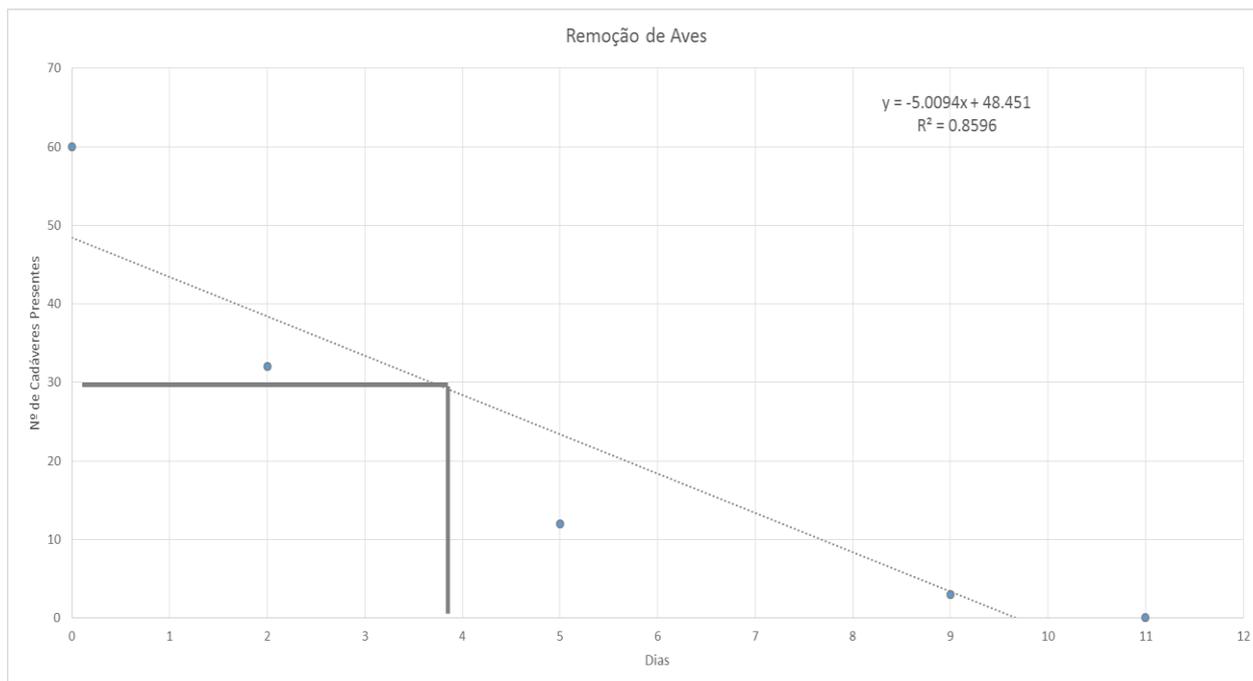


Figura 19. Gráfico que demonstra a remoção de carcaças em todas as praias independentemente do seu tipo (remotas e urbanas).

As barras cinzentas presentes na figura permitem compreender quantos dias seriam necessários para a remoção de 50% dos cadáveres colocados, que neste caso seria de 4 dias. Com o cálculo deste gráfico foi possível obter também um fator de correção de 0,05 que será posteriormente usado no cálculo da TAE como o valor de proporção de cadáveres que não foram removidos por necrófagos ou soterrados durante um período de 9 dias (Sc). Este valor foi obtido graças à divisão do número de aves que permaneceram no local até ao 9º dia de monitorização (3) pelo número de aves colocadas nas 6 praias onde foram realizados os transectos (60).

Taxa de Arrojamentos Estimada (TAE)

Inicialmente foi calculada a TAE para todas as aves em conjunto. De salientar que não foram consideradas as aves que arrojam vivas, perfazendo assim um total de 65 aves arrojadadas (Tabela 2 e Tabela 3).

Tabela 2. Dados para o cálculo da TAE para todos os 65 arrojamentos.

Saídas	C	Número de dias do mês	Sc	Se	Ps
Outubro	20	31	0,05	1	0,15
Novembro	34	30	0,05	1	0,15
Dezembro	2	31	0,05	1	0,15
Janeiro	3	31	0,05	1	0,15
Fevereiro	1	28	0,05	1	0,15
Março	2	31	0,05	1	0,15
Abril	1	30	0,05	1	0,15
Maio	2	31	0,05	1	0,15

Como já tinha sido referido, o valor de Sc seria de 0,05. Assumindo que todas as carcaças visíveis tenham sido detetadas, o valor de Se é igual a 1. Por fim, e como a totalidade de quilómetros dos troços prospetados corresponde a 15% da extensão da área costeira, o valor de Ps será de 0,15. Ao dividir o valor de \hat{C} pelo número de quilómetros de costa (154,83 km) obtêm-se os valores de Aves/Km. Para obter o valor de Aves/Km/mês teremos de multiplicar o valor anteriormente obtido pelo número de dias do respetivo mês e posteriormente dividir por 9, que corresponderá ao tempo máximo de permanência de pelo menos 1 cadáver (tal como observado na taxa de remoção).

Tabela 3. Cálculo da TAE para todos os 65 arrojamentos.

Saídas	\bar{c}	Aves/Km	Aves/Km/mês
Outubro	2666,6667	17,2232	59,3243
Novembro	4533,3333	29,2794	97,5981
Dezembro	266,6667	1,7223	5,9324
Janeiro	400	2,5835	8,8986
Fevereiro	133,3333	0,8612	2,6792
Março	266,6667	1,7223	5,9324
Abril	133,3333	0,8612	2,8705
Maiο	266,6667	1,7223	5,9324

O valor total de Aves/Km nos 8 meses em que foram realizadas as campanhas de monitorização é de 189 aves por km. A estimativa do número de arrojamentos de aves marinhas para a totalidade de troço analisado (154,83 km) no período de estudo é de 29 289 aves arrojadas.

Devido ao elevado número de arrojamentos de determinadas aves, os mesmos cálculos e estimativas foram realizados para diferentes grupos de aves. Assim, na tabela 4 constam os dados usados para calcular a TAE para as aves da família Laridae, usualmente designadas de gaivotas. De salientar que os valores de S_c , S_e e P_s se mantêm iguais aos que foram utilizados para o cálculo da totalidade das aves.

Tabela 4. Dados para o cálculo da TAE para gaivotas onde os valores de “C” e de “Número de dias do mês” serão utilizados para o cálculo dos restantes valores presentes na tabela.

Saídas	C	\bar{c}	Número de dias do mês	Aves/Km	Aves/Km/mês
Outubro	10	1333,3333	31	8,6116	29,6622
Novembro	24	3200	30	20,6678	68,8928
Dezembro	1	133,3333	31	0,8612	2,9662
Janeiro	2	266,6667	31	1,7223	5,9324
Fevereiro	1	133,3333	28	0,8612	2,6792
Março	2	266,6667	31	1,7223	5,9324
Abril	0	0	30	0	0
Maio	2	266,6667	31	1,7223	5,9324

O valor total de Aves/Km desta família nos 8 meses em que foram realizadas as campanhas de monitorização é de 122 aves por km o que equivale a 64,5% do número total de arrojamentos. Já a estimativa de arrojamentos destas aves para a totalidade de troço é de 18 889 arrojamentos. Nestas aves foi possível observar um número particularmente elevado de arrojamentos no mês de novembro.

Na tabela 5 é possível observar os dados usados para calcular a TAE para as aves *Morus bassanus*.

Tabela 5. Dados para o cálculo da TAE para *Morus bassanus* onde os valores de “C” e de “Número de dias do mês” serão utilizados para o cálculo dos restantes valores presentes na tabela.

Saídas	C	\bar{c}	Número de dias do mês	Aves/Km	Aves/Km/mês
Outubro	10	1333,3333	31	8,6116	29,6622
Novembro	5	666,6667	30	4,3058	14,3527
Dezembro	0	0	31	0	0
Janeiro	0	0	31	0	0
Fevereiro	0	0	28	0	0
Março	0	0	31	0	0
Abril	0	0	30	0	0
Maió	0	0	31	0	0

O valor total de Aves/Km desta ave nos 8 meses em que foram realizadas as monitorizações é de 44 indivíduos. Já a estimativa de arrojamentos desta ave para a totalidade de troço é de 6 815 arrojamentos.

Na tabela 6 é possível observar os dados usados para calcular a TAE para a *Alca torda*. O valor total de Aves/Km nos 8 meses em que foram realizados os transectos é de 6 Tordas-mergulheiras por km. Já a estimativa de arrojamentos desta ave para a totalidade do troço é de 904 arrojamentos.

Tabela 6. Dados para o cálculo da TAE para *Alca torda* onde os valores de “C” e de “Número de dias do mês” serão utilizados para o cálculo dos restantes valores presentes na tabela.

Saídas	C	\bar{c}	Número de dias do mês	Aves/Km	Aves/Km/mês
Outubro	0	0	31	0	0
Novembro	1	133,3333	30	0,8612	2,8705
Dezembro	0	0	31	0	0
Janeiro	1	133,3333	31	0,8612	2,9662
Fevereiro	0	0	28	0	0
Março	0	0	31	0	0
Abril	0	0	30	0	0
Maio	0	0	31	0	0

Na tabela 7 é possível observar os dados usados para calcular a TAE para as restantes aves (incluindo o Fulmar-glacial, a Garça-vermelha e as não identificadas).

O valor total de Aves/km destas espécies (Fulmar-glacial, Garça-vermelha e aves não identificadas) nos 8 meses em que foram realizadas as monitorizações é de 29 aves por km. Já a estimativa de arrojamentos destas aves para a totalidade de troço é de 4 489 arrojamentos.

Tabela 7. Dados para o cálculo da TAE para as restantes aves (Fulmar-glacial, Garça-vermelha e aves não identificadas) onde os valores de “C” e de “Número de dias do mês” serão utilizados para o cálculo dos restantes valores presentes na tabela.

Saídas	C	C̄	Número de dias do mês	Aves/Km	Aves/Km/mês
Outubro	0	0	31	0	0
Novembro	4	533,3333	30	3,4446	11,4821
Dezembro	1	133,3333	31	0,8612	2,9662
Janeiro	0	0	31	0	0
Fevereiro	0	0	28	0	0
Março	0	0	31	0	0
Abril	1	133,3333	30	0,8612	2,8705
Maio	0	0	31	0	0

Discussão

Monitorizações

No presente estudo foi obtida uma densidade média de aves arrojadas na costa norte portuguesa de 0,45 aves/km. Estudos prévios realizados em Portugal e África Austral mostraram resultados similares. Por exemplo, Granadeiro e Silva (1993) obtiveram uma densidade média de aves arrojadas em Portugal (desde Nazaré até Portimão) de 0,47 aves/km. De notar, no entanto que o estudo de Granadeiro e Silva (1993) teve a duração de apenas 6 meses (outubro a março). No estudo de Granadeiro e Silva (1993) foram encontradas todas as espécies presentes neste estudo, com a exceção da *Ardea purpurea*. De salientar também o avistamento de um *Fulmarus glacialis* para além de 32 Tordas-mergulheiras, um número bastante superior ao que foi encontrado neste estudo. Esta diferença no número de Tordas-mergulheiras pode dever-se à zona mais a sul em que foi realizado o estudo de Granadeiro e Silva (1993). Já Avery (1985) obteve uma densidade de 0,68 aves/km obtido no sul de África (Namíbia e África do Sul) recorrendo a monitorizações mensais realizadas durante 1 ano. Num estudo realizado recentemente na Holanda, Camphuysen (2014) obteve uma densidade de 0,94 aves/km, sendo este o valor mais baixo de sempre desde o ano de 1977/78.

No presente estudo, a abundância de aves arrojadas na costa norte portuguesa pode ter variado devido a diversos fatores como a localização geográfica, o mês, a espécie de ave e a classe etária dos indivíduos arrojados.

Em particular, em termos de variação específica, o género *Larus* seguido da espécie *Morus bassanus* foram os grupos de animais com maior número de arrojamentos, o que poderá dever-se a vários fatores. Um dos fatores poderá estar relacionado com a abundância destes animais, já que as gaivotas são as aves marinhas mais abundantes na costa portuguesa (Guedes & Costa 1994). Por sua vez, apesar de o Ganso-patola ser uma espécie abundante na costa portuguesa, os picos de abundância desta espécie variam sazonalmente na costa portuguesa devido aos seus padrões de migração (Ramírez *et al.* 2008). Assim, não será surpreendente que sejam detetados mais arrojamentos desta espécie em outubro e novembro, durante a migração de juvenis e adultos para sul, de modo a encontrarem condições alimentares

mais satisfatórias (Meirinho 2009). Os juvenis, sendo inexperientes, estarão mais sujeitos a condições climáticas desfavoráveis e à falta de alimento o que poderá levar à sua morte e posterior arrojamento.

Os resultados obtidos no que se refere às gaivotas vão de encontro ao estudo de Burger (2002), que num trabalho de monitorização de arrojamentos realizado na Colômbia Britânica, obteve um total de 32% de aves da família Laridae. Como foi referido anteriormente, este resultado pode dever-se ao facto de as gaivotas serem uma ave abundante. No entanto, o facto de estas serem aves marinhas mais costeiras, têm potencialmente mais probabilidade de arrojar em relação às aves mais oceânicas. Isto deve-se a diversos fatores como correntes e ventos que levam a que muitas das aves que morrem em mar alto se afundem e nunca cheguem a arrojar, decompondo-se assim no oceano (Bibby 1981). Segundo Bibby e Lloyd (1977), o facto de as gaivotas terem asas grandes em relação aos alcídeos (Torda-mergulheira e Airo, por exemplo) permite-lhes uma maior capacidade de flutuação, chegando assim mais facilmente à costa.

A intoxicação por biotoxinas parece ser também um fator que pode influenciar a mortalidade das aves marinhas e posterior arrojamento. Todas as 5 aves vivas que arrojaram durante as monitorizações deste estudo e que deram entrada no Cram-Q, tinham suspeita de intoxicação por biotoxinas. Segundo Ferreira *et al.* (2012) em 2011 deram entrada no Cram-Q 176 aves marinhas com suspeita de intoxicação por biotoxinas o que correspondeu a 70,4% de todas as aves vivas que deram entrada neste centro nesse ano. Já em 2012 o número foi inferior, tendo assim entrado 24 aves com suspeita de intoxicação por biotoxinas (Ferreira *et al.* 2012).

Por último, um outro fator que poderá influenciar os níveis de arrojamentos de diferentes espécies de aves marinhas poderá ter a ver com a exposição a atividades humanas. Segundo Vingada *et al.* (2012), grande parte dos arrojamentos em massa estão relacionados com práticas de pesca duvidosas ou ilegais. As espécies mergulhadoras estão naturalmente mais sujeitas ao uso indevido das artes de pesca legais ou ao uso de artes transformadas (Vingada *et al.* 2012). Assim, tal como o *Morus bassanus*, a *Alca torda* sendo uma ave migratória, interage muito com barcos de pesca, por isso é relativamente comum o seu arrojamento. Por vezes ocorrem arrojamentos massivos de *Alca torda* em Portugal e um dos exemplos está presente em Vingada *et al.* (2012) onde foram reportadas 454 Tordas-mergulheiras vítimas de captura accidental em artes de pesca só no ano de 2012. No caso do *Morus bassanus*

no ano de 2006 houve um arrojamento de 189 aves vítimas de artes de pesca (Vingada *et al.* 2012). Já de acordo com Katara *et al.* (2012), as aves da espécie *Larus michahellis* são as aves que mais interagem com barcos de pesca, sendo que estas aves esperam que o pescado chegue à superfície para se poderem alimentar. Num estudo realizado por Brothers *et al.* (1999), nas águas da Nova Zelândia há uma maior incidência de mortalidade devido às artes de pesca no caso da Pardela-cinza (*Procellaria cinerea*) e em duas espécies de albatroz (*Thalassarche bulleri* e *Thalassarche Steadi*). Nas águas da Tasmânia, Brothers (1991) identifica também o albatroz como uma ave bastante suscetível a artes de pesca, pois em 108 662 anzois foram capturados 45 albatrozes, o que corresponde a 1,3 aves por barco por dia.

De todas as aves avistadas nas monitorizações, os casos considerados mais incomuns são o aparecimento de uma *Ardea purpurea* e de um *Fulmarus glacialis*. A *Ardea pupurea* em Portugal é facilmente avistada na Ria de Aveiro (Marques & Ramos 2006), o que poderá explicar o arrojamento desta ave na praia de S. Jacinto (Aveiro) devido à proximidade geográfica. Já o *Fulmarus glacialis* é uma incógnita, uma vez que é uma espécie raramente avistada em Portugal (Paterson 1997) podendo apenas ser explicado quando falamos das migrações conjugadas com tempestades em alto mar (Paterson 1997).

No presente estudo verificou-se igualmente uma variação nos arrojamentos de aves marinhas, de acordo com as classes etárias das aves. Uma maior abundância de arrojamentos de aves juvenis poderá resultar da altura do ano em que foram realizadas as monitorizações, uma vez que no inverno os juvenis de grande parte das aves marinhas começam a ter o seu primeiro voo e começam a separar-se dos adultos para se alimentarem. Ao separarem-se dos adultos, os juvenis ficam mais sujeitos às várias causas de mortalidade como pescas ou condições adversas (Riotte-Lambert & Weimerskirch 2013; Weimerskirch *et al.* 2006). Tal como foi referido anteriormente, as migrações serão outro fator a ter em conta na abundância de arrojamentos.

A variação geográfica na abundância de arrojamentos observada no presente estudo pode dever-se a diversas razões, nomeadamente a proximidade a portos de pesca onde habitualmente se concentra um elevado número de aves a alimentar-se de forma oportunista de restos de peixe, tal como acontece nas praias de S. Jacinto, Figueira da Foz e Praia Norte (Nazaré). Este fator pode estar também ligado com a variação sazonal, pois nos resultados foi evidente um número elevado de arrojamentos na praia de S. Jacinto no inverno e, como já foi referido, a variação

sazonal por si só poderá ter influência ao nível dos arrojamentos devido à faixa etária das aves nesta estação do ano.

No que se refere ao nível de decomposição das aves, é evidente um maior número de aves com a condição mais degradada. O facto de as aves marinhas terem pouca flutuabilidade e a taxa de decomposição elevada faz com que, quando estes animais chegam à costa, se encontrem em estado de decomposição elevados (Vingada *et al.* 2012). Van Pelt e Piatt (1995), embora com níveis de classificação ligeiramente diferentes, obtiveram também um número superior de carcaças com um nível de decomposição mais elevado.

No cálculo do número estimado de cadáveres na totalidade da área costeira para os 65 arrojamentos é perceptível que houve um maior número de cadáveres no mês de novembro, logo seguido do mês de outubro com mais de metade do número de cadáveres do mês de novembro. De salientar que os números estão mais elevados nos meses em que são feitas as migrações por parte das aves marinhas, algo que poderá explicar o elevado número de cadáveres nestes meses. Seys *et al.* (2002), num estudo realizado na Bélgica, obtiveram um número médio de arrojamentos de 406 aves nos meses de inverno. De notar que este estudo foi realizado com monitorizações mensais e entre os anos de 1993 e 1999. No presente estudo, o número total de arrojamentos por quilómetro nos 8 meses em que foram realizadas as monitorizações é de 189 arrojamentos. Na totalidade dos 154,83 km estima-se um número total de 29 289 arrojamentos nos 8 meses de monitorização. No estudo realizado por Haney *et al.* (2014), como resultado do derrame petrolífero de *Deepwater Horizon* no Golfo do México, estima-se uma mortalidade de aproximadamente 700 000 aves marinhas. De notar no entanto que neste caso se trata de um desastre que ocorreu e levou a este número elevado de cadáveres. Já Van Pelt e Piatt (1995) estimaram que houve uma deposição de 10 911 carcaças de Airos (*Uria aalge*) a 11 de Março de 1993 no Alasca devido à falta de alimento.

No caso das gaivotas, é possível que o número elevado de juvenis na altura do inverno possa ser uma das explicações para o número de cadáveres nos meses de novembro e outubro. Uma das razões que pode explicar estes valores é o comportamento costeiro das gaivotas em contraste com o comportamento pelágico das outras espécies arrojadas. Assim esta espécie, em caso de doença ou outro fator limitante pouca à beira-mar onde acabam muitas vezes por morrer.

Ao contrário das gaivotas, houve uma maior incidência de arrojamentos de *Morus bassanus* no mês de outubro. Os arrojamentos de Alcatraz foram detetados apenas nos meses de outubro e novembro. O facto de esta ave ser uma ave migratória pode ser uma das razões para o número de arrojamentos nesta época do outono.

No caso da Torda-mergulheira, arrojaram aves apenas nos meses de novembro e de janeiro, sendo que o número de cadáveres foi igual nos dois meses. Nos 8 meses de monitorização do troço de costa, estima-se que tenham arrojado 6 aves por quilómetro, sendo que na totalidade do troço prospetado nos meses estimam-se 904 arrojamentos. Num estudo realizado por Munilla *et al.* (2011) estima-se que tenham sido mortos 87 594 alcídeos entre novembro de 2002 a agosto de 2003 pelo desastre do *Pestrigé* incluindo 20 611 Tordas-mergulheiras (23%).

No que se refere a outras aves (Fulmar-glacial e Garça-vermelha) e nas que não foi possível identificar, houve uma maior incidência de arrojamentos no mês de novembro. Por cada quilómetro estimam-se 29 arrojamentos nos 8 meses referidos, sendo que para a totalidade dos 154,83 km obtemos o valor de 4 489 arrojamentos.

Com estes resultados, é possível perceber que foi no mês de novembro que houve uma maior incidência de arrojamentos no troço definido, seguido do mês de outubro. Em sentido contrário, os meses em que se verificou um número mais reduzido de arrojamentos foram os meses de fevereiro e abril.

Taxa de remoção

Analisando todas as praias como um todo, foram necessários pelo menos 9 dias para a total remoção dos cadáveres. Este valor pode dever-se à influência de fatores anteriormente referidos, como o vento ou predadores. Num estudo realizado sobre a persistência de carcaças nas estradas numa área entre as cidades de Montemor-o-Novo, Évora e Arraiolos, Santos *et al.* (2011) obtiveram um número máximo de 65 dias de permanência de carcaças de passeriformes na estrada estudada, embora algumas carcaças não tenham durado sequer um dia. De notar no entanto que este valor se deve ao facto de existirem poucos fatores a influenciar o desaparecimento das carcaças em relação a este estudo. Os fatores estão relacionados com os veículos e com as condições climatéricas que por sua vez influenciariam o número de possíveis predadores. No estudo de Villegas-Patracá *et al.* (2012) realizado no México, foi obtida uma média de 4,4 dias na época de

primavera/verão e 2,7 dias na época de outono/inverno na persistência de passeriformes. Já para aves de maiores dimensões houve uma persistência média de 2,1 dias na época de primavera/verão e de 4,4 dias na época de outono/inverno.

As condições atmosféricas e do mar poderão ter influenciado a taxa de remoção das aves marinhas arrojadas. Como exemplo, foi perceptível que nos dias com mais vento, houve um desaparecimento mais rápido das carcaças, devido possivelmente a soterramento por acumulação de areia. De igual modo, e embora as carcaças tenham sido colocadas acima da linha de maré alta, não seria de excluir a possível influência do mar na remoção das carcaças.

No entanto, as aves poderão também ter sido removidas por predadores (Ford & Zafonte 2009; Van Pelt & Piatt 1995). De facto, no presente estudo, foram detetados indícios de presença de predadores (pegadas e dejetos de raposa/cão) ou presas parcialmente predadas em algumas das praias (S. Jacinto, Costa Nova, Quiaios e Figueira da Foz) junto das carcaças (exemplo na Figura 20).



Figura 20. Pombo utilizado para cálculo da taxa de remoção. a) São visíveis os dejetos junto à carcaça; b) Carcaça parcialmente predada.

No presente estudo, não se detetaram diferenças significativas nas taxas de remoção de aves arrojadas entre as praias urbanas e remotas, por isso será possível excluir este fator das possíveis influências para a remoção das carcaças. Inicialmente podia pensar-se que o facto de as praias terem mais afluência de público teria influência na remoção das carcaças. De facto, e como já foi referido, isso não se

verificou talvez devido à altura em que foram realizadas as monitorizações para o cálculo da taxa de remoção (março). Não é um mês em que as pessoas se dirijam à praia a não ser para um simples passeio (como foi possível observar aquando as monitorizações). Os cafés presentes nas praias designadas como urbanas não estavam muito ativos e também não procederam à limpeza de praia como se poderia esperar inicialmente. Aliás, a única praia em que foi feita uma limpeza por voluntários foi a Praia Velha que foi designada como remota. Tal como já foi referido, os predadores podem ter influenciado a remoção das carcaças, no entanto os indícios de presença de predadores apareceram em ambos os tipos de praia, comprovando assim a ideia de que os tipos de praia não tiveram influência na remoção de carcaças.

Nos resultados obtidos no presente estudo, também não foi perceptível uma relação entre o desaparecimento das aves e a sua dimensão/peso, visto que as codornizes não desapareciam mais rapidamente em relação aos pombos. No entanto, no estudo efetuado por Ford e Zafonte (2009), aves de menores dimensões desapareceram mais rapidamente em relação a aves de maiores dimensões, sendo que as aves de menores dimensões tiveram uma remoção rápida em apenas 24 horas.

O número de arrojamentos de aves marinhas deveria ser alvo de programas que permitam a execução de monitorizações regulares da faixa costeira. A recolha de animais arrojados permite também o estudo e a avaliação dos estatutos de conservação das aves marinhas (e outros animais marinhos) cuja monitorização nos seus habitats naturais se torna bastante complicada. É perceptível que usualmente os dados de arrojamentos de animais marinhos são utilizados apenas como indicação de derrames petrolíferos no oceano. Seria benéfico dar uma utilização mais abrangente aos dados e não efetuar monitorizações apenas quando ocorrem desastres naturais. É importante uma avaliação constante do impacto das artes de pesca nas populações marinhas e a comparação dos dados de arrojamentos com os de observadores a bordo de barcos de pesca ajudaria esta avaliação. Seria também interessante a realização de estudos que permitissem avaliar formas de pesca que reduzissem o número de capturas acidentais de animais marinhos.

Conclusão

A realização de monitorizações da zona costeira para a deteção de aves arrojadas permite a recolha de dados sobre taxas e causas de mortalidade destes animais e conseqüentemente contribui para avaliar o estado dos ecossistemas marinhos. As gaivotas foram as aves mais detetadas nas monitorizações executadas, o que estará certamente relacionado com os hábitos costeiros destes animais. A maior incidência de arrojamentos nos meses de novembro e outubro o que poderá estar relacionado com os padrões de migração das aves marinhas e com parâmetros ambientais. Programas de monitorizações regulares da faixa costeira e uma avaliação constante do impacto das artes de pesca nas populações de aves marinhas são importantes e devem envolver a comunidade piscatória e a sociedade em geral.

Bibliografia

Abraín A., 2003. Research Applied to the Conservation of Breeding Seabirds on Islands of the Western Mediterranean. PhD Thesis, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona

Almeida J., Catry P., Encarnação V., Franco C., Granadeiro J.P., Lopes R., Moreira F., Oliveira P., Onofre N., Pacheco C., Pinto M., Pitta Groz M.J., Ramos J., Silva L., 2005. Aves in Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral MJ *et al.* (eds.)). Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa

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

Avery G., 1985. Results of patrols for beached seabirds conducted in Southern Africa in 1983. *Cormorant* 13: 3-15

Avery-Gomm S., O'Hara P., Kleine L., Bowes V., Wilson L.K., Barry K.L., 2012. Northern fulmars as biological monitors of trends of plastic pollution in the eastern North Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 64 1776–1781

Beja P.R., 1989. A note on the diet of Razorbills *Alca torda* wintering off Portugal. *Seabird* 12: 11-13

Best D., Lawson B., 2003. Wading birds, including herons in Mullineaux E., Best D., Cooper J.E., BSAVA Manual of Wildlife Casualties. BSAVA

Bibby C.J., 1981. An experiment on the recovery of dead birds from the North Sea. *Ornis Scandinavica* 12: 261-265

Bibby C.J., Lloyd C.S., 1977. Experiments to determine the fate of dead birds at sea. *Biological Conservation* 12: 295-309

BirdLife International 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. www.iucnredlist.org. Visitado a 19 de Maio de 2015

Blomdahl A, Breife B, Holmström N., 2003. Flight Identification of European Seabirds. Londres, Christopher Helm

Borja A., Elliott M., Carstensen J., Heiskanen A., Van de Bund W., 2010. Marine management – Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin* 60 2175–2186

Brothers N., 1991. Albatross Mortality and Associated Bait Loss in the Japanese Longline Fishery in the Southern Ocean. *Biological Conservation* 55 255-268

Brothers N.P., Cooper J., Løkkeborg S., 1999. The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation. *FAO Fisheries Circular No. 937*, Rome 100p.

Bruun B., Delin H., Svensson L., 1995. *Aves de Portugal e Europa*. Porto, FAPAS

Burger A. E., 2002. Beached bird surveys in British Columbia 1986-1997. Report to the Nestucca Trust Fund

Camphuysen C. J., 1997. Ecologisch profiel van de eidereend *Somateria mollissima*. RIKZ-werkdocument 96.146x, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. 125 pp. [em Holandês]

Camphuysen C. J., 2014. Monitoring and assessment of the proportion of oiled Common Guillemots from beached bird surveys in The Netherlands: update winter 2013/14. NIOZ Internal Report, June 2014. Royal Netherlands Institute for Sea Research, Texel

Camphuysen C.J., Heubeck M., 2001. Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environmental Pollution* 112 443-461

Causey D., Padula V.M., 2001. The Pelecaniform Birds. *Encyclopedia of Ocean Sciences*, volume 4, pp. 2128–2136

Croxall J.P., 1987. *Seabirds: Feeding, ecology and role in marine ecosystems*. Cambridge University Press

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

De la Cigoña E.F., 1989. *Viaxeiras da auga: aves mariñas e acuáticas de Galicia e norte de Portugal*. Vigo, Edicións Xerais de Galicia

Donnelly-Greenan E.R., 2012. Prey and Plastic Ingestion of Pacific Northern Fulmars (*Fulmarus glacialis*) Collected in Monterey Bay, California. Master's Theses and Graduate Research, San Jose State University

Durant J.M., Hjermmann D. Ø., Frederiksen M., Charrassin J.B., Le Maho Y., Sabarros P.S., Crawford R.J.M., Stenseth N.C., 2009. Pros and cons of using seabirds as ecological indicators. *Clim Res* 39: 115–129

Espín S., Martínez-López E., Gómez-Ramírez P., María-Mojica P., García-Fernández A.J., 2010. Assessment of organochlorine pesticide exposure in a wintering population of razorbills (*Alca torda*) from the southwestern Mediterranean. *Chemosphere* 80 1190–1198

Espín S., Martínez-López E., Gómez-Ramírez P., María-Mojica P., García-Fernández A.J., 2012a. Razorbills (*Alca torda*) as bioindicators of mercury pollution in the southwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 64 2461–2470

Espín S., Martínez-López E., María-Mojica P., García-Fernández A.J., 2012b. Razorbills (*Alca torda*) feathers as an alternative tool for evaluating exposure to organochlorine pesticides. *Ecotoxicology* 21:183–190

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

Ford R.G., 2006. Using beached bird monitoring data for seabird damage assessment: The importance of search interval. *Marine Ornithology* 34: 91–98

Ford R.G., Page G.W., Carter H.R., 1987. Estimating mortality of seabirds from oil spills. *Oil Spill Conference*

Ford R.G., Zafonte M.A., 2009. Scavenging of seabird carcasses at two oil spill sites in California and Oregon. *Marine Ornithology* 37: 205–211

Friend M., Franson J.C., 1999. Field manual of wildlife diseases: general field procedures and diseases of birds. Biological Resources Division Information and Technology Report 1999–001

Furness R.W., Greenwood J.J.D., Jarvis P.J., 1993. Birds as monitors of pollutants in Furness R.W., Greenwood J.J.D., Birds as monitors of environmental change. Chapman and Hall, London, pp 86–143

Garcia S.M., Zerbi A., Aliaume C., Do Chi T., Lasserre G., 2003. The ecosystem approach to fisheries: Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 443. Rome, FAO. 71 p.

Gooders J., Harris A., 1996. Guia de campo das Aves de Portugal e da Europa. Lisboa, Temas e Debates

- Granadeiro J.P., Silva M.A., 1993. Beached Bird Surveys in Portugal 1991/92 and relationship between weather and density of corpses. *SULA* 7 (1): 1-8
- Guedes R.S., Costa L., 1994. *As aves em Portugal*. Lisboa, Inapa
- Haney J. C., Geiger H. J., Short J. W., 2014. Bird mortality from the *Deepwater Horizon* oil spill. II. Carcass sampling and exposure probability in the coastal Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 513: 239-252
- Harris R.J., Tseng F.S., Pokras M.A., Suedmeyer B.A., Bogart J.S.H., Prescott R.L., Newman S.H., 2006. Beached bird surveys in Massachusetts: The seabird ecological assessment network (SEANET). *Marine Ornithology* 34: 115–122
- Hlady D.A., Burger A.E., 1993. Drift-block experiments to analyse the mortality of oiled seabirds off Vancouver Island, British Columbia. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 26, No. 9, pp. 495-501
- Huin N., Croxall J.P., 1996. Fishing gear, oil and marine debris associated with seabirds at Bird Island, South Georgia, during 1993/1994. *Marine Ornithology* 24: 19–22
- Jain A., Kerlinger P., Curry R., Slobodnik L., 2007. Annual Report for the Maple Ridge Wind Power Project: Postconstruction Bird and Bat Fatality Study - 2006. Final Report for PPM Energy and Horizon Energy and Technical Advisory Committee (TAC) for the Maple Ridge Project Study. 76 pp.
- Katara I., Feijó D., Bento T., Figueiredo I., Correia M., Fernandes A.C., Silva D., Ferreira A.L., Fernandes P., Abreu P., Prista N., Wise L., Azevedo M., Silva A., 2012. Capítulo II: IPMA contribution to the A.3 MARPRO report on the interactions between target species and fisheries. Anexo ao relatório intercalar do projecto LIFE MarPro PT/NAT/00038
- Keeble E., 2003. Seabirds: gulls, auks, gannets, petrels in Mullineaux E., Best D., Cooper J.E., *BSAVA Manual of Wildlife Casualties*. BSAVA
- Klaer N., Polacheck T., 1998. The influence of environmental factors and mitigation measures on by-catch rates of seabirds by Japanese longline fishing vessels in the Australian Region. *EMU Vol.* 98, 305-316
- Landsberg J.H., 2002. The Effects of Harmful Algal Blooms on Aquatic Organisms. *Reviews in Fisheries Science*, 10:2, 113-390
- Lewis S., Sherratt T.N., Hamer K.C., Harris M.P., Wanless S., 2003. Contrasting diet quality of Northern Gannets *Morus bassanus* at two colonies. *Ardea* 91 (2): 167-176

Lewison R.L., Crowder L.B., 2003. Estimating fishery bycatch and effects on a vulnerable seabird population. *Ecological Applications*, 13(3), pp. 743–753

Lyons, B.P., Thain, J.E., Stentiford, G.D., Hylland, K., Davies, I.M., Vethaak, A.D., 2010. Using biological effects tools to define Good Environmental Status under the European Union Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 60 1647-1651

Manville II, A.M., 1990. A survey of plastics on western Aleutian island beaches and related wildlife entanglement. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-154. 1990

Marques S., Ramos J.A., 2006. A importância da Ria de Aveiro para a população reprodutora de Garça-Vermelha *Ardea purpurea* em Portugal. *Airo* 16: 31-41

Meirinho, A. I. G., 2009. Distribuição de Alcatraz (*Morus bassanus*) na costa continental portuguesa e sua relação com variáveis ambientais. Tese de Mestrado, Universidade Nova de Lisboa: Lisboa

Mendes P., Eira C., Torres J., Soares A. M. V. M., Melo P., Vingada J., 2008. Toxic Element Concentration in the Atlantic Gannet *Morus bassanus* (Pelecaniformes, Sulidae) in Portugal. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55:503-509

Morant P.D., Brooke R.K., Abrams R.W., 1983. Recoveries in southern Africa of seabirds breeding elsewhere. *Ringling & Migration*, 4:5, 257-268

Munilla I., Arcos J.M., Oro D., Álvarez D., Leyenda P.M., Velando A., 2011. Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere* 2 (7): art83

Murray T.E., Bartle J. A., Kalish S. R., Taylor P. R., 1993. Incidental Capture of seabirds by Japanese southern bluefin tuna longline vessels in New Zealand waters, 1988-1992. *Bird Conservation International*, 3, pp 181-210

Nevins H., Hyrenbach D., Keiper C., Stock J., Hester M., Harvey J., 2005. Seabirds as indicators of plastic pollution in the North Pacific. PAPER for Plastic Debris Rivers to the Sea Conference 2005

Newman S.H., Harris R.J., Tseng F.S., 2007. Beach surveys past, present, and future: toward a global surveillance network for stranded seabirds. *Marine Ornithology* 34: 87–90

Paterson A.M., 1997. Las Aves Marinas de España y Portugal. Barcelona, Lynx Edicions

Pauly D., Christensen V., Guenette S., Pitcher T.J., Sumaila U.R., Walters C.J., Watson R., Zeller D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, Vol 418: 689-695

Petry M.V., Krüger L., Fonseca V.S.S., Brummelhaus J., Piuco R.C., 2009. Diet and ingestion of synthetics by Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* off southern Brazil. *J Ornithol* 150:601–606

Piatt J.F., Van Pelt T., 1998. Beach Survey Methods. Alaska Biological Sciences Center

Pilarczyk B., Tomza-Marciniak A., Pilarczyk R., Kavetska K., Rząd I., Hendzel D., Marciniak A., 2012. Selenium status in sea ducks (*Melanitta fusca*, *Melanitta nigra* and *Clangula hyemalis*) wintering on the southern Baltic coast, Poland. *Marine Biology Research*; 8: 1019_1025

Popkiss M.E.E., Horstman D.A., Harpur D., 1979. Paralytic Shellfish Poisoning: A report of 17 cases in Cape Town. *SA Medical Journal*, 55, 1017

Ramírez I., Geraldés P., Meirinho A., Amorim P., Paiva V., 2008. Áreas Marinhas Importantes para as Aves em Portugal. Projecto LIFE04NAT/PT/000213 – Sociedade Portuguesa Para o Estudo das Aves. Lisboa

Ribeiro A.R., Eira C., Torres J., Mendes P., Miquel J., Soares A.M.V.M., Vingada J., 2009. Toxic elements concentrations in the razorbill *Alca torda* (Charadriiformes, Alcidae) in Portugal. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 56, 588-595

Riotte-Lambert L., Weimerskirch H., 2013. Do naive juvenile seabirds forage differently from adults?. *Proceedings of The Royal Society B* 280: 20131434

Rodríguez B., Bécares J., Rodríguez A., Arcos J.M., 2013. Incidence of entanglements with marine debris by northern gannets (*Morus bassanus*) in the non-breeding grounds. *Marine Pollution Bulletin* 75 259-263

Roletto J., Mortenson J., Harauld I., Hall J., Grella L., 2003. Beached bird surveys and chronic oil pollution in Central California. *Marine Ornithology* 31: 21-28

Ryan P.G., 1988. Intraspecific variation in plastic ingestion by seabirds and the flux of plastic through seabird populations. *The Condor* 90:446-452

Santos C.S.A., Monteiro M.S., Soares A.M.V.M., Loureiro S., 2012. Characterization of Cholinesterases in Plasma of Three Portuguese Native Bird Species: Application to Biomonitoring. *PLOS ONE*, Volume 7 (3): e33975

Santos S.M., Carvalho F., Mira A., 2011. How Long Do the Dead Survive on the Road? Carcass Persistence Probability and Implications for Road-Kill Monitoring Surveys. PLOS ONE Volume 6 (9): e25383

Schneidman D., 1987. Plastic: Progress and peril. Marketing News, Dec. 18, 2 p.

Seys J., Offringa H., Van Waeyenberge J., Meire P., Kuijken E., 2002. An evaluation of beached bird monitoring approaches. Marine Pollution Bulletin 44: 322-333

Tanaka K., Takada H., Yamashita R., Mizukawa K., Fukuwaka M., Watanuki Y., 2013. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. Marine Pollution Bulletin 69 219-222

Van Franeker J.A., Blaize C., Danielsen J., Fairclough K., Gollan J., Guse N., Hansen P., Heubeck M., Jensen J., Le Guillou G., Olsen B., Olsen K., Pedersen J., Stienen E.W.M., Turner D.M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. Environmental Pollution 159 2609-2615

Van Franeker J.A., Meijboom A., 2002. Marine litter monitoring by Northern Fulmars (a pilot study). Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 401. 72 pp.

Van Pelt T.I., Piatt J.F., 1995. Deposition and persistence of beachcast seabird carcasses. Marine Pollution Bulletin, Vol 30, No. 12, pp. 794-802

Vargo G.A., Atwood K., Van Deventer M., Harris R., 2006. Beached bird surveys on Shell Key, Pinellas County, Florida. Florida Field Naturalist 34 (1):21-27

Villegas-Patraca R., Macías-Sánchez S., MacGregor-Fors I., Muñoz-Robles C., 2012. Scavenger removal: Bird and bat carcass persistence in a tropical wind farm. Acta Oecologica 43: 121-125

Vingada J., Marçalo A., Ferreira M., Eira C., Henriques A., Miodonski J., Oliveira N., Marujo D., Almeida A., Barros N., Oliveira I., Monteiro S., Araújo H., Santos J., 2012. Capítulo I: Interações entre as espécies-alvo e as pescas. Anexo ao relatório intercalar do projecto LIFE MarPro PT/NAT/00038

Weimerskirch H., Akesson S., Pinaud D., 2006. Postnatal dispersal of wandering albatrosses *Diomedea exulans*: implications for the conservation of the species. Journal of Avian Biology 37: 23-28

Wobeser G., Wobeser A.G., 1992. Carcass disappearance and estimation of mortality in a simulated die-off of small birds. Journal of Wildlife Diseases, 28 (4). Pp. 548-554

Work T.M., Barr B., Beale A.M., Fritz L., Quillam M.A., Wright J.L.C., 1993. Epidemiology of domoic acid poisoning in Brown Pelicans (*Pelecanus occidentalis*) and Brandt's Cormorants (*Phalacrocorax penicillatus*) in California. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 24: 54–62

Anexos

Anexo 1

Data:

Hora:

Localização:

Coordenadas GPS – Início:

Fim:

Distância:

Tipo de Praia: Areia; Cascalho; Seixos. Ingreme: Sim; Não.

Tipo de Habitat nas dunas:

Observações:

Critérios

Condição do animal

Nível I: vivo

Nível II: Fresco e morto há menos de um dia (olhos e penas intactos)

Nível III: Morto há menos de uma semana (carcaça parcialmente enterrada por areia mas corpo ainda mole e flexível)

Nível IV: Corpo rígido, sem olhos, sem alguns membros

Nível V: Carcaça demasiado decomposta, podendo ser apenas composta por ossos e penas.

Tipos de Habitat: Falésia, dunas com pouca vegetação rasteira, dunas com muita vegetação rasteira, floresta, urbanização.

Observações: tempestades nos dias anteriores, presença de predadores, presença de carcaças de outros animais (peixes, bivalves, etc), presença de algas.

Idade: *Alca torda* – juvenil (bico completamente preto); adulto (bico com uma ou mais riscas brancas)

Calonectris diomedea – Asas brancas bordeadas a castanho nas partes inferiores e bico amarelo

Larus fuscus – juvenil (malhado de castanho na parte superior, castanho-amarelado na parte inferior); adulto (branco com dorso preto e bico amarelo com ponto vermelho)

Larus michahellis – juvenil (malhado de castanho com bico negro e patas rosa); adulto (branco com asas cinzentas e patas amarelas)

Larus ridibundus – juvenil (plumagem castanha); Adulto (prateada, asas cinzentas com extremidades pretas)

Morus bassanus – juvenil (castanho escuro malhado, uropígio branco); 1º ano (castanho escuro, cabeça branca); 2º ano (branco com partes de trás das asas e cauda escura); 3º ano (branco com algumas riscas pretas nas asas); 4º ano – adulto (branco com extremidades das asas pretas e coroa amarela).

Puffinus mauretanicus – Dorso castanho acinzentado, ventre branco-acastanhado sujo e bico escuro.

