

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Diferentes cenários de disponibilidade alimentar antropogénica
influenciam as preferências alimentares da gaivota-de-patas-
amarelas (*Larus michahellis*) na Ria Formosa**

Amanda Marques Canário

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação orientada por:
Ana Leal

Agradecimentos

Queria começar por agradecer à minha orientadora, Dra. Ana Leal, pela ajuda em todas as etapas deste trabalho, pela paciência e preocupação neste último ano. Um agradecimento também ao Nuno Oliveira, pela oportunidade de participar no trabalho de campo e por todos os conhecimentos transmitidos.

Ao projeto LIFE Ilhas Barreira (LIFE18 NAT/PT/000927), financiado pelo programa LIFE da União Europeia e coordenado pela SPEA (parceiro português da BirdLIFE), queria agradecer pela contribuição financeira e por todo o suporte logístico. Um agradecimento especial a todos os membros da SPEA que me apoiaram durante a recolha de dados no campo, Nuno Oliveira, Tânia Nascimento, Isabel Fagundes, Pedro Geraldês, Sara Carvalho e Ana Quaresma. Aos voluntários Joan Calderon e Iga Budzynska, obrigada pela ajuda durante a recolha de dados, partilha de opiniões e por todas as boas refeições. Um obrigado especial à Beatriz Morais não só pela ajuda no campo, mas também pelo companheirismo e amizade. Aos restantes voluntários, agradeço a ajuda na recolha de dados e a boa disposição, principalmente à Jéssica Loureiro e ao Diogo Raposo. Obrigada, ainda, a todos os que participaram na recolha de dados durante o período de julho de 2020 a dezembro de 2021.

Gostaria, ainda, de agradecer ao RIAS por facultar os seus dados das gaivotas-de-patas-amarelas anilhadas. À ANIMARIS e ICNF, obrigada pela disponibilização de transporte para a ilha. Ao ALGAR, agradeço a possibilidade de realizar as contagens e os testes com falcoaria no aterro de Sotavento.

À minha mãe, obrigada não é suficiente para agradecer toda a paciência, preocupação e ajuda emocional que me deste ao longo da realização desta dissertação. Obrigada por todo o teu apoio incondicional e motivação, sem ti este trabalho ainda não estaria acabado.

Ao João Pais, gostaria de agradecer por todas as vezes que ouviste as minhas ideias e devaneios e por todo o apoio que me deste durante este último ano (e não só). Obrigada por estares sempre pronto para me amparar nos piores momentos.

Por último gostaria de agradecer a toda a minha família que me apoiou durante a realização desta tese, aos meus avós, ao Sérgio e à Matilde. Aos meus amigos, Teresa, Martim, Maria, Diogo e Beatriz, obrigada pelas conversas e pelo apoio.

Resumo

Os subsídios alimentares antropogénicos são fontes de alimento previsíveis, abundantes e de fácil acesso, responsáveis pelo aumento populacional de várias espécies de aves marinhas nas últimas décadas. As gaivotas-de-patas-amarelas (*Larus michahellis*), por apresentarem um comportamento oportunista e uma dieta flexível, aproveitam a grande disponibilidade de recursos dos aterros e portos de pesca. Assim, a redução destas duas fontes alimentares poderá controlar o crescimento populacional desta espécie. Com este estudo, avaliaram-se as diferenças na exploração do aterro do Sotavento, dos portos de Olhão e da Culatra por parte das gaivotas-de-patas-amarelas adultas e imaturas da Ria Formosa, Algarve. Comparou-se, ainda, a sua distribuição pelos locais mencionados em situações de disponibilidade normal dos recursos e durante eventos redutores de alimento: 1) a pandemia COVID-19, que durou, aproximadamente, um ano e 2) testes de suspensão, de 15 dias.

A contagem de gaivotas revelou uma abundância de imaturos geralmente mais baixa que a dos adultos no aterro e no porto de Olhão, provavelmente devido à dominância exercida pelos últimos. Os portos, estando próximos da colónia, foram atrativos durante todo o ano para ambas as classes etárias, independentemente das alterações de disponibilidade de alimento. A pandemia e consequentes confinamentos pareceram ter um maior efeito no comportamento da população de gaivota-de-patas-amarelas do que os testes de suspensão, provavelmente devido à maior duração e eficácia das restrições. Além disso, os portos parecem fornecer outros tipos de recursos além do peixe rejeitado, podendo sustentar os imaturos em alturas de elevada competição ou parte da população reprodutora no caso de alterações da disponibilidade alimentar.

Por último, através de dados de observações de anilhas, verificou-se 1) que as preferências por um local de alimentação pareceram depender mais das características individuais do que da idade e 2) que o afastamento da colónia foi maior para indivíduos mais jovens.

Palavras-chave: subsídios alimentares antropogénicos previsíveis; rejeições de pesca; aterro; medidas de controlo da disponibilidade de alimento; preferências individuais

Abstract

Predictable anthropogenic food subsidies are abundant and easily accessible food sources. For that reason, they are responsible for increases in the population size of several seabird species in the last decades. Yellow-legged gull (*Larus michahellis*) exploits sites with great food availability, like landfills and fisheries, due to their opportunistic behaviour and flexible diet. One solution to avoid overpopulation and changes in ecosystem dynamics, would be to reduce the availability of anthropogenic resources. This study focuses on the foraging differences between adult and immature Yellow-legged gulls from Ria Formosa, Algarve, in three sites: Sotavento landfill, Olhão and Culatra fishing harbours. We also evaluated the changes of their distribution in low food availability scenarios: 1) the COVID-19 pandemic with an approximate duration of a year and 2) the availability tests that lasted two weeks.

Bird counts in the three study sites revealed that immature individuals were generally less abundant than adults in the landfill and Olhão fishing port, probably because the adults exclude non-dominant individuals of high-quality foraging sites. The ports, being close to the colony, were able to attract gulls all year despite changes in food availability. The pandemic and its lockdowns seemed to cause bigger behavioural changes in the Yellow-legged gull population than the availability tests. This probably has to do with the greater duration and effectiveness of the restrictions that resulted from the pandemics. Besides, the ports seem to have other available resources other than fish, which can support the immatures when the competition is high or part of the reproductive population when the food availability is altered.

Finally, using ringing data, we found that 1) the foraging site preferences probably depended on individual characteristics more than on age and that 2) younger individuals travelled greater distances.

Keywords: Predictable anthropogenic food subsidies; fish discards; landfills; control measures of food availability; individual preferences

Índice

1. Introdução.....	1
1.1. Subsídios alimentares antropogénicos previsíveis	1
1.1.1. Tipos de PAFS	2
1.2. Gaivota-de-patas-amarelas.....	4
1.2.1. Dieta.....	5
1.2.2. Reprodução e período de imaturidade das crias	6
1.2.3. Problemática do crescimento populacional e soluções	7
1.2.4. Uso dos PAFS na Deserta.....	9
1.3. Objetivos e hipóteses	9
2. Métodos	12
2.1. Local de estudo	12
2.1.1. Porto de Olhão	12
2.1.2. Porto da Culatra.....	13
2.1.3. Aterro do Sotavento	13
2.2. Recolha de dados	14
2.2.1. Alterações de disponibilidade alimentar	14
2.3. Análise de dados	15
2.3.1. Variação ao longo do ano e efeito da pandemia nas gaivotas-de-patas-amarelas	15
2.3.2. Quantificação da disponibilidade alimentar	16
2.3.3. Testes de redução de alimento.....	16
2.3.4. Diferenças de exploração entre idades	16
2.3.4.1. Fidelidade.....	17
2.3.4.2. Distância em relação à colónia	17
3. Resultados	20
3.1. Variação da abundância de gaivotas-de-patas-amarelas ao longo do ano	20
3.2. Efeito da pandemia na abundância de gaivota-de-patas-amarelas.....	24
3.3. Variação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas durante os testes de redução de disponibilidade alimentar	26
3.4. Diferenças de exploração entre idades (fidelidade e distância).....	29
4. Discussão	32
4.1. Variação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas ao longo do ano.....	32
4.2. Efeito da pandemia na abundância de gaivotas-de-patas-amarelas.....	35
4.3. Variação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas durante os testes de redução de disponibilidade alimentar	36
4.4. Diferenças de exploração entre idades	37

4.4.1.	Fidelidade	37
4.4.2.	Distâncias	38
4.5.	Conservação e perspectivas futuras.....	39
4.6.	Conclusões.....	40
5.	Bibliografia	42
6.	Anexos	47

Lista de Figuras

Figura 2.1. Mapa da área de estudo (Ria Formosa, Algarve), que inclui a localização da colónia (ilha Deserta) e os vários locais de amostragem (aterro do Sotavento, porto de Olhão e porto da Culatra).	13
Figura 3.1. Comparação das abundâncias médias das duas faixas etárias (adultos - A; imaturos - I) de gaivotas-de-patas-amarelas nos três locais selecionados (aterro do Sotavento a laranja, porto de Olhão a azul-escuro e porto da Culatra a azul-claro). Para cada barra está representado o erro padrão.	20
Figura 3.2. Representação da variação da abundância média de gaivotas-de-patas-amarelas adultas (a) e imaturas (b)), ao longo do período de amostragem (trimestre 1, 2, 3 e 4) e nos três locais selecionados (aterro do Sotavento a laranja, porto de Olhão a azul-escuro e porto da Culatra a azul-claro). Para cada barra está representado o erro padrão.	22
Figura 3.3. Variação média anual do total do peixe descarregado no Algarve (em milhares de toneladas), a roxo, e do número de hóspedes no Algarve (em milhões), a amarelo, de julho de 2020 a junho de 2022.	22
Figura 3.4. Variação da abundância média de gaivotas-de-patas-amarelas, ao longo do ano (trimestre 1, 2, 3 e 4) e nos três locais selecionados (aterro do Sotavento a laranja, porto de Olhão a azul-escuro e porto da Culatra a azul-claro), comparando entre um ano de pandemia (2020/2021 num padrão de linhas) e um ano controlo (2021/2022 numa cor sólida). Para cada barra está representado o erro padrão.	25
Figura 3.5. Variação da disponibilidade de alimento em aterro (dada pelo número de hóspedes no Algarve, em milhões) a amarelo, e da disponibilidade de alimento da pesca (dado pelas descargas de peixe no Algarve em milhares de toneladas) a roxo, ao longo do ano (trimestre 1, 2, 3 e 4), comparando entre um ano de pandemia (2020/2021 num padrão de linhas) e um ano controlo (2021/2022 numa cor sólida).	25
Figura 3.6. Variação da abundância média de gaivotas-de-patas-amarelas em três fases diferentes (teste - de 1 a 15 de maio, 15 dias após o teste - de 16 a 31 de maio e 1 mês após o teste - de 1 a 30 de junho) e nos três locais selecionados (aterro do Sotavento a laranja, porto de Olhão a azul-escuro e porto da Culatra a azul-claro), dividindo entre adultos (a) e imaturos (b)). As cores sólidas representam o ano de controlo (2021), enquanto o padrão de linhas representa o ano de testes (2022). Para cada barra está representado o erro padrão.	27
Figura 3.7. Proporções de imaturos (a roxo) e adultos (a amarelo) nas várias categorias de valores do índice de especialização: de 0 a 1, entre 1 e 1,5 e entre 1,5 e 2.	29
Figura 3.8. Resultado do bootstrap das diferenças entre os valores do índice de especialização de adultos e imaturos. A preto estão assinaladas as linhas dos valores dos intervalos de confiança a 95% ($-0,02 \pm 0,05$).	29
Figura 3.9. Proporções de imaturos (a roxo) e adultos (a amarelo) observados nas várias categorias de distâncias máximas: menos de 50 km da colónia, entre 50 e 100 km, entre 100 e 300 km e mais de 300 km da colónia.	30
Figura 3.10. Resultado do bootstrap das diferenças entre as distâncias máximas de adultos e imaturos. A preto estão assinaladas as linhas dos valores dos intervalos de confiança a 95% ($46,79 \pm 35,35$).	30

Lista de Tabelas

- Tabela 3.1.** Comparação entre as abundâncias de indivíduos de gaivotas-de-patas-amarelas adultos (A) e imaturos (I) nos vários trimestres (1, 2, 3 e 4) e locais (aterro do sotavento, porto da culatra e porto de olhão), recorrendo a um modelo linear generalizado (GLM) do tipo binomial negativo. Na tabela estão apresentadas as condições, a respetiva estimativa e erro, a estatística Z e o valor-p, a partir das quais se inferiu o efeito. Os contrastes significativos (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinalados com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001. 21
- Tabela 3.2.** Comparação entre as abundâncias trimestrais (1, 2, 3 e 4) de gaivotas-de-patas-amarelas conforme a classe etária (adultos e imaturos) e o local (Aterro de sotavento, porto da Culatra e porto de Olhão), recorrendo a um modelo linear generalizado (GLM) do tipo binomial negativo. Na tabela estão apresentados os contrastes, a respetiva estimativa, erro, estatística Z e valor-p, a partir das quais se inferiu o efeito. Os contrastes significativos (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinalados com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001. 23
- Tabela 3.3.** Comparação entre as abundâncias de gaivotas-de-patas-amarelas em dois anos (2020/2021 e 2021/2022) conforme o trimestre (1, 2 ,3 e 4) e o local (aterro do sotavento, porto da culatra e porto de olhão), recorrendo a um modelo linear generalizado (GLM) do tipo binomial negativo. Na tabela estão apresentadas as condições, a respetiva estimativa, o erro, a estatística Z e o valor-p, das quais se inferiu o efeito. Os contrastes significativos (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinalados com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001. 24
- Tabela 3.4.** Comparação entre as abundâncias de gaivotas-de-patas-amarelas em dois anos (2021 e 2022) conforme o local (aterro do Sotavento, porto da Culatra e porto de Olhão) e os períodos (teste-de 1 a 15 de maio, 15 dias após o teste- de 16 a 31 de maio e 1 mês após o teste- de 1 a 30 de junho), recorrendo a dois modelos lineares generalizados (GLM) do tipo binomial negativos, um para os adultos e outro para os imaturos. Na tabela estão apresentados as condições, a respetiva estimativa e erro, estatística Z e valor-p, a partir dos quais se inferiu o efeito. Os contrastes significativos (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinalados com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001. 28

Lista de Anexos

Anexo 1. Esforço de amostragem por trimestre e ano nos três locais de estudo, de julho de 2020 a abril de 2022, realizado no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira. Colunas com o número de amostragens em que participei, a partir de janeiro de 2022 até abril de 2022.....	48
Anexo 2. Esforço de amostragem por fase dos testes nos três locais de estudo, em maio e junho de 2021 e 2022, realizado no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira. Colunas com o número de amostragens em que participei, a partir de maio a junho de 2022. A azul-claro está representado o período em que se realizaram os testes de redução de disponibilidade de alimento.	48
Anexo 3. Resultados do modelo linear generalizado (GLM) que testa a relação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas de acordo com o local, ano, trimestre e idade, com dados de julho de 2020 a abril de 2022. As variáveis e interações significativas (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinaladas com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001.	48
Anexo 4. Tabela com os AICs de todos os modelos lineares generalizados (GLM) testados para testar a relação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas de acordo com o local, ano, trimestre e idade. O modelo a azul foi escolhido com base no menor AIC e na menor complexidade, ou seja, o modelo final não poderia ter interações entre 4 variáveis.	50
Anexo 5. Tabela com os AICs de todos os modelos lineares generalizados (GLM) testados para adultos e para imaturos para testar a relação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas de acordo com o local, ano e fase. Os modelos a azul foram escolhidos com base no objetivo do trabalho.....	50
Anexo 6. Resultados dos dois modelos lineares generalizados (GLM) que testam a relação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas imaturas e adultas de acordo com o local, ano e período, com dados de junho e maio de 2021 e 2022. As variáveis e interações significativas (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinaladas com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001.....	51
Anexo 7. Exemplo de uma gaivota adulta anilhada no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira, código de três letras começando por “N” numa anilha amarela (à esquerda), e de uma gaivota adulta anilhada pelo Centro de Recuperação e Investigação de Animais Selvagens (RIAS), código de uma letra e três números numa anilha preta (à direita).	52
Anexo 8. Variação das descargas de pesca (apresentado em toneladas), no Algarve, em relação à média dos anos "normais" (de 2014 a 2019) num período de 8 anos e meio (de 2014 a 2022).	52
Anexo 9. Variação do número de hóspedes (apresentado em milhares), no Algarve, em relação à média dos anos "normais" (de 2018 a 2019) num período de 4 anos e meio (de 2018 a 2022).	53
Anexo 10. Número de observações de anilhas por cada subsídio alimentar antropogénico encontrado nos históricos dos 236 indivíduos de gaivota-de-patas-amarelas observados no âmbito do projeto.	54

Lista de Siglas

PAFS - Subsídios Alimentares Antropogénicos Previsíveis (*Predictable anthropogenic food subsidies*)

AIC - Critério de Informação de Akaike (*Akaike Information Criterion*)

RIAS - Centro de Recuperação e Investigação de Animais Selvagens

MISI - Índice de Especialização individual multidimensional (*Multidimensional Individual Specialisation Index*)

1. Introdução

1.1. Subsídios alimentares antropogénicos previsíveis

Desde as sociedades dos caçadores-recoletores, o Homem tem, inconscientemente, facilitado a aquisição de alimento por parte de espécies oportunistas, o que se agravou com o aparecimento da agricultura e com a revolução industrial (Oro et al. 2013). Atualmente, continuam a ser providenciados excedentes a grande escala, gerados pelas atividades antropogénicas, os designados subsídios alimentares antropogénicos previsíveis ou PAFS (*Predictable anthropogenic food subsidies*) (Carmona et al. 2021; Oro et al. 2013; Real et al. 2017).

Contrariamente aos recursos naturais, de índole efémera e irregularmente distribuídos (Weimerskirch 2007; Yoda et al. 2012), estas fontes são de fácil acesso, abundantes e previsíveis no tempo e no espaço (Oro et al. 2013). Os PAFS podem ser disponibilizados de forma intencional (como a alimentação de aves nos parques ou as estações de atração de espécies para a caça e para o turismo) ou involuntária (por exemplo, os materiais depositados em aterro, os desperdícios agrícolas e de pesca ou as carcaças de caça) (Oro et al. 2013).

Os animais que aproveitam este tipo de recursos são geralmente oportunistas, carnívoros ou necrófagos de médio a grande porte e ocupam níveis tróficos relativamente altos. São exemplos os ratos, pombos, gaivotas e raposas (Oro et al. 2013). Os PAFS não só atraem diferencialmente as várias espécies, como também são explorados de forma distinta por populações da mesma espécie, conforme a disponibilidade local de presas naturais e as técnicas alimentares transmitidas entre gerações. Dependendo da idade, do género e da personalidade, é possível que surjam, ainda, discrepâncias no uso dos subsídios ao nível individual (Oro et al. 2013). O uso destes recursos previsíveis permite minimizar os gastos energéticos, dado que resulta na obtenção quase certa de alimento (Duhem et al. 2003; Oro et al. 2013).

De facto, a disponibilidade alimentar é um fator limitante para a sobrevivência e para o sucesso reprodutor dos indivíduos (Pons and Migot 1995). A curto termo, a previsibilidade dos recursos antropogénicos e a consequente diminuição do tempo de procura promovem um aumento da condição corporal, da sobrevivência e da fertilidade (Duhem et al. 2003; Oro et al. 2013; Ouled-cheikh et al. 2021; Payo-Payo et al. 2015; Veríssimo 2018). Os subsídios aumentam a capacidade de carga do habitat, através de uma maior disponibilidade dos recursos (Duhem et al. 2008; Ramos et al. 2009; Veríssimo 2018). A atenuação das pressões seletivas, nomeadamente da competição intraespecífica, associada à abundância de alimento, permite uma sobreposição dos nichos tróficos de várias espécies (Calado et al. 2018; González-Solís et al. 1997). Os PAFS podem, ainda, conferir resiliência a perturbações antropogénicas e sustentar as populações em períodos de escassez de alimento provocados, por exemplo, por eventos meteorológicos extremos (Oro et al. 2013). Estas fontes podem favorecer a sobrevivência de imaturos ou, mesmo, de indivíduos com malformações e feridas, através da diminuição da competição com conspecíficos dominantes (Carmona et al. 2021; Oro et al. 2013). O relaxamento da competição, em conjunto com o aumento da capacidade de carga e a sobrevivência de indivíduos subótimos, permite o crescimento populacional de espécies oportunistas (Oro et al. 2013; Ouled-cheikh et al. 2021; Payo-Payo et al. 2015; Veríssimo 2018) através da redução da dispersão, da mortalidade e do aumento da imigração (Carmona et al. 2021). Esta expansão populacional traduz-se, por sua vez, num acréscimo da dominância de algumas espécies e da predação, alterando as dinâmicas tróficas e afetando a abundância de espécies não-dominantes ou de presas. Assim, haverá uma maior probabilidade de uma população se extinguir, resultando numa perda de diversidade (Oro et al. 2013).

Os animais oportunistas que recorrem às fontes de alimento antropogénico têm a capacidade de adaptar o seu comportamento e a sua dieta à disponibilidade destes recursos (Ouled-cheikh et al. 2021; Spelt et al. 2021; Veríssimo 2018; Yoda et al. 2012). As atividades antropogénicas seguem um padrão temporal regular, repetindo-se numa escala previsível introduzida pelo Homem, como a semana ou o dia de trabalho (Oro et al. 2013; Spelt et al. 2021). A atividade piscatória, por exemplo, é mais intensa nos dias de semana, enquanto a descarga de lixo em aterro se concentra durante a manhã (González-Solís et al. 1997; Matos et al. 2018; Silva 2021). Em resposta às oscilações da disponibilidade alimentar, o comportamento dos indivíduos passa a reger-se por estas escalas, fazendo com que se concentrem nos PAFS durante os momentos de maior atividade (Spelt et al. 2021; Yoda et al. 2012).

Os centros urbanos e áreas limítrofes atraem espécies oportunistas por oferecerem uma grande variedade de subsídios alimentares (Oro et al. 2013), bem como, temperaturas amenas, um menor impacto da seca devido à irrigação e uma reduzida predação (Carmona et al. 2021; Spelt et al. 2021). A concentração de animais nestes locais gera conflitos com o Homem, uma vez que podem interagir com as suas atividades (Bosch et al. 2000; Carmona et al. 2021; Real et al. 2017), e criar problemas de saúde pública (Bosch et al. 2000; Carmona et al. 2021; Payo-Payo et al. 2015; Real et al. 2017). Estas espécies causam frequentemente perturbações nas operações comerciais, nos aeroportos, na pesca e na agricultura, provocam danos em estruturas urbanas (Bosch et al. 2000; Ramos et al. 2009) e contribuem para o aumento do ruído (Carmona et al. 2021). A concentração de animais em aterros e locais turísticos também promove a sua exposição a agentes patogénicos (Navarro et al. 2019; Soares 2014), o que pode levar à transmissão de doenças para os humanos ou para espécies simpátricas, através da contaminação de fontes de água ou de alimento (Navarro et al. 2019).

Por outro lado, a exploração de centros urbanos e a alimentação em PAFS por parte de espécies oportunistas acarreta riscos para as mesmas, como a exposição a contaminantes ou a agentes infecciosos, a predação por invasores e, no caso das aves, a colisão com infraestruturas humanas e a electrocução (Bosch et al. 2000; Garcês et al. 2019; Sorais et al. 2020). As grandes concentrações de indivíduos provocadas pela abundância de alimento podem causar, ainda, uma maior pressão competitiva no local e, conseqüentemente, maior risco de danos resultantes de interações agressivas (Yoda et al. 2012).

1.1.1. Tipos de PAFS

Entre os principais subsídios de alimento antropogénico incluem-se os resíduos orgânicos dos aterros, as rejeições de pesca que podem ser obtidas nos barcos ou nos portos de pesca e os desperdícios provenientes da atividade agrícola (Oro et al. 2013; Ouled-cheikh et al. 2021). Todos estes são abundantes e disponibilizados de forma involuntária, contudo os resíduos das colheitas favorecem indivíduos de níveis tróficos mais baixos e não têm uma importância global, ao contrário dos restantes (Oro et al. 2013). Os materiais de aterro e as rejeições são ambos renovados diariamente, contudo os primeiros são mais abundantes e previsíveis (Duhem et al. 2008(Oro et al. 2013)).

Os aterros promovem a concentração de grandes grupos de animais oportunistas e necrófagos, o que suscita problemas socioeconómicos, sanitários e ecológicos (Egunez et al. 2018; Jordi et al. 2014). Nestes locais, a alimentação é constituída principalmente por material orgânico, como restos de carne, porém, a probabilidade de ingestão de material inorgânico, como plástico e vidro, é elevada (Alonso et al. 2015; Ceia et al. 2014; Duhem et al. 2005; Lopes et al. 2021). O plástico é um material de longa duração que apresenta várias formas e cores, podendo ser confundido com alimento e ingerido acidentalmente (Nicastro et al. 2018). A interação dos animais com este tipo de material, muitas vezes, provoca ferimentos internos e externos, envenenamento e obstrução do seu sistema digestivo, afetando a correta assimilação de nutrientes (Lopes et al. 2020, 2021). Se estes objetos forem fornecidos às crias,

podem mesmo afetar o seu crescimento e a sua condição corporal (Lopes et al. 2021). Por outro lado, é possível que o plástico seja incorporado na construção de ninhos ou que se emaranhe em volta do animal, restringindo os seus movimentos (Lopes et al. 2020; Nicastro et al. 2018). Nos aterros, a probabilidade dos animais contactarem com contaminantes, venenos ou agentes infecciosos é elevada (Lopes et al. 2021; Sorais et al. 2020). No entanto, no caso de algumas aves marinhas, a regurgitação permite expelir a maioria das toxinas e materiais inorgânicos ingeridos (Lopes et al. 2021).

Apesar dos riscos associados à exploração deste tipo de PAFS, os aterros constituem uma fonte de alimento abundante, previsível e de elevado conteúdo energético (Duhem et al. 2005, 2008). Contribuem, assim, de forma positiva para a sobrevivência individual e para o sucesso reprodutor, favorecendo o crescimento populacional das espécies que os usam (Arizaga et al. 2014; Lopes et al. 2021).

Nos países em desenvolvimento atingem-se grandes densidades populacionais nas zonas urbanas, o que implica a construção de várias lixeiras. Estas estruturas, ao contrário dos aterros, não são cobertas nem geridas, pelo que é rara a implementação de medidas de controlo da proliferação de espécies (Oro et al. 2013). Nos países desenvolvidos, o desperdício alimentar é maior, mas foram criadas leis com o objetivo de limitar o acesso aos aterros por parte de animais oportunistas (Oro et al. 2013), como por exemplo a cobertura diária de cada descarga de lixo com uma camada de terra (Duhem et al. 2005, 2008). Contudo, a disponibilidade de alimento em aterro depende fortemente da sua gestão (Duhem et al. 2005). Por outro lado, as máquinas de compactação, em funcionamento quase contínuo, representam uma fonte de stress para os animais (Sorais et al. 2020).

As rejeições de pesca correspondem ao pescado que é devolvido ao mar após a sua captura por não obedecer a certos parâmetros, por exemplo, se forem espécies protegidas ou de baixo valor comercial ou, ainda, se forem ultrapassadas as quotas fixadas (Hudson and Furness 1988; Veríssimo 2018). Este recurso representa cerca de 8% do peixe capturado em todo o mundo (Bicknell et al. 2013). O peixe é devolvido ao mar morto, num estado moribundo ou sob grande stress, tornando-se uma presa fácil para animais oportunistas (Veríssimo 2018). Assim, as rejeições minimizam o gasto energético de procura dos seus consumidores, podendo melhorar indiretamente a sua condição corporal e sucesso reprodutor (Veríssimo 2018).

Como já foi referido, as rejeições da pesca são menos previsíveis do que os materiais de aterro, porque a saída de barcos está sujeita às condições meteorológicas (González-Solís et al. 1997; Matos et al. 2018). A proporção do peixe rejeitado varia conforme a procura comercial, a composição do pescado e o tipo de técnica empregada (Hudson and Furness 1988; Matos et al. 2018). Por vezes, a pesca disponibiliza uma maior variedade de alimentos do que aquela que está naturalmente acessível aos animais, por exemplo, presas de grande tamanho ou espécies bentónicas que as aves marinhas não conseguiriam pescar (Furness 2014; Matos et al. 2018). Este recurso modifica as dinâmicas tróficas, promovendo, por exemplo, o crescimento demográfico de espécies de elevados níveis tróficos, exacerbando a predação de espécies mais vulneráveis, como acontece com a orca (*Orcinus orca*) e o leão-marinho-de-steller (*Eumetopias jubatus*) (Oro et al. 2013).

A atividade de pesca acarreta várias consequências para a fauna (Furness 2014; Veríssimo 2018), nomeadamente:

- O declínio dos stocks das espécies marinhas que influencia a disponibilidade alimentar e leva a consequentes alterações da rede trófica (Bicknell et al. 2013; Furness 2014; Veríssimo 2018). Do ponto de vista das espécies que exploram recursos marinhos, a pesca pode atuar como um competidor, através da captura das suas presas naturais, ou pode ser benéfica ao

remover predadores e espécies que ocupam o mesmo nicho trófico (Burthe et al. 2014; Veríssimo 2018). Por exemplo, os pequenos peixes pelágicos, muito explorados por um vasto número de aves, são também os mais pescados pelas frotas comerciais (Furness 2014);

- A destruição do substrato por arrasto que deixa estas comunidades mais vulneráveis à predação devido à perda de habitat (Veríssimo 2018);
- A captura acessória (*bycatch*) de espécies que não são alvo da pesca. Esta é particularmente elevada quando se usam redes de nylon quase impercetíveis ou técnicas de palangre em que os animais são atraídos pelo isco nos anzóis (Calado et al. 2021; Furness 2014). A captura acessória é uma ameaça que parece afetar mais indivíduos jovens e inexperientes (Furness 2014).

A interação com pressões antropogénicas, como a poluição, a introdução de predadores ou as alterações climáticas, pode agravar as consequências da pesca, chegando a afetar espécies com grande resiliência e capacidade adaptativa (Burthe et al. 2014).

Em Portugal, praticam-se quatro tipos de pesca, a polivalente (usando palangres, redes de emalhar e armadilhas de pesca), o cerco e, menos frequentemente, o arrasto e a pesca lúdica (Calado et al. 2021; Matos et al. 2018). O tipo de pesca que gera mais rejeições é o arrasto (Real et al. 2017), pelo que, em conjunto com os palangres, tem uma elevada probabilidade de capturar acidentalmente aves marinhas (Calado et al. 2021; Furness 2014; Matos et al. 2018). O cerco, por sua vez, atrai muitas aves marinhas dado que concentra as suas presas preferenciais, peixes pelágicos, e facilita a sua captura (Calado et al. 2021; Veríssimo 2018).

1.2. Gaivota-de-patas-amarelas

As aves marinhas são um objeto de estudo ideal para analisar o efeito da disponibilidade alimentar nos PAFS em animais oportunistas (Payo-Payo et al. 2015). São um grupo relativamente fácil de monitorizar, dado que se concentram em locais de reprodução e de alimentação, são capazes de adaptar o seu comportamento e parâmetros demográficos à disponibilidade dos recursos e algumas espécies já foram bem estudadas (Mendes 2017; Veríssimo 2018).

O género *Larus* distingue-se pela sua plasticidade e comportamento generalista, podendo alternar entre várias estratégias de procura conforme a disponibilidade alimentar (Ceia et al. 2014; Ouled-cheikh et al. 2021).

A gaivota-de-patas-amarelas (*Larus michahellis*, (Naumann, JF, 1840)), pode alcançar 140 cm de envergadura e 1,5 kg de peso (Veríssimo 2018). Caracteriza-se por ter uma grande longevidade, uma maturação sexual tardia e uma baixa fecundidade, ou seja, apresenta uma estratégia K (Furness 2014; Veríssimo 2018). Além disso, é conhecida por ser oportunista, generalista e pela sua grande capacidade adaptativa que lhe permite explorar fontes de alimento antropogénico, nomeadamente, desperdícios de pesca e de aterros (Ceia et al. 2014; Matos et al. 2018; Mendes 2017). Estas características contribuíram para os crescimentos populacionais observados nas últimas décadas, em vários locais da Europa (Ceia et al. 2014; Duhem et al. 2003, 2005; Ouled-cheikh et al. 2021; Veríssimo 2018) e para torná-la numa das espécies de gaivotas mais abundantes (Egunez et al. 2018). O crescimento populacional parece ter sido promovido também pela diminuição da perseguição humana (Alonso et al. 2015; Furness 2014; Hudson and Furness 1988) e pelas ações de conservação da espécie ou dos seus habitats (Duhem et al. 2008).

Esta espécie distribui-se pela bacia do Mediterrâneo, nomeadamente, pela Europa do Sul e África do Norte, onde é residente e nidificante (Alonso et al. 2015; Payo-Payo et al. 2015). O seu habitat

natural são ilhas ou áreas costeiras, contudo, adaptam-se bem à vida em meio urbano e podem construir ninhos em telhados, por exemplo (Lopes et al. 2021). Conhecem-se três subespécies da gaivota-de-patas-amarelas, a *Larus michahellis atlantis* que é comum nas ilhas da Macaronésia, a *Larus michahellis michahellis* que ocorre no Mediterrâneo e a *Larus michahellis lusitanicus*, da costa ibérica atlântica (Galarza et al. 2012). Enquanto a última é maioritariamente residente, raramente dispersando a mais do que 60 km a partir da sua colónia natal, a segunda faz migrações parciais no inverno (Galarza et al. 2012; Jordi et al. 2014).

Durante a época de reprodução, os adultos tendem a concentrar-se nas colónias e procuram alimento num raio máximo de 50 km, visto estarem constrangidos pelos cuidados aos ovos e às crias (Duhem et al. 2005; Veríssimo 2018; Weimerskirch 2007). Esta limitação de movimento facilita a sua monitorização, razão pela qual a maioria dos estudos se realiza nesta época (Calado et al. 2018).

1.2.1. Dieta

Enquanto espécie generalista e oportunista, a gaivota-de-patas-amarelas tem uma dieta variada, alimentando-se tanto de recursos marinhos (peixe, crustáceos ou moluscos), como terrestres (répteis, pequenos mamíferos, invertebrados ou ovos) ou mesmo de recursos antropogénicos (Ceia et al. 2014; Lopes et al. 2021; Mendes 2017; Matos et al. 2018). Além disso, estes animais podem predar aves marinhas de menor tamanho (Matias and Catry 2010; Mendes 2017; Veríssimo 2018) e representar grandes competidores para outras espécies, por exemplo, através do cleptoparasitismo (Mendes 2017; Ramos et al. 2009). A gaivota-de-patas-amarelas tem a capacidade de alterar os seus padrões de distribuição ou de atividade para explorar ao máximo um recurso previsível e abundante (Yoda et al. 2012). Assim, a sua dieta flexível varia no tempo e no espaço conforme a disponibilidade de alimento na região (Arizaga et al. 2013; Mendes 2017).

Na Península Ibérica, a atividade de pesca varia ao longo do ano e a época reprodutiva destas gaivotas corresponde à altura de maior disponibilidade de peixe (Arizaga et al. 2013; Veríssimo 2018). No inverno, as gaivotas-de-patas-amarelas complementam a sua alimentação, constituída principalmente por rejeições de pesca, com outros recursos (Arizaga et al. 2013). Assim, a dieta destas gaivotas é geralmente mais diversa durante este período, incluindo presas terrestres como invertebrados ou materiais provenientes de aterros (Mendes et al. 2018; Ouled-cheikh et al. 2021; Veríssimo 2018), sobretudo se a produtividade marinha for baixa devido à imprevisibilidade do clima (Duhem et al. 2003; Mendes et al. 2018).

Durante a época pré-reprodutiva, as fêmeas têm elevadas necessidades energéticas e nutritivas, sendo os crustáceos importantes fontes de cálcio para a formação da casca do ovo e para o desenvolvimento ósseo das crias (Alonso et al. 2015; Veríssimo 2018). Durante a época de reprodução, os adultos tendem a adotar uma dieta generalista, optando por se alimentar perto da colónia, de modo a minimizar a probabilidade de predação da sua descendência (Alonso et al. 2015; Mendes et al. 2018; Veríssimo 2018). No entanto, a gaivota-de-patas-amarelas prefere fornecer às suas crias alimento com grande teor energético, mais nutritivo, fácil de engolir e de digerir (Alonso et al. 2015; Mendes et al. 2018), como peixe (Veríssimo 2018). O peixe pelágico permite um crescimento mais rápido das crias, dada a sua elevada densidade energética e teor de gordura insaturada (Golet et al. 2000; Ouled-cheikh et al. 2021), além de fornecer aminoácidos importantes para a formação do ovo (Ouled-cheikh et al. 2021). Contudo, em locais de grande abundância alimentar, por exemplo, no Golfo da Biscaia, os adultos mantêm uma dieta rica, semelhante à da sua progenitura (Arizaga et al. 2013). Materiais de aterro ou presas terrestres podem ter maior ou menor importância na dieta das crias conforme a disponibilidade e a acessibilidade dos recursos na região (Duhem et al. 2005; Ramos et al. 2009a). Após o período

reprodutor, os adultos têm maiores necessidades energéticas, pelo que investem mais na procura de alimento que as satisfaça (Ouled-cheikh et al. 2021). O consumo de recursos antropogénicos de elevado teor energético e gordura pode ser vantajoso (Mendes 2017), porque, ao contrário dos recursos naturais, não limitam a capacidade reprodutiva das gaivotas e permitem um crescimento rápido (Real et al. 2017).

Para além das diferenças acima descritas, podem ocorrer variações da dieta dentro da mesma população, relacionadas não só com variações morfológicas, com idades ou sexos distintos, mas também com características individuais (Bolnick et al. 2003; Ceia and Ramos 2015). Numa população, os indivíduos podem adotar estratégias de procura mais generalistas ou especialistas (Bolnick et al. 2003; Ceia and Ramos 2015). A especialização individual caracteriza-se por um nicho ecológico mais estreito do que o da população e consistente a longo-termo (Bolnick et al. 2003; Ceia and Ramos 2015). A preferência alimentar tem como objetivo maximizar a eficiência de procura e, consequentemente, a *fitness*, dependendo de fatores intrínsecos, como a experiência do indivíduo, e extrínsecos, como a facilidade de acesso e a qualidade do recurso (Bolnick et al. 2003; Golet et al. 2000). Assim, a especialização é vantajosa visto permitir a captura de presas de maior qualidade e implicar menores custos, por exemplo uma menor competição intraespecífica (Bolnick et al. 2003; Ceia and Ramos 2015; Golet et al. 2000). No entanto, a especialização pode ter uma duração mais curta, por exemplo, durante o período de reprodução, devido aos constrangimentos que este acarreta (Ceia et al. 2014). Por sua vez, os indivíduos generalistas necessitam conhecer as distribuições e densidades de um vasto número de presas, logo têm uma menor eficiência que os especialistas (Bolnick et al. 2003; Golet et al. 2000). A existência de uma variação intrapopulacional da dieta permite manter a capacidade de resposta às alterações ambientais, bem como o potencial de especiação adaptativa (Bolnick et al. 2003; Ceia and Ramos 2015).

A elevada previsibilidade dos recursos faz com que os indivíduos adotem uma estratégia de procura rápida, baseada em experiências anteriores, promovendo uma maior fidelidade ao local de alimentação (Weimerskirch 2007). Estes animais podem, ainda, aplicar a técnica de “sentar-e-esperar” (“*sit-and-wait*”) entre eventos em locais produtivos, como os PAFS, para conservar energia e tempo de procura (Cama et al. 2012; Spelt et al. 2021).

1.2.2. Reprodução e período de imaturidade das crias

Na costa Mediterrânea, a maioria dos casais de gaivota-de-patas-amarelas nidifica em zonas costeiras com pouca vegetação (Duhem et al. 2008), no entanto, também são capazes de colonizar habitats mais afastados da costa, como estuários ou urbanizações (Mendes 2017). O local de nidificação é escolhido com base na experiência individual ou na presença de conspecíficos (Duhem et al. 2008). Grandes colónias intensificam a competição entre conspecíficos, por esse motivo, o aumento da densidade de gaivotas favorece a criação de uma nova colónia nas imediações (Duhem et al. 2008).

O período de reprodução desta espécie decorre, geralmente, entre março e junho, podendo variar entre as várias colónias (Veríssimo 2018). As posturas têm uma média de três ovos (Mendes 2017; Veríssimo 2018) e a incubação dura cerca de 30 dias (Mendes 2017; Veríssimo 2018). Os cuidados aos ovos e às crias são prestados, geralmente, pelos dois progenitores (Spaans 2002) e as crias tornam-se independentes entre os 35 a 40 dias de vida (Mendes 2017; Veríssimo 2018).

A maturação sexual da gaivota-de-patas-amarelas é tardia, por isso, até aos três anos de idade mantém características morfológicas de imaturo facilmente identificáveis, como uma plumagem acastanhada (Carmona et al. 2021; Cristol et al. 2017). O período de imaturidade caracteriza-se por uma menor eficiência na obtenção de alimento devido à falta de experiência, uma maior mortalidade e uma exclusão das áreas favoráveis causada pela dominância competitiva dos adultos (Cristol et al. 2017;

Franks and Thorogood 2018; Galarza et al. 2012). O menor sucesso na obtenção de alimento por parte dos imaturos justifica-se tanto pela sua inexperiência, como pelo seu desenvolvimento musculoesquelético e neurológico incompleto (Grissac et al. 2017). Assim, para assegurarem a sua sobrevivência, as aves mais jovens dependem inicialmente das suas capacidades inatas, da sua rápida aprendizagem e das reservas acumuladas durante o seu desenvolvimento no ninho (Grissac et al. 2017). O ganho de eficiência é gradual e sujeito a aprendizagem, por observação das técnicas e locais usados por indivíduos adultos ou por tentativa e erro (Cristol et al. 2017). No entanto, como os adultos dominam sobre as aves mais jovens, estas tendem a evitar consumir as mesmas presas para reduzir a competição (Carmona et al. 2021).

Os imaturos são mais flexíveis na procura de alimento do que os adultos, o que lhes confere uma vantagem adaptativa num cenário de alteração da distribuição e da abundância dos recursos (Franks and Thorogood 2018). Enquanto as aves adultas se baseiam em experiências passadas, as mais jovens possuem uma visão atualizada das fontes e tipos de alimento existentes em redor da colónia, o que lhes permite uma rápida alteração do seu comportamento (Franks and Thorogood 2018).

1.2.3. Problemática do crescimento populacional e soluções

Por vezes, a localização e o número de fontes de alimento antropogénico dita a escolha do local de nidificação, a distribuição das populações de aves marinhas e a sua dieta (Duhem et al. 2008). Quanto maior a disponibilidade de recursos antropogénicos de fácil acesso, maior será o sucesso reprodutor e menor a mortalidade juvenil e a emigração (Duhem et al. 2008). Devido à sua capacidade de explorar os PAFS, nas últimas décadas, algumas das populações da gaivota-de-patas-amarelas da costa mediterrânica têm-se expandido a uma taxa de quase 10% por ano (Ceia et al. 2014; Duhem et al. 2003, 2008; Ramos et al. 2009a, b). Por isso, esta espécie tornou-se numa das gaivotas mais abundantes da Europa (Egunez et al. 2018; Jordi et al. 2014). Este crescimento exponencial tende a abrandar quando o tamanho populacional se aproxima da nova capacidade de carga do ambiente criada pela introdução dos PAFS (Duhem et al. 2008).

A expansão desta gaivota, associada à exploração de recursos antropogénicos, tem intensificado conflitos com o Homem e com as suas atividades, bem como, a predação e perturbação de espécies vulneráveis (Ramos et al. 2009a, b). Para mitigar o crescimento populacional em meio urbano, é comum o uso de estruturas que impedem a construção de ninhos (Carmona et al. 2021). No entanto, estas e outras medidas de controlo, que incluem espantar os animais da colónia (usando sons de alarme ou de predadores) ou alterar o habitat de nidificação (ocupar estes terrenos com agricultura, por exemplo) têm-se mostrado ineficazes (Bosch et al. 2000; Thomas 1972).

Foram realizadas campanhas pontuais de envenenamento de indivíduos adultos ou de destruição dos ovos, para impedir a multiplicação das populações (Alonso et al. 2015; Bosch et al. 2000; Payo-Payo et al. 2015; Thomas 1972). A redução do sucesso reprodutor tem um menor impacto no tamanho populacional de espécies de vida longa, do que as ações que investem na mortalidade dos adultos (Furness 2014). As populações são, geralmente, resilientes à eliminação das posturas, porque a grande disponibilidade de alimento, em conjunto com a redução da densidade e da competição promovem a imigração, a fertilidade e a maturação sexual precoce (Bosch et al. 2000; Payo-Payo et al. 2015). Por outro lado, a eliminação é uma perturbação que pode motivar a emigração, sem, por isso, resultar num decréscimo da metapopulação (Bosch et al. 2000). Estas medidas são, de modo geral, ineficientes por atuarem sobre as consequências do crescimento populacional, e não sobre a causa principal, ou seja, na sobreabundância alimentar (Arizaga et al. 2013; Payo-Payo et al. 2015). As gaivotas-de-patas-amarelas

das Berlengas são o único caso conhecido, até à data, em que a eliminação de adultos e de ninhadas reduziu eficazmente a população nidificante (Alonso et al. 2015; Silva 2021).

A melhor solução para impedir a multiplicação desmesurada das populações seria a redução da disponibilidade de alimento nos principais PAFS (Bosch et al. 2000). No caso dos aterros, esta pode ser alcançada através da cobertura diária do lixo (Ouled-cheikh et al. 2021), da construção de incineradores ou mesmo do seu fecho (Arizaga et al. 2014; Duhem et al. 2008; Pons and Migot 1995). A Diretiva Aterros (1999/31/CE) é uma política ambiental europeia que tem como objetivo diminuir a quantidade de resíduos urbanos depositados em aterro, para impedir os impactos negativos destes no ecossistema e na saúde humana (Euro-lex 2022; European Commission 2022a). Por outro lado, a reforma que obriga à descarga do peixe rejeitado em lota (2013/C 353 E/13) procura mitigar os efeitos das rejeições de pesca na fauna, aproveitando-as, por exemplo, para rações de animais e produtos farmacêuticos (European Commission 2022b; Veríssimo 2018).

Para reduzir eficazmente o tamanho populacional de espécies abundantes, alguns autores defendem que a implementação das medidas deve ser abrupta, de longa duração (de modo a reduzir o número de imaturos para recrutamento) e devem ser aplicadas em todos os PAFS da região (Furness 2014; Payo-Payo et al. 2015; Ramos et al. 2009a). Contudo, é necessário estudar a resposta das populações à restrição de disponibilidade alimentar para se poderem aplicar este tipo de medidas. Por isso, vários estudos já compararam os efeitos de diferentes abundâncias de alimento antropogénico no comportamento e dieta de gaivotas-de-patas-amarelas, analisando os impactos do fecho de uma das estruturas, da aplicação de técnicas de afugentamento (Arizaga et al. 2014; Real et al. 2017) e de suspensões periódicas (Oro et al. 1995).

Com a implementação destas medidas ambientais e, consequente redução da disponibilidade alimentar, espera-se que:

1. A capacidade de carga do habitat e o tamanho populacional destas espécies diminuam até atingir um novo equilíbrio (Oro et al. 2013; Ramos et al. 2009a; Real et al. 2017). No entanto, pode demorar algum tempo até se notar um decréscimo do tamanho populacional porque espécies longevas sacrificam a sua fecundidade para sobreviverem (Furness 2014);
2. As populações afetadas alterem a sua dieta, consumindo uma maior diversidade de presas e aumentando a proporção de alimento de origem marinha (Duhem et al. 2003). Os recursos naturais não serão suficientes para sustentar toda a população atual e, por isso, haverá uma diminuição da condição corporal e um aumento da emigração (Furness 2014; Payo-Payo et al. 2015; Real et al. 2017). Além disso, como os recursos se tornarão mais imprevisíveis, os indivíduos terão que percorrer distâncias maiores e, assim, despende mais energia (Arizaga et al. 2014; Payo-Payo et al. 2015). No entanto, espera-se que, inicialmente, os adultos sacrifiquem o seu sucesso reprodutor para que a sua sobrevivência não seja afetada (Furness 2014; Payo-Payo et al. 2015; Pons and Migot 1995; Real et al. 2017);
3. Haja uma maior sobreposição do nicho de espécies simpátricas, resultando num aumento da competição (Bicknell et al. 2013; González-Solís et al. 1997; Matos et al. 2018), da predação (Bicknell et al. 2013; Oro et al. 2013; Ramos et al. 2009a) e, consequentemente, do impacto sobre espécies vulneráveis, como, por exemplo, a gaivota-de-audouin, *Ichthyæetus audouinii* (Payraudeau, 1826) (Matos et al. 2018).
4. Haja uma maior pressão sobre os recursos antropogénicos que não sejam afetados pelas medidas, como desperdícios de pesca (entranchas) (Bicknell et al. 2013), lixo ou estações de alimentação voluntária. O alimento disponibilizado nas cidades será mais explorado, aumentando os conflitos com o Homem (Ouled-cheikh et al. 2021);

5. A captura acessória de espécies diminua, devido a uma menor atração aos barcos (Bicknell et al. 2013), bem como, a frequência de ferimentos, emaranhamentos e ingestão de material inorgânico nos aterros;
6. Haja uma diminuição da proporção de indivíduos especializados na exploração de PAFS, para os quais uma alteração de dieta implicará mais custos energéticos (Ceia and Ramos 2015).

Para uma máxima eficácia, as duas estratégias, redução da disponibilidade alimentar e controlo populacional, deveriam ser implementadas em conjunto (Payo-Payo et al. 2015).

1.2.4. Uso dos PAFS na Deserta

Como já foi referido, a recente explosão populacional da gaivota-de-patas-amarelas deveu-se, principalmente, ao uso regular de subsídios alimentares antropogénicos (Ramos et al. 2009a; Real et al. 2017). Cama et al. (2012) e Silva (2021) demonstraram que esta espécie é capaz de antecipar a disponibilidade dos PAFS e que a abundância de gaivotas num local é elevada antes das primeiras descargas do dia e reduzida quando não há atividades em curso. A intensidade da pesca influencia a escolha do local de alimentação e os aterros ganham maior importância fora do período reprodutor (Cama et al. 2012; Egunez et al. 2018). Matos et al. (2018) comparou a dieta de gaivota-de-patas-amarelas da Deserta entre períodos de baixa e alta atividade de pesca e concluiu que quando a disponibilidade de alimento proveniente da pesca era baixa, as gaivotas exploravam recursos marinhos naturais. No entanto, ainda não se relacionou a abundância de gaivotas em dois tipos de subsídios com a variação anual de ambos os recursos.

No Algarve, onde se insere a área de estudo deste trabalho, a atividade de pesca assume uma grande importância, graças à elevada produtividade marinha da região (Mendes et al. 2018; Veríssimo 2018). Por outro lado, só existem dois aterros na área, sendo o mais próximo relativamente distante da colónia (Silva 2021). Já foi comprovado que a população da Deserta, na Ria Formosa, aproveita as rejeições de pesca de forma consistente ao longo do ano (Mendes et al. 2018; Veríssimo 2018) e que há uma maior dependência dos aterros em períodos de baixa atividade de pesca, nomeadamente aos fins de semana (Silva 2021). No entanto, nesta região, não houve estudos que averiguassem a existência de diferenças na exploração dos PAFS por parte de imaturos e adultos, nem os fatores que determinam a preferência individual por um tipo de subsídio.

Alguns trabalhos já compararam a abundância das duas classes etárias em regiões com diferentes disponibilidades de alimento antropogénico (Galarza et al. 2012; Jordi et al. 2014). As incongruências entre os resultados destes trabalhos devem-se provavelmente às características dos locais, como a distância dos PAFS à colónia e a intensidade da atividade de pesca (Galarza et al. 2012; Jordi et al. 2014). No entanto, nenhum considerou as variações de abundância de imaturos e adultos ao longo do ano.

Finalmente, no Algarve, nunca foram testados os efeitos da implementação de várias técnicas para diminuir a acessibilidade aos subsídios alimentares por animais oportunistas, como foi já feito numa variedade de locais (Arizaga et al. 2014; Duhem et al. 2008; Payo-Payo et al. 2015).

1.3. Objetivos e hipóteses

Este trabalho teve como principal objetivo estudar os padrões anuais da exploração de vários PAFS por parte da população de gaivotas-de-patas-amarelas da ilha Deserta, na Ria Formosa. Para tal, consideraram-se três PAFS da região: o porto de Olhão, o aterro do Sotavento e o porto da Culatra. O

trabalho foi dividido em três grandes objetivos específicos, correspondentes a três situações de disponibilidade alimentar distintas: normal, reduzida a longo prazo e reduzida a curto prazo.

Primeiro, comparou-se a abundância entre adultos e imaturos ao longo do ano, tendo em conta os constrangimentos associados à época de reprodução e a variação anual da disponibilidade alimentar nos portos e no aterro.

Para perceber a influência da redução da disponibilidade de alimento antropogénico no comportamento de procura desta população analisaram-se dois eventos. Primeiro, tendo o período de amostragem abrangido um ano afetado pela pandemia de COVID-19 (julho de 2020 a junho de 2021), tentou-se perceber o efeito das suas restrições e confinamentos prolongados no comportamento alimentar da gaivota-de-patas-amarelas da Deserta. Efetuaram-se, igualmente, testes de redução da disponibilidade dos recursos de curta duração, em portos e aterros. O objetivo foi comparar as diferenças de abundância destas gaivotas entre o ano em que se realizaram os testes (2022) e um ano controlo (2021), de forma a perceber se estes foram bem-sucedidos, analisar as suas consequências no comportamento alimentar das gaivotas e a duração dos seus efeitos.

Paralelamente, a partir de observações de anilhas, tentou-se encontrar diferenças da exploração dos PAFS entre adultos e imaturos, procurando-se relações entre a idade e duas características comportamentais individuais: a fidelidade a um local de alimentação e o afastamento máximo à colónia.

2. Métodos

2.1. Local de estudo

O sistema de ilhas barreira do Parque Natural da Ria Formosa, na região do Algarve, é constituído por cinco ilhas (Barreta ou Deserta, Culatra, Armona, Cabanas e Tavira) e duas penínsulas (Ancão e Cacela) que formam uma barreira dunar que separa a lagoa do Oceano Atlântico (Ceia et al. 2010; Calado et al. 2018; Mendes et al. 2018; Veríssimo 2018). Entre estas ilhas correm sete canais naturais ou artificializados que permitem a troca de sedimentos entre os dois corpos de água e a navegação marítima (Calado et al. 2018; Ceia et al. 2010). A Ria Formosa é caracterizada por uma grande variedade de habitats onde ocorre uma grande diversidade de espécies (Mendes 2017), nomeadamente de aves.

A ilha Barreta, também denominada de Deserta, é uma ilha dunar inabitada, de 7 km de comprimento, que se encontra a cerca de 5 km da costa (Calado et al. 2018; Lopes et al. 2021; Mendes et al. 2018; Veríssimo 2018). Nela coexistem subcolónias mistas de gaivota-de-patas-amarelas e gaivota-de-asa-escura (*Larus fuscus*, Linnaeus, 1758), subcolónias de gaivota-de-audouin e de andorinha-do-mar-anã (*Sternula albifrons* (Pallas, 1764)) (Calado 1996; Mendes 2017; Silva 2021). A população de gaivota-de-audouin é substancialmente maior do que a de gaivota-de-patas-amarelas, contando atualmente com cerca de 5300 e 600 pares reprodutores, respetivamente (comentário pessoal de V. Paiva). Segundo alguns autores, era esperado que a população de gaivota-de-patas-amarelas da Deserta rondasse, atualmente, os 1500 casais (Calado et al. 2018; Lopes et al. 2021). No entanto, esta tem sofrido um decréscimo contínuo, ao longo dos últimos anos, sobretudo devido à mortalidade causada por uma doença desconhecida, denominada de síndrome parético, que provoca fraqueza, diarreia e desidratação (Soares 2014). Nesta ilha ocorrem, ainda, predadores introduzidos como gatos ferais (*Felis catus*, Linnaeus, 1758), ratos-pretos (*Rattus rattus* (Linnaeus, 1758)) e ratazanas-castanhas (*Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769)), que representam um fator de mortalidade adicional para as aves marinhas (Mendes 2017). A Culatra, por sua vez, é uma ilha habitada e com maior pressão turística (Ceia et al. 2010) que alberga uma pequena colónia de gaivota-de-patas-amarelas, gaivota-de-audouin e várias subcolónias de andorinhas-do-mar-anãs (Calado 1996).

Considerando as colónias de gaivota-de-patas-amarelas da Ria Formosa e o facto de esta espécie se afastar, em média, até 50 km da área de nidificação durante a época reprodutiva (Duhem et al. 2005; Veríssimo 2018; Weimerskirch 2007), foram escolhidas três fontes de alimento antropogénico que se encontravam neste raio a partir da ilha Deserta. O aterro do Sotavento e o porto de Olhão foram selecionados com base na sua importância para a espécie, de acordo com os resultados de dieta de Matos et al. (2018), Mendes (2017) e Veríssimo (2018) (Figura 2.1). O porto da Culatra foi selecionado com base na sua proximidade à colónia. Todos os locais foram escolhidos no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira, onde esta tese se enquadra.

2.1.1. Porto de Olhão

O porto de Olhão, o principal porto de pesca da região, encontra-se a 8 km da colónia. Anualmente recebe, em média mais de 10 mil toneladas de peixe, o que significa que há também uma grande quantidade de peixe rejeitado (Matos et al. 2018; Silva 2021). Nos dias de semana, os barcos chegam, geralmente, ao porto de Olhão a partir das 7:00, havendo disponibilidade de peixe durante todo o dia (Silva 2021). No entanto, não há saída de barcos de pesca comercial ou descargas de peixe durante o fim de semana, em dias de elevada agitação marítima ou de tempestade (Matos et al. 2018; Silva 2021).

2.1.2. Porto da Culatra

O porto da ilha da Culatra apresenta reduzida atividade de pesca e não está equipado com lota, pelo que os pescadores descarregam o pescado em Olhão (Silva 2021). Contudo, a gaivota-de-patas-amarelas é conhecida por aproveitar o peixe rejeitado durante a limpeza das redes neste local. Em alternativa, podem explorar os restos alimentares dos cafés e restaurantes na proximidade, do lixo ou caçar presas naturalmente presentes nesta ilha. As grandes concentrações de gaivota-de-patas-amarelas observadas neste local devem-se sobretudo à proximidade deste porto à colónia (5 km) (Silva 2021).

2.1.3. Aterro do Sotavento

O aterro do Sotavento, a 30 km da colónia, é o mais próximo dos dois existentes na região (Lopes et al. 2021; Silva 2021). A deposição de lixo em aterro acarreta inúmeros problemas ambientais e sanitários, por isso, este deveria ser a última opção para os resíduos urbanos (European Commission 2022a). As atividades de descarga e compactação do lixo ocorrem todos os dias, podendo haver uma redução da frequência das descargas ao fim de semana. As deposições de lixo concentram-se durante a manhã, começando por volta das 7:00, contudo continuam a existir despejos menos frequentes durante o dia (Silva 2021).



2.2. Recolha de dados

Foram usados dados recolhidos anteriormente no projeto LIFE Ilhas Barreira entre julho de 2020 e dezembro de 2021 e dados recolhidos de janeiro de 2022 a junho de 2022 já no decorrer deste trabalho (Anexo 1 e Anexo 2).

De julho de 2020 a abril de 2022, observadores experientes efetuaram contagens das aves no aterro do Sotavento, no porto da Culatra e no porto de Olhão durante dois dias por mês (um dia de semana e um dia de fim de semana). Alternou-se o horário de início das contagens para abranger tanto o período da manhã como o da tarde.

Por outro lado, durante os meses de maio e junho de 2021 e 2022, as contagens foram realizadas duas vezes por semana (uma num dia de semana e outra no fim de semana) em cada local.

Nos portos e aterro, as zonas de observação foram divididas em quadrículas de 25 por 25 metros, contudo, as metodologias foram diferentes para cada tipo de local:

- Em cada porto percorreu-se o mesmo transecto fixo com intervalos de uma hora entre contagens, no mínimo 3 vezes por dia de amostragem.
- No aterro foram escolhidos pontos de observação, consoante a localização da zona de deposição do lixo, a partir dos quais se realizaram contagens a cada hora, no mínimo 8 por dia de amostragem.

Durante as contagens, registou-se o número de todas as aves selvagens (exceto Passeriformes e Columbiformes) observado nos três locais, contudo, este trabalho focou-se apenas nos dados de gaivotas-de-patas-amarelas. Adicionalmente, foram registadas as seguintes variáveis: (1) o local de observação, (2) a quadrícula, (3) o comportamento individual (em voo, em alimentação ou pousada), (4) a idade (adulto ou imaturo), (5) a zona de operação (área de descarga dos resíduos, no aterro do Sotavento, ou do peixe capturado, no porto de Olhão), (6) a atividade (descarga de peixe ou de resíduos ou compactação) e (7) o código da anilha, se a ave estivesse marcada. Registaram-se os dados de campo num modelo construído com ajuda do software CyberTracker®, onde foram automaticamente registadas a data e a hora.

2.2.1. Alterações de disponibilidade alimentar

Durante todo o período de amostragem, ocorreram dois eventos que afetaram a disponibilidade de alimento nos locais estudados.

Primeiro, devido à pandemia COVID-19 e aos dois confinamentos que dela resultaram (de março a maio em 2020 e de janeiro a finais de março em 2021) houve uma paragem preventiva das atividades de pesca e turismo. O fecho de restaurantes e de hotéis provocou uma diminuição da geração de resíduos urbanos, da deposição de lixo em aterro e da procura de peixe (Food and Agriculture Organization 2020; Obersteiner et al. 2021). Após os confinamentos, mantiveram-se algumas restrições até meio do ano de 2021, que afetaram, em menor escala, algumas atividades antropogénicas, como o turismo e a restauração.

Por último, no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira, foram implementadas medidas de controlo temporárias nos dois tipos de PAFS estudados, durante a primeira metade de maio de 2022, quando os ovos de gaivota-de-patas-amarelas já tinham começado a eclodir. Esta ação teve como objetivo analisar o seu efeito na abundância desta espécie. No aterro do Sotavento foi usada falcoaria para espantar as gaivotas, a fim de as impedir de pousar e de se alimentar. No que diz respeito aos portos e barcos, foi

pedido aos pescadores que rejeitassem os restos da pesca de uma só vez durante a viagem ou que os trouxessem para terra. Espera-se que uma alteração da disponibilidade de recursos durante os primeiros dias de vida das crias limite o seu desenvolvimento e sobrevivência, reduzindo a produtividade da população de gaivota-de-patas-amarelas (Oro et al. 1995; Real et al. 2017).

2.3. Análise de dados

2.3.1. Variação ao longo do ano e efeito da pandemia nas gaivotas-de-patas-amarelas

Consideraram-se os dados recolhidos de julho de 2020 a abril de 2022. Para cada dia de amostragem, identificou-se o trimestre (1º: janeiro a março; 2º: abril a junho; 3º: julho a setembro e 4º: outubro a dezembro) e o ano (2020/2021 ou 2021/2022). Esta última variável permitiu dividir a amostragem num período em que as atividades de pesca e turismo foram afetadas pela pandemia COVID-19 (entre julho de 2020 e junho de 2021) e num período semelhante a uma situação normal (entre julho de 2021 e abril de 2022). O trimestre, por sua vez, serviu para quantificar a disponibilidade alimentar resultante da pesca e do aterro, bem como, para distinguir a época de reprodução da gaivota-de-patas-amarelas.

O segundo trimestre de 2022 ficou representado apenas pelo mês de abril, que corresponde ao início da época reprodutiva e às cópulas, quando os adultos ainda se podem afastar da colónia. A não inclusão deste mês representaria uma falha de informação e iria afetar a análise estatística, no entanto, este facto será tido em conta na interpretação dos resultados.

Somaram-se as contagens de gaivota-de-patas-amarelas em cada período de amostragem (equivalente a um transecto nos portos ou uma contagem no aterro), distinguindo entre imaturos e adultos, ignorando as entradas sem especificação da idade. Para o cálculo dos valores médios de indivíduos presentes em cada local, foram também incluídos os períodos em que a abundância das gaivotas-de-patas-amarelas foi zero.

Para explicar as variações na abundância desta espécie realizou-se um modelo linear generalizado (GLM) com uma distribuição binomial negativa (Anexo 3) onde se testou o efeito:

- do local de alimentação (aterro do Sotavento, porto de Olhão e porto da Culatra);
- da idade das gaivotas (adulto ou imaturo);
- da época do ano (1º trimestre, 2º trimestre, 3º trimestre e 4º trimestre);
- da pandemia COVID-19 dada pelo ano (2020/2021 e 2021/2022);
- da interação de todos os pares (Local e trimestre; Local e Idade; Local e Ano; Idade e trimestre; Idade e Ano e trimestre e Ano) e trios (Local, trimestre e Idade; Local, trimestre e Ano; Idade, trimestre e Ano; Idade, Local e Ano) de variáveis possíveis.

Usando o coeficiente V de Cramer, não se encontraram correlações entre nenhum par de variáveis selecionadas. Para a escolha do melhor modelo, teve-se em conta o menor AIC (*Akaike Information Criterion*, ou Critério de informação de Akaike) (Akaike 1978) e a menor complexidade, por exemplo, não foram incluídas interações de quatro variáveis porque o modelo seria de difícil interpretação (Anexo 4). Com base neste modelo, foram realizadas comparações *post hoc* de 1, 2 ou 3 variáveis, com valor-p ajustado pelo método de Tukey.

Os modelos foram realizados usando a função “glm.nb” do pacote “MASS” (Venables & Ripley 2002) e as comparações *post hoc* foram realizadas usando a função “emmeans” do pacote “emmeans” (Lenth

2021). Todas as análises foram realizadas em R (R Core Team 2020), versão 4.1.1, considerando um nível de significância de 0,05.

2.3.2. Quantificação da disponibilidade alimentar

A quantidade de peixe descarregado no Algarve foi usada como indicador da quantidade de peixe rejeitado (Matos et al. 2018). Reuniram-se, por isso, dados trimestrais do total de peixe descarregado nos portos do Algarve (em toneladas), correspondente à pesca de arrasto, de cerco e à pesca polivalente, durante o período de amostragem (julho 2020 a junho 2022) (DGRM 2022).

Além disso, como o turismo tem um grande efeito na geração de resíduos urbanos (Obersteiner et al. 2021), usaram-se dados trimestrais do número de hóspedes na região do Algarve (INE 2022) como representação do volume de lixo depositado no aterro da região.

2.3.3. Testes de redução de alimento

Considerando apenas os dados dos meses de maio e junho de 2021 (controlo) e 2022 (ano de testes), identificou-se o ano e a fase do teste (1-15 de maio (teste), 16-31 de maio (15 dias após o teste) e 1-30 de junho (1 mês após o teste)) a partir do dia de amostragem.

Foram ajustados aos dados dois modelos lineares generalizados com distribuição binomial negativa (Anexo 5) para explicar separadamente a variação de abundância de adultos e de imaturos:

- do Local (aterro do Sotavento, porto de Olhão e porto da Culatra);
- do ano (2021 ou 2022);
- da fase do teste (teste, 15 dias após o teste e 1 mês após o teste);
- da interação entre todos os pares (Local e Ano; Local e Fase; Ano e Fase) e trios (Local, Ano e Fase) de variáveis.

Usando o coeficiente V de Cramer, não se encontraram correlações entre nenhum par de variáveis selecionadas. Contrariamente ao modelo anterior, estes não foram escolhidos com base no menor AIC (Akaike 1978), mas com o objetivo de comparar as abundâncias nas várias fases de aplicação dos testes. Escolheu-se o mesmo tipo de modelo para as duas classes etárias, para poder analisar as mesmas variáveis e interações entre elas. Assim, apesar do modelo para os imaturos ter sido o de menor AIC, para os adultos o terceiro melhor modelo foi o selecionado (Anexo 6). Foi, novamente, usada a função “glm.nb” do pacote “MASS” (Venables & Ripley 2002) e realizaram-se comparações *post hoc* entre 1, 2 e 3 variáveis com o pacote “emmeans” (Lenth 2021). Todas as análises foram realizadas em R (R Core Team 2020), versão 4.1.1, considerando um nível de significância de 0,05.

2.3.4. Diferenças de exploração entre idades

Entre maio e junho de 2020 e 2021 foram marcados com anilhas de cor um total de 401 juvenis e 41 adultos de gaivota-de-patas-amarelas nas colónias das ilhas Deserta e Culatra (Anexo 7). Paralelamente, desde 2010, o Centro de Recuperação e Investigação de Animais Selvagens (RIAS), localizado em Olhão, tem vindo a anilhar as gaivotas-de-patas-amarelas libertadas após a sua recuperação (European Colour-Ring Birding 2022) (Anexo 7). Posteriormente, reuniram-se os históricos das gaivotas das quais foi possível registar o código das anilhas durante o período de amostragem de julho de 2020 a junho de 2022.

2.3.4.1. Fidelidade

Partindo dos dados das observações de gaivota-de-patas-amarelas anilhadas no período de amostragem, resumiram-se as frequências de observação de cada indivíduo em todos os PAFS, distinguindo entre a fase de imaturo (até aos 3 anos de idade) e a de adulto. Assumiu-se que a escolha do local de alimentação numa fase é independente da preferência na outra, dado que ambas estão sujeitas a diferentes constrangimentos.

Criou-se, ainda, um índice que traduz o grau de fidelidade de cada indivíduo na fase de imaturo ou de adulto, dado por:

$$2.1. \left(1 - \frac{n^{\circ} \text{ PAFS visitados indivíduo}}{n^{\circ} \text{ PAFS visitados população}}\right) + \frac{n^{\circ} \text{ observações PAFS preferido indivíduo}}{n^{\circ} \text{ total observações PAFS indivíduo}}$$

A primeira parte do índice baseia-se no MISI (*Multidimensional Individual Specialisation Index*- Índice de Especialização individual multidimensional), que permite calcular a especialização através da comparação da largura do nicho individual com a do nicho populacional (Bonnet-Lebrun et al. 2018). Partindo do pressuposto que o número de PAFS visitados pelo indivíduo (*n° PAFS visitados indivíduo*) traduz o seu nicho alimentar e que o número de PAFS visitado pela população (*n° PAFS visitados população*) traduz o nicho da mesma, quanto menos locais o indivíduo visitar, maior será o valor do índice e a preferência por um local. A segunda parte da equação, baseia-se no índice de Shannon, que permite calcular a especialização a partir do tempo passado num local de alimentação (Van Donk et al. 2020). Este segundo parâmetro, ao contrário do primeiro, tem em conta o número de observações na fonte de alimento antropogénico preferida pelo indivíduo, que traduz a sua fidelidade a um local. Van Donk et al. (2020), usaram dados de transmissores GPS, e como, neste trabalho, o número de observações por indivíduo não foi constante, o tempo passado num local foi dado pelo número de observações no PAF preferido (*n° observações PAFS preferido indivíduo*) ponderado pelo total de observações do mesmo indivíduo (*n° total observações PAFS indivíduo*). Neste caso, o índice toma valores entre 0,07 e 1,93, já que o número de subsídios visitados pela população foi 14, e quanto mais elevado o valor, maior será a preferência individual ao local considerado.

Para a análise estatística usaram-se apenas os dados dos indivíduos que, numa das fases do seu desenvolvimento (imaturo ou adulto), tinham, pelo menos, três observações. Assim, consideraram-se apenas dados de 24 gaivotas adultas e 50 imaturas.

Devido ao reduzido número de amostras de adultos, aplicou-se aos dados um teste de hipóteses a partir de *bootstrap* para aumentar a sua fiabilidade e para comparar o índice de fidelidade entre adultos e imaturos. Consideraram-se os imaturos como o grupo controlo, porque de acordo com Franks and Thorogood (2018) e Votier et al. (2017), as aves mais jovens têm uma grande capacidade exploratória, pelo que não costumam ser fiéis a um local. Usando o pacote “boot” (Canty & Ripley 2021) e o tamanho de amostra original, realizou-se um *bootstrap* das diferenças do índice de fidelidade entre as duas classes etárias e repetiu-se o processo 1000 vezes. Finalmente calcularam-se os intervalos de confiança a 95% para a estimativa desta diferença.

2.3.4.2. Distância em relação à colónia

Contrariamente ao ponto anterior, usaram-se os dados de indivíduos anilhados na Deserta com pelo menos uma observação no seu histórico, um total de 209 anilhas, e dos 27 indivíduos anilhados no RIAS. Como anteriormente, distinguiu-se entre a fase de adulto e de imaturo e para cada gaivota anilhada foi calculada a distância máxima percorrida.

Recorreu-se também a um teste de hipóteses baseado num *bootstrap*, comparando o afastamento máximo entre as duas classes etárias. Usando o pacote “boot” (Canty & Ripley 2021) e o tamanho original da amostra realizou-se um *bootstrap* das diferenças da distância máxima percorrida entre as duas idades e repetiu-se o processo 1000 vezes. Calcularam-se os intervalos de confiança a 95% para a estimativa desta diferença. Todas as análises foram realizadas em R (R Core Team 2020), versão 4.1.1.

3. Resultados

3.1. Variação da abundância de gaivotas-de-patas-amarelas ao longo do ano

Considerando o período de amostragem de julho de 2020 a abril de 2022, contaram-se 38 784 gaivotas-de-patas-amarelas, das quais 24 757 eram adultas e 14 027 imaturas. Além disso, foram observados 14 521 indivíduos no aterro, 13 491 no porto da Culatra e 10 772 em Olhão. Foram realizados 618 períodos de amostragem, no total, mas o esforço de amostragem nos três locais não foi homogêneo: 333 períodos no aterro do Sotavento, 144 no porto de Olhão e 141 na Culatra. No Anexo 1, estão apresentados os períodos divididos por trimestres e locais.

Com base no modelo estatístico, os padrões da abundância de gaivotas-de-patas-amarelas observados de julho de 2020 a abril de 2022 parecem ser explicados pela idade, local, trimestre (que representa a variação de disponibilidade alimentar durante o ano) e pelo ano (que representa uma alteração da disponibilidade alimentar) (Anexo 3).

A abundância média geral de gaivotas foi significativamente mais baixa no aterro do Sotavento (média $\pm$ desvio padrão = $43,61 \pm 98,29$) do que no porto da Culatra ($m = 95,68 \pm 52,66$; GLM: $\beta = -1,58 \pm 0,14$ SE; $Z = -11,39$; $p < 0,001$) e no porto de Olhão ($m = 74,81 \pm 48,90$; GLM: $\beta = -1,28 \pm 0,14$ SE; $Z = -9,24$; $p < 0,001$), de acordo com os testes *post hoc* baseados no modelo. Entre os dois portos, não houve diferenças significativas de abundância (GLM: $\beta = 0,31 \pm 0,16$ SE; $Z = 1,90$; $p = 0,14$).

De forma geral, os adultos de gaivotas-de-patas-amarelas ($m = 40,06 \pm 61,59$) foram mais abundantes do que os imaturos ($m = 22,70 \pm 40,14$; GLM: $\beta = 0,77 \pm 0,12$ SE; $Z = 6,49$; $p < 0,001$).

No aterro, observou-se um maior número de indivíduos adultos ($m = 33,00 \pm 78,06$) do que imaturos ($m = 10,60 \pm 37,97$; GLM: $\beta = 1,62 \pm 0,15$ SE; $Z = 10,52$; $p < 0,001$). O mesmo padrão foi encontrado no porto de Olhão ($m_A = 47,99 \pm 31,01$; $m_I = 26,82 \pm 26,08$; GLM: $\beta = 0,60 \pm 0,21$ SE; $Z = 2,81$; $p < 0,001$; Figura 3.1). No entanto, no porto da Culatra não foi possível verificar a existência de diferenças entre a abundância de adultos ($m = 48,63 \pm 32,07$) e de imaturos ($m = 47,05 \pm 44,99$; GLM: $\beta = 0,08 \pm 0,22$ SE; $Z = 0,36$; $p = 0,72$; Figura 3.1).

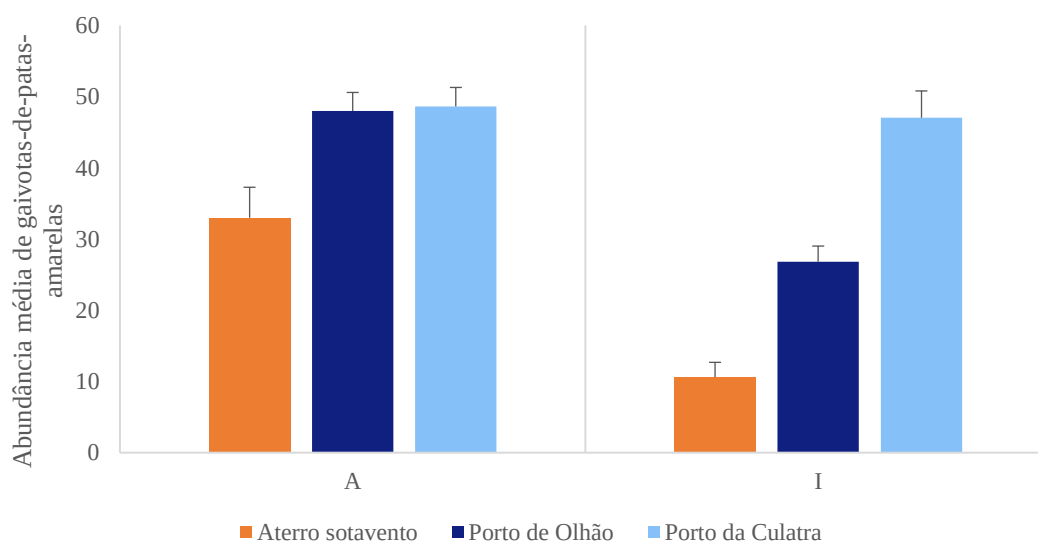


Figura 3.1. Comparação das abundâncias médias das duas faixas etárias (adultos - A; imaturos - I) de gaivotas-de-patas-amarelas nos três locais selecionados (aterro do Sotavento a laranja, porto de Olhão a azul-escuro e porto da Culatra a azul-claro). Para cada barra está representado o erro padrão.

Apesar de na Figura 3.2 se notarem algumas diferenças entre as abundâncias das duas classes etárias, estas só foram significativas no aterro, durante o primeiro ($m_A = 56,04 \pm 115,13$; $m_I = 10,80 \pm 34,93$; GLM: $\beta = 3,41 \pm 0,34$ SE; $Z = 10,13$; $p < 0,001$) e o terceiro trimestre ($m_A = 8,97 \pm 24,73$; $m_I = 0,91 \pm 4,00$; GLM: $\beta = 2,02 \pm 0,29$ SE; $Z = 7,00$; $p < 0,001$; Tabela 3.1).

Considerando os padrões trimestrais de abundância, não existiram variações intranuais significativas do número de adultos nem de imaturos nos dois portos (Tabela 3.2). Por outro lado, no aterro, os adultos foram significativamente menos abundantes no terceiro trimestre ($m = 8,97 \pm 24,73$) comparando com o resto do ano ($m_1 = 56,04 \pm 115,13$, $m_2 = 54,19 \pm 86,35$ e $m_4 = 19,79 \pm 46,77$; Tabela 3.2; Figura 3.2 a)). Os imaturos, por sua vez, foram significativamente mais abundantes no segundo ($m = 14,17 \pm 30,51$) e quarto trimestre ($m = 18,55 \pm 59,36$) em relação ao primeiro ($m = 10,80 \pm 34,93$) e terceiro ($m = 0,91 \pm 4,00$; Tabela 3.2; Figura 3.2 b)).

A disponibilidade alimentar anual dos portos, representada pelas descargas de peixe, tem um pico médio de 6 657 toneladas de peixe durante o terceiro trimestre e um mínimo de 3 052 toneladas, em média, durante o primeiro. Por sua vez, a disponibilidade anual de alimento no aterro, dada pelo número de hospedeiros, varia da mesma forma que a pesca, atingindo uma média de 1 289 435 hóspedes no terceiro trimestre e de 267 179 hóspedes durante primeiro trimestre (Figura 3.3).

Tabela 3.1. Comparação entre as abundâncias de indivíduos de gaivotas-de-patas-amarelas adultos (A) e imaturos (I) nos vários trimestres (1, 2, 3 e 4) e locais (Aterro do sotavento, porto da Culatra e porto de Olhão), recorrendo a um modelo linear generalizado (GLM) do tipo binomial negativo. Na tabela estão apresentadas as condições, a respetiva estimativa e erro, a estatística Z e o valor-p, a partir das quais se inferiu o efeito. Os contrastes significativos (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinalados com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001.

	Condição	β ($\pm$ erro)	Z	Valor-p	Efeito
Trimestre 1	Aterro do Sotavento	3,41 (0,34)	10,127	<0,001***	A>I
	Porto da Culatra	0,81 (0,42)	1,94	0,96	
	Porto de Olhão	1,09 (0,41)	2,66	0,55	
Trimestre 2	Aterro do Sotavento	0,96 (0,34)	2,81	0,43	
	Porto da Culatra	0,04 (0,49)	0,09	1,00	
	Porto de Olhão	0,31 (0,49)	0,65	1,00	
Trimestre 3	Aterro do Sotavento	2,02 (0,29)	7,00	<0,001***	A>I
	Porto da Culatra	-0,20 (0,39)	-0,50	1,00	
	Porto de Olhão	0,67 (0,40)	1,69	0,99	
Trimestre 4	Aterro do Sotavento	0,09 (0,27)	0,34	1,00	
	Porto da Culatra	-0,34 (0,43)	-0,81	1,00	
	Porto de Olhão	0,32 (0,42)	0,76	1,00	

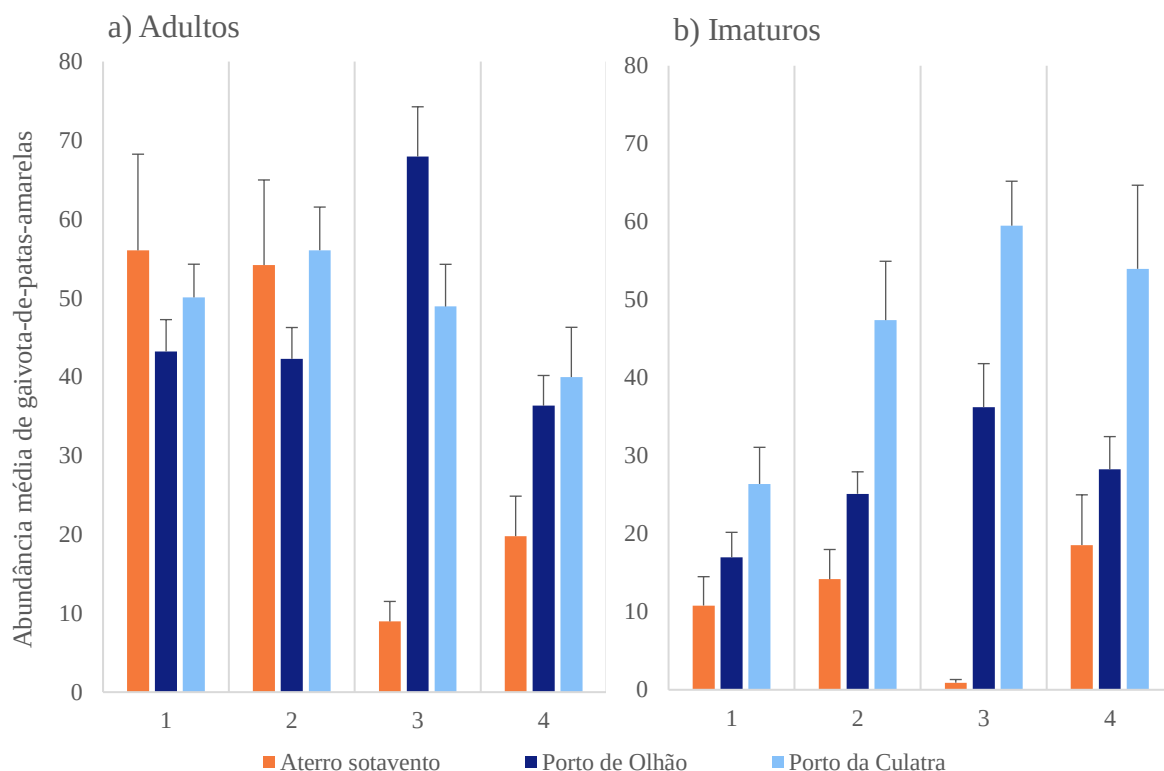


Figura 3.2. Representação da variação da abundância média de gaivotas-de-patas-amarelas adultas (a) e imaturas (b), ao longo do período de amostragem (trimestre 1, 2, 3 e 4) e nos três locais selecionados (aterro do Sotavento a laranja, porto de Olhão a azul-escuro e porto da Culatra a azul-claro). Para cada barra está representado o erro padrão.

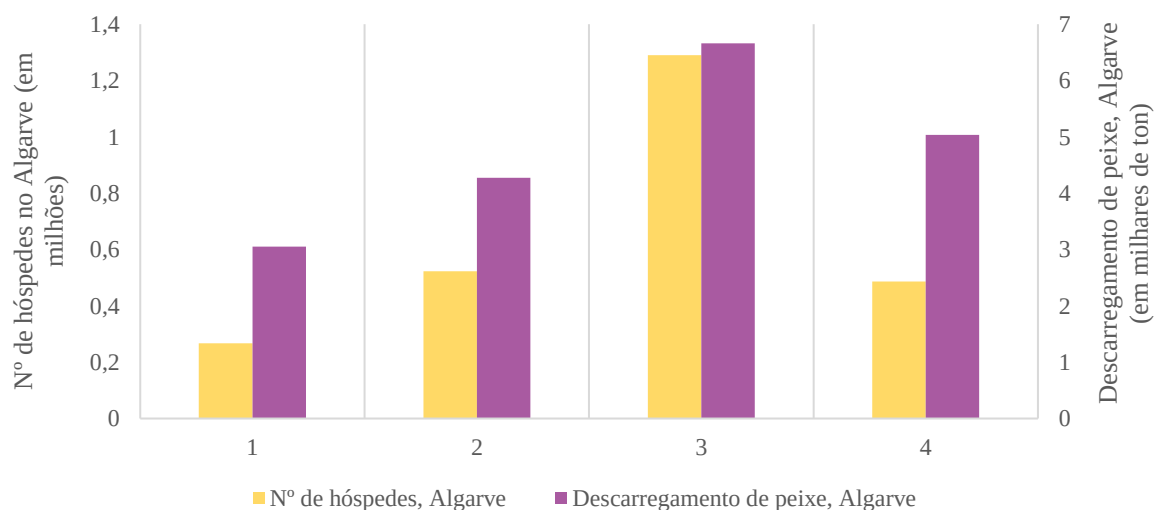


Figura 3.3. Variação média anual do total do peixe descarregado no Algarve (em milhares de toneladas), a roxo, e do número de hóspedes no Algarve (em milhões), a amarelo, de julho de 2020 a junho de 2022.

Tabela 3.2. Comparação entre as abundâncias trimestrais (1, 2, 3 e 4) de gaivotas-de-patas-amarelas conforme a classe etária (adultos e imaturos) e o local (aterro do Sotavento, porto da Culatra e porto de Olhão), recorrendo a um modelo linear generalizado (GLM) do tipo binomial negativo. Na tabela estão apresentados os contrastes, a respetiva estimativa, erro, estatística Z e valor-p, a partir das quais se inferiu o efeito. Os contrastes significativos (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinalados com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001.

Adultos						Imaturos					
Condição	Contraste	β (± erro)	Z	Valor-p	Efeito	Condição	Contraste	β (±erro)	Z	Valor-p	Efeito
Aterro de Sotavento	1-2	-0,07 (0,31)	-0,24	1,00	1>3	Aterro de Sotavento	1-2	-2,52 (0,38)	-6,62	<0,001***	1<2
	1-3	1,93 (0,27)	7,26	<0,001***			1-3	0,54 (0,36)	1,49	1,00	
	1-4	0,67 (0,27)	2,50	0,67	1-4		-2,65 (0,34)	-7,76	<0,001***	1<4	
	2-3	2,01 (0,31)	6,46	<0,001***	2-3		3,06 (0,33)	9,25	<0,001***	2>3	
	2-4	0,75 (0,31)	2,38	0,76	2-4		-0,12 (0,32)	-0,39	1,00		
Porto da Culatra	3-4	-1,26 (0,27)	-4,68	<0,001***	3<4	Porto da Culatra	3-4	-3,18 (0,29)	-10,89	<0,001***	3<4
	1-2	0,08 (0,48)	0,18	1,00	1-2		-0,68 (0,48)	-1,42	1,00		
	1-3	0,09 (0,41)	0,23	1,00	1-3		-0,91 (0,41)	-2,25	0,84		
	1-4	0,30 (0,42)	0,70	1,00	1-4		-0,86 (0,42)	-2,03	0,94		
	2-3	0,01 (0,47)	0,02	1,00	2-3		-0,23 (0,47)	-0,50	1,00		
Porto de Olhão	2-4	0,21 (0,48)	0,44	1,00			2-4	-0,18 (0,48)	-0,37	1,00	
	3-4	0,20 (0,41)	0,49	1,00			3-4	0,06 (0,41)	0,14	1,00	
	1-2	0,23 (0,47)	0,48	1,00			1-2	-0,55 (0,48)	-1,17	1,00	
	1-3	-0,40 (0,40)	-1,00	1,00			1-3	-0,82 (0,41)	-2,02	0,94	
	1-4	0,20 (0,41)	0,49	1,00			1-4	-0,57 (0,42)	-1,38	1,00	
	2-3	-0,63 (0,47)	-1,34	1,00			2-3	-0,27 (0,47)	-0,57	1,00	
	2-4	-0,02 (0,48)	-0,05	1,00			2-4	-0,02 (0,48)	-0,04	1,00	
	3-4	0,60 (0,41)	1,48	1,00			3-4	0,25 (0,41)	0,61	1,00	

3.2. Efeito da pandemia na abundância de gaivota-de-patas-amarelas

De forma geral, não houve alterações significativas de abundância de gaivotas-de-patas-amarelas de 2020/2021 ($m = 59,70 \pm 74,38$) para 2021/2022 ($m = 66,38 \pm 93,32$; GLM: $\beta = -0,19 \pm 0,12$ SE; $Z = -1,61$; $p = 0,11$). No entanto, quando se consideraram os efeitos dos locais e dos trimestres, verificaram-se algumas diferenças entre os dois anos (Tabela 3.3). No aterro, a abundância foi mais baixa no primeiro trimestre de 2020/2021 ($m = 18,40 \pm 47,38$) do que em 2021/2022 ($m = 106,39 \pm 169,18$; GLM: $\beta = -3,51 \pm 0,34$ SE; $Z = -10,28$; $p < 0,001$; Tabela 3.3; Figura 3.4). No terceiro trimestre, no aterro, a abundância média em 2020/2021 ($m = 15,45 \pm 34,10$) foi significativamente mais elevada do que em 2021/2022 ($m = 2,83 \pm 6,24$; GLM: $\beta = 1,38 \pm 0,29$ SE; $Z = 4,77$; $p < 0,001$; Tabela 3.3; Figura 3.4). Nos restantes locais não se notaram diferenças entre os dois anos (Tabela 3.3).

Tabela 3.3. Comparação entre as abundâncias de gaivotas-de-patas-amarelas em dois anos (2020/2021 e 2021/2022) conforme o trimestre (1, 2, 3 e 4) e o local (aterro do Sotavento, porto da Culatra e porto de Olhão), recorrendo a um modelo linear generalizado (GLM) do tipo binomial negativo. Na tabela estão apresentadas as condições, a respetiva estimativa, o erro, a estatística Z e o valor-p, das quais se inferiu o efeito. Os contrastes significativos (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinalados com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001.

	Condição	β ($\pm$ erro)	Z	Valor-p	Efeito
Trimestre 1	Aterro do Sotavento	-3,51 (0,34)	-10,28	<0,001***	20/21<21/22
	Porto da Culatra	-0,39 (0,42)	-0,93	1,00	
	Porto de Olhão	-0,30 (0,41)	-0,74	1,00	
Trimestre 2	Aterro do Sotavento	-0,04 (0,36)	-0,1	1,00	
	Porto da Culatra	0,20 (0,57)	0,35	1,00	
	Porto de Olhão	0,06 (0,56)	0,10	1,00	
Trimestre 3	Aterro do Sotavento	1,38 (0,29)	4,77	<0,001***	20/21>21/22
	Porto da Culatra	0,17 (0,39)	0,42	1,00	
	Porto de Olhão	0,29 (0,40)	0,73	1,00	
Trimestre 4	Aterro do Sotavento	-0,12 (0,27)	-0,45	1,00	
	Porto da Culatra	0,21 (0,43)	0,49	1,00	
	Porto de Olhão	-0,25 (0,42)	-0,61	1,00	

A disponibilidade alimentar anual dos portos, representada pelas descargas de peixe, variou de 2768 a 7438 toneladas, com uma diferença média por trimestre de 996,95 toneladas (Figura 3.5). Por sua vez, a disponibilidade anual de alimento no aterro, dado pelo número de hospedeiros, foi muito discrepante, tendo variado de 66 467 a 1 497 589. Entre o ano 2020/2021 e 2021/2022 houve uma diferença média de 527 494 hóspedes (Figura 3.5).

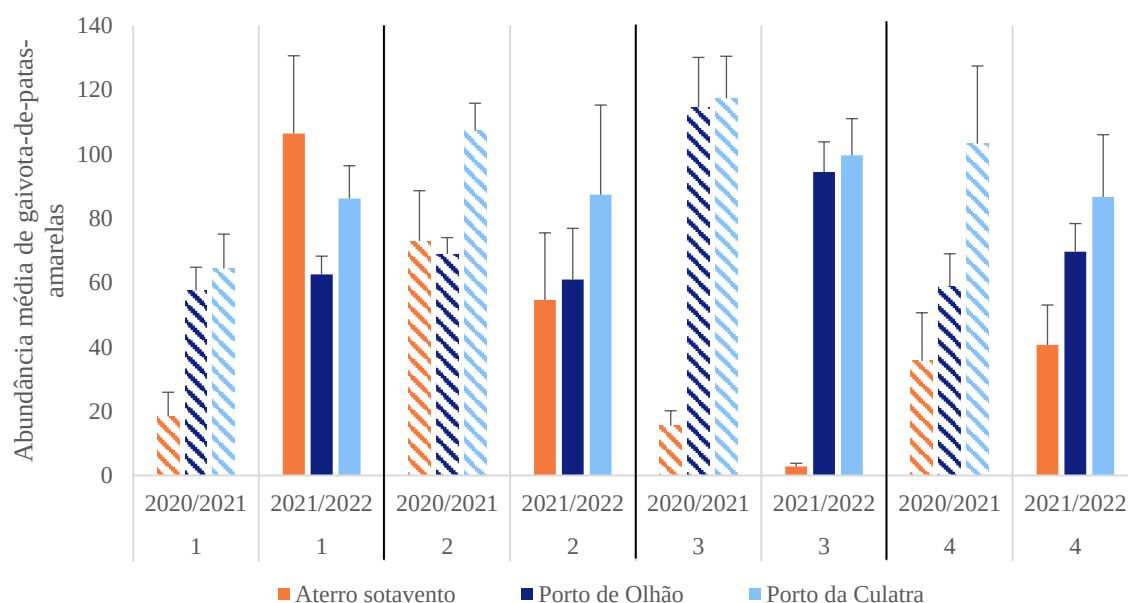


Figura 3.4. Variação da abundância média de gaivotas-de-patas-amarelas, ao longo do ano (trimestre 1, 2, 3 e 4) e nos três locais selecionados (aterro do Sotavento a laranja, porto de Olhão a azul-escuro e porto da Culatra a azul-claro), comparando entre um ano de pandemia (2020/2021 num padrão de linhas) e um ano controlo (2021/2022 numa cor sólida). Para cada barra está representado o erro padrão.

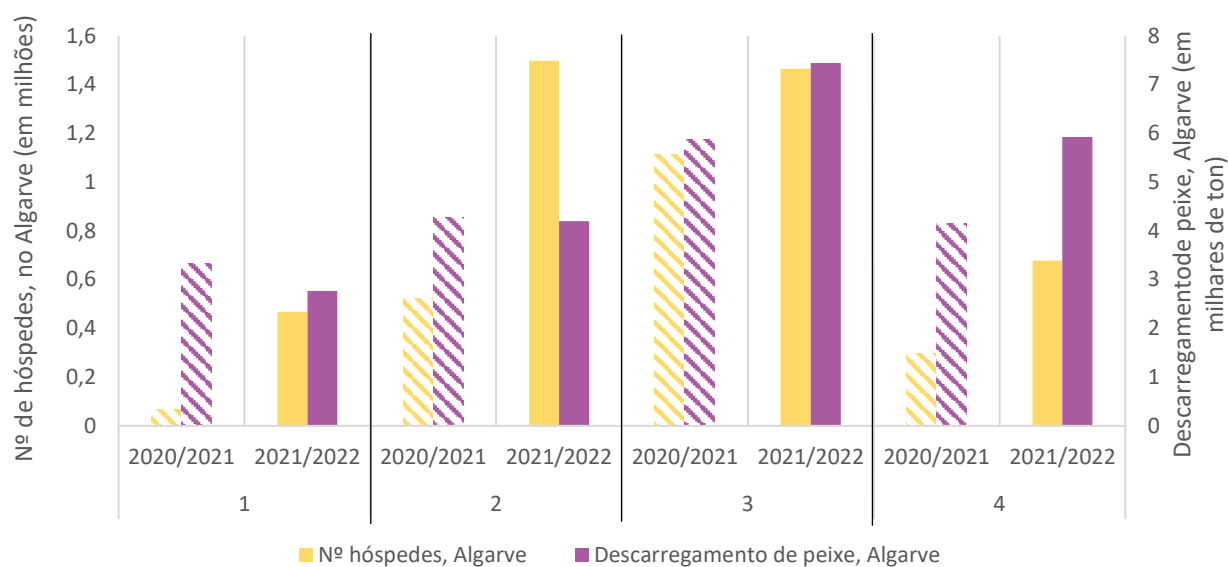


Figura 3.5. Variação da disponibilidade de alimento em aterro (dada pelo número de hóspedes no Algarve, em milhões) a amarelo, e da disponibilidade de alimento da pesca (dado pelas descargas de peixe, no Algarve, em milhares de toneladas) a roxo, ao longo do ano (trimestre 1, 2, 3 e 4), comparando entre um ano de pandemia (2020/2021 num padrão de linhas) e um ano controlo (2021/2022 numa cor sólida).

3.3. Variação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas durante os testes de redução de disponibilidade alimentar

De maio a junho de 2021 e 2022, contaram-se 23 336 gaivotas, no total, 14 048 adultos e 9288 imaturos. Em 2021 houve um total de 187 períodos de amostragem, 91 no aterro do Sotavento, 45 no porto de Olhão e 51 no porto da Culatra. Em 2022, fizeram-se 227 contagens, das quais 112 no aterro, 58 em Olhão e 57 na Culatra. No anexo 2, estão apresentados os períodos divididos por fases e anos.

Os padrões de abundância de gaivotas-de-patas-amarelas adultas, observados em maio e junho de 2021 e 2022, apenas parecem estar correlacionados com a variável ano. No caso dos imaturos, os seus padrões de abundância dependeram significativamente da atuação conjunta dos períodos e locais (Anexo 5).

Houve uma maior abundância geral de adultos em 2021 ($m = 39,84 \pm 45,97$) do que em 2022 ($m = 29,07 \pm 38,11$; GLM: $\beta = 0,40 \pm 0,14$ SE; $Z = 2,83$; $p < 0,01$). A diferença entre os dois anos foi significativa no aterro ($m_{2021} = 28,47 \pm 36,64$; $m_{2022} = 19,71 \pm 48,32$; GLM: $\beta = 0,76 \pm 0,27$ SE; $Z = 2,84$; $p < 0,01$), mas não no porto da Culatra (GLM: $\beta = 0,36 \pm 0,23$ SE; $Z = 1,58$; $p = 0,11$) nem no Porto de Olhão (GLM: $\beta = 0,07 \pm 0,23$ SE; $Z = 0,31$; $p = 0,76$).

A abundância geral de imaturos não apresentou uma alteração significativa entre os dois anos ($m_{2021} = 20,90 \pm 27,16$; $m_{2022} = 23,70 \pm 24,92$; GLM: $\beta = -0,07 \pm 0,10$ SE; $Z = -0,74$; $p = 0,46$). No entanto, no aterro, esta foi maior em 2021 ($m = 4,95 \pm 8,09$) do que em 2022 ($m = 3,27 \pm 7,11$; GLM: $\beta = 0,52 \pm 0,20$; $Z = 2,57$; $p < 0,05$) e no porto de Olhão foi menor no ano de referência ($m_{2021} = 24,36 \pm 15,50$; $m_{2022} = 42,60 \pm 19,43$; GLM: $\beta = -0,59 \pm 0,15$ SE; $Z = -4,06$; $p < 0,001$).

Ao considerar as diferentes fases, observou-se um decréscimo da abundância de adultos e imaturos no aterro de 2021 para 2022, Figuras 3.6 a) e 3.6 b). Contudo, a análise estatística não evidenciou diferenças de abundância significativas neste local (Tabela 3.4). Apenas a abundância de imaturos no porto da Culatra durante o período de teste foi significativamente menor no ano de 2021 ($m = 18,77 \pm 15,01$) do que em 2022 ($m = 58,14 \pm 25,87$; GLM: $\beta = -1,13 \pm 0,27$ SE; $Z = -4,13$; $p < 0,01$; Tabela 3.4; Figura 3.6).

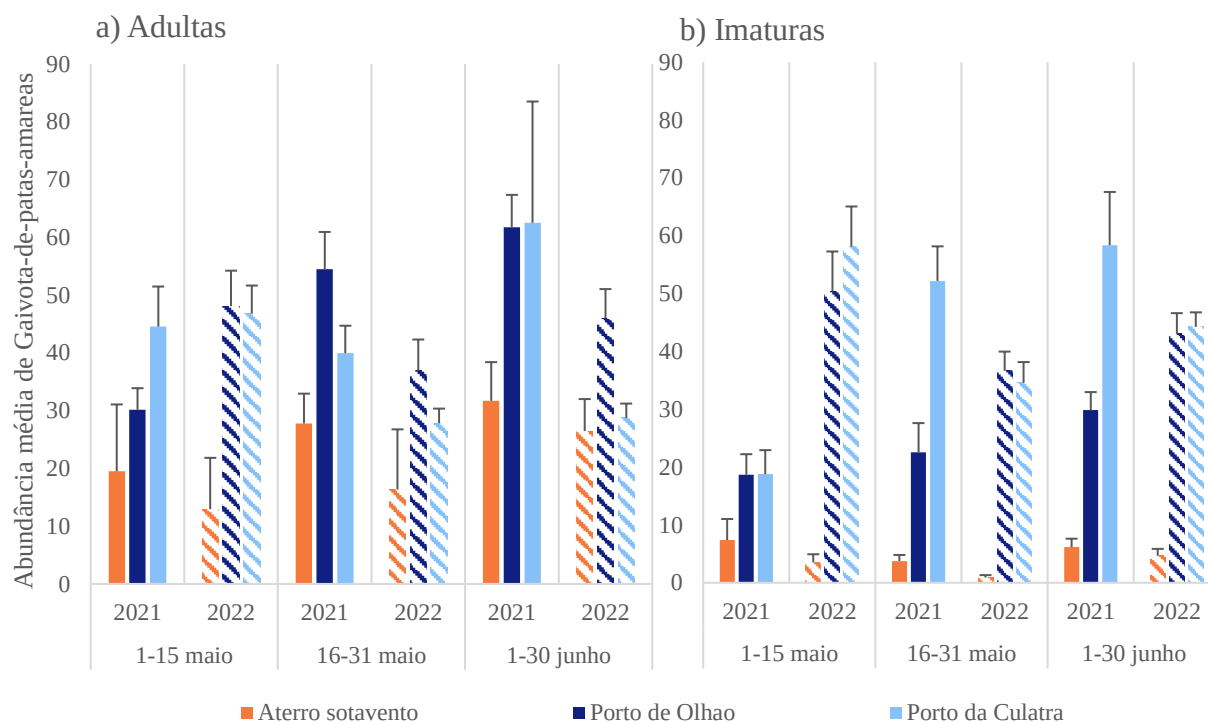


Figura 3.6. Variação da abundância média de gaivotas-de-patas-amarelas em três fases diferentes (teste - de 1 a 15 de maio, 15 dias após o teste - de 16 a 31 de maio e 1 mês após o teste - de 1 a 30 de junho) e nos três locais selecionados (aterro do Sotavento a laranja, porto de Olhão a azul-escuro e porto da Culatra a azul-claro), dividindo entre adultos (**a**) e imaturos (**b**). As cores sólidas representam o ano de controlo (2021), enquanto o padrão de linhas representa o ano de testes (2022). Para cada barra está representado o erro padrão.

Tabela 3.4. Comparação entre as abundâncias de gaiivotas-de-patas-amarelas em dois anos (2021 e 2022) conforme o local (aterro do Sotavento, porto da Culatra e porto de Olhão) e os períodos (teste-de 1 a 15 de maio, 15 dias após o teste- de 16 a 31 de maio e 1 mês após o teste- de 1 a 30 de junho), recorrendo a dois modelos lineares generalizados (GLM) do tipo binomial negativo, um para os adultos e outro para os imaturos. Na tabela estão apresentados as condições, a respetiva estimativa e erro, estatística Z e valor-p, a partir dos quais se inferiu o efeito. Os contrastes significativos (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinalados com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001.

Adultos					Imaturos					
Condição	β (±erro)	Z	Valor-p	Efeito	Condição	β (±erro)	Z	Valor-p	Efeito	
Aterro do Sotavento	teste	1,36 (0,70)	1,94	0,90	Aterro do Sotavento	teste	0,65 (0,48)	1,37	1,00	
	15 dias	0,70 (0,27)	2,6	0,48		15 dias	0,70 (0,32)	2,22	0,74	
	1 mês	0,21 (0,28)	0,77	1,00		1 mês	0,21 (0,22)	0,98	1,00	
Porto da Culatra	teste	-0,05 (0,45)	-0,11	1,00	Porto da Culatra	teste	-1,13 (0,27)	-4,13	<0,01**	2021<2022
	15 dias	0,36 (0,40)	0,91	1,00		15 dias	0,41 (0,24)	1,71	0,97	
	1 mês	0,78 (0,34)	2,29	0,69		1 mês	0,28 (0,21)	1,36	1,00	
Porto de Olhão	teste	-0,47 (0,45)	-1,04	1,00	Porto de Olhão	teste	-0,91 (0,28)	-3,26	0,10	
	15 dias	0,39 (0,40)	0,96	1,00		15 dias	-0,48 (0,25)	-1,95	0,89	
	1 mês	0,29 (0,36)	0,82	1,00		1 mês	-0,37 (0,22)	-1,66	0,97	

3.4. Diferenças de exploração entre idades (fidelidade e distância)

Durante todo o período de amostragem (de julho de 2020 a junho de 2022), foram observados mais de duas vezes numa das fases de vida, um total de 59 indivíduos, dos quais 36 pertenciam à população da Deserta e 23 foram anilhados no RIAS. Ao dividir estes indivíduos em fase adulta e imatura, obtiveram-se 24 adultos e 50 imaturos.

O índice de fidelidade médio foi de $1,66 \pm 0,25$. Podemos notar uma maior proporção de imaturos do que de adultos com valores baixos para o índice de preferência e uma menor proporção, no que toca aos valores altos deste índice (Figura 3.7). No entanto, de forma geral, os adultos ($m = 1,70 \pm 0,24$) tiveram valores do índice de fidelidade semelhantes aos imaturos ($m = 1,65 \pm 0,26$; intervalo de confiança a 95% = $-0,02 \pm 0,05$; Figura 3.8).

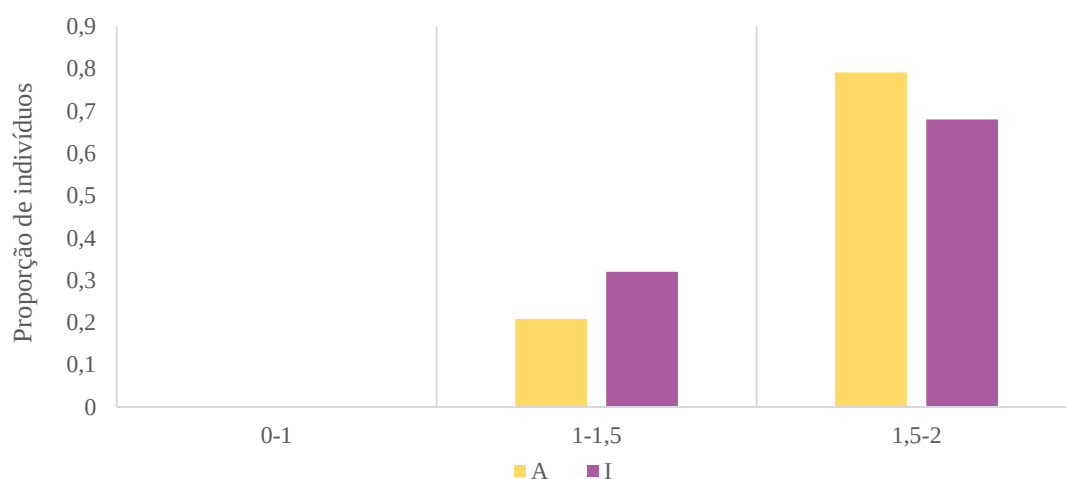


Figura 3.7. Proporções de imaturos (a roxo) e adultos (a amarelo) nas várias categorias de valores do índice de especialização: de 0 a 1, entre 1 e 1,5 e entre 1,5 e 2.

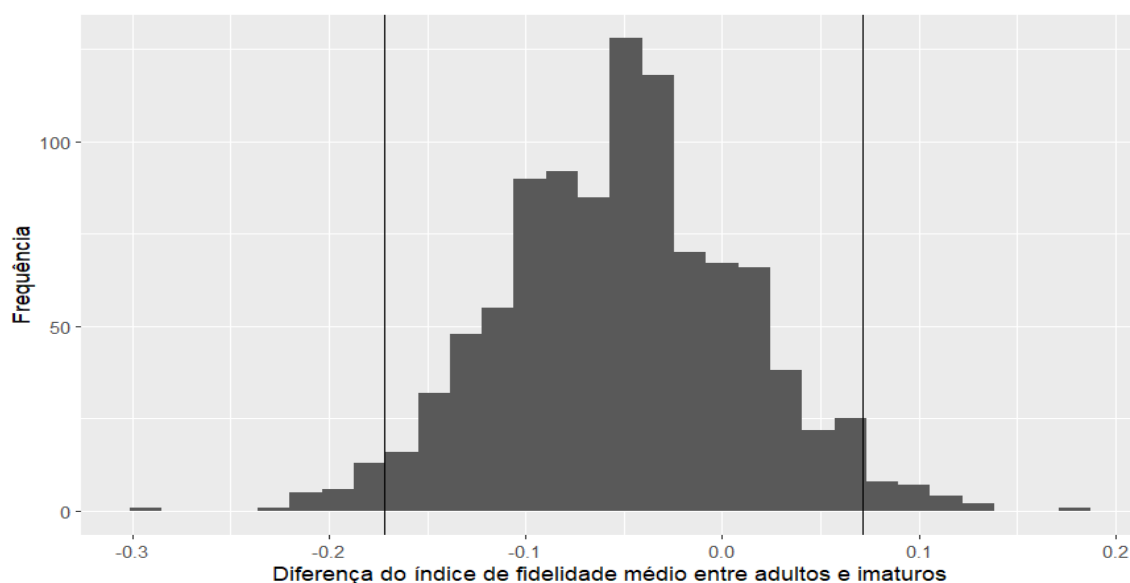


Figura 3.8. Resultado do bootstrap das diferenças entre os valores do índice de especialização de adultos e imaturos. A preto estão assinaladas as linhas dos valores dos intervalos de confiança a 95% ($-0,02 \pm 0,05$).

Por outro lado, para a análise das distâncias percorridas foram usados os 234 indivíduos anilhados observados durante o projeto, que, divididos pelas duas classes etárias, corresponderam a 44 adultos e 212 imaturos.

A distância máxima média observada na população anilhada foi de $87,75 \pm 137,35$ km. Os imaturos tiveram afastamentos máximos significativamente maiores ($m = 96,69 \pm 144,60$) do que os adultos ($m = 44,66 \pm 83,59$; intervalo de confiança a 95% = $46,79 \pm 35,35$; Figura 3.9). As distâncias máximas dos adultos distribuem-se principalmente num raio de 50 km em redor da colónia, enquanto os imaturos foram observados frequentemente a distâncias maiores que 100 km (Figura 3.10).

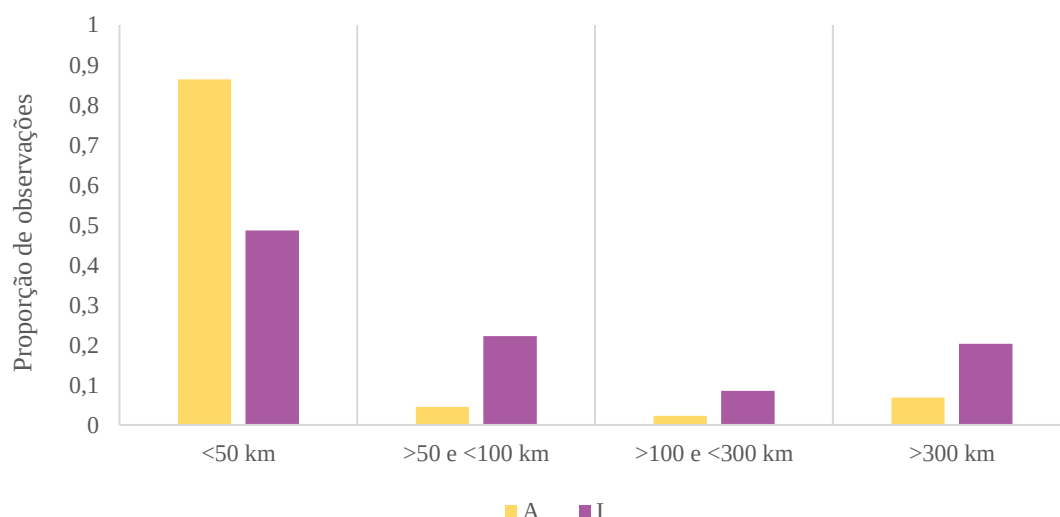


Figura 3.9. Proporções de imaturos (a roxo) e adultos (a amarelo) observados nas várias categorias de distâncias máximas: menos de 50 km da colónia, entre 50 e 100 km, entre 100 e 300 km e mais de 300 km da colónia.

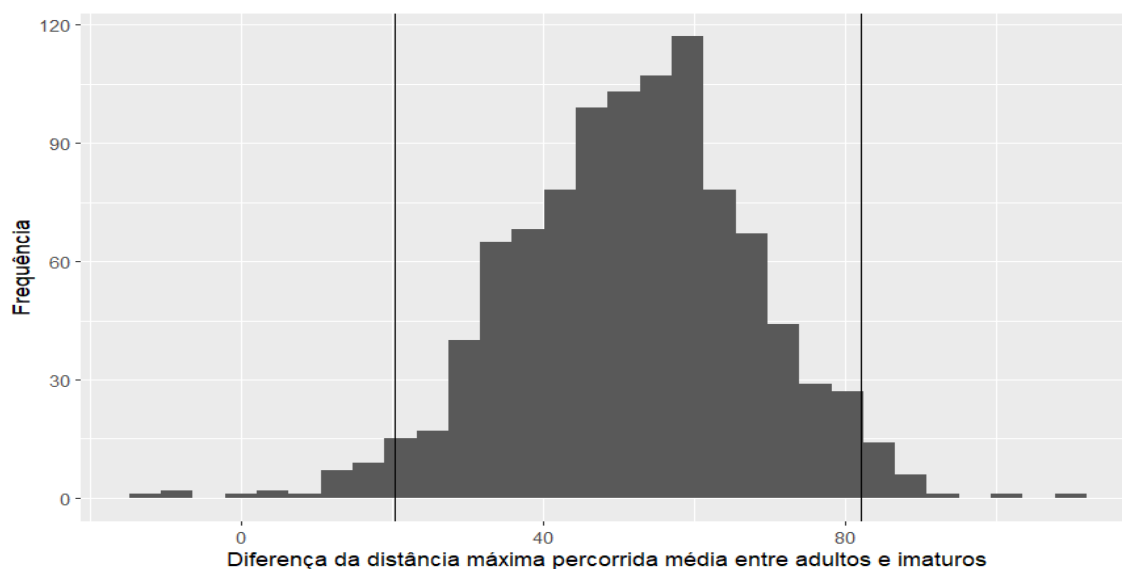


Figura 3.10. Resultado do bootstrap das diferenças entre as distâncias máximas de adultos e imaturos. A preto estão assinaladas as linhas dos valores dos intervalos de confiança a 95% ($46,79 \pm 35,35$).

4. Discussão

Como esperado, encontraram-se diferenças entre a abundância das duas classes etárias de gaivota-de-patas-amarelas. Os adultos foram mais abundantes do que os imaturos em todos os locais, exceto no porto da Culatra. Este resultado poderá estar relacionado com a dominância exercida pelos primeiros em locais onde existe alimento de qualidade. Por outro lado, a presença de gaivotas nos portos manteve-se constante ao longo do ano, só se observando flutuações intranuais da abundância de adultos e imaturos no aterro.

A duração do evento de redução da disponibilidade alimentar parece ter influenciado a sua eficiência. A pandemia COVID-19 e as resultantes restrições aplicadas ao nível do turismo e da pesca provocaram alterações consideráveis no comportamento alimentar das gaivotas enquanto os testes, efetuados em 2022, tiveram efeitos mínimos.

Por último, verificou-se que 1) as diferenças da preferência por um local de alimentação entre as duas classes etárias foram pouco importantes e que 2) os indivíduos adultos optam por se manter num raio máximo de 50 km da colónia.

4.1. Variação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas ao longo do ano

A maior abundância média de gaivotas-de-patas-amarelas nos dois portos parece estar de acordo com a elevada proporção de peixe na dieta da população da Deserta, tal como observado por Matos et al. (2018), Mendes et al. (2018) e Veríssimo (2018). É possível que esta concentração nos portos se deva, em parte, à sua proximidade à colónia, já que a distância do PAFS se correlaciona diretamente com o gasto energético da visita (Oro et al. 1995) e, assim, com o número de gaivotas que o exploram (Alonso et al. 2015; Egunez et al. 2018; Lopes et al. 2021; Ramos et al. 2009a). Apesar do aterro do Sotavento fornecer alimento nutritivo, previsível e abundante (Duhem et al. 2008; Ouled-cheikh et al. 2021), a deslocação a este local implica elevados custos energéticos, visto se encontrar longe da colónia. Logo, é provável que o aterro seja evitado pela população da Deserta, principalmente durante a época de reprodução, dado que os adultos tendem a usar recursos mais próximos nesse período (Ouled-cheikh et al. 2021; Veríssimo 2018; Weimerskirch 2007).

Sabe-se que a abundância desta espécie está correlacionada com os padrões diários de atividade antropogénica nos três locais: a deposição de resíduos no aterro ocorre habitualmente durante a manhã, a descarga de peixe em Olhão acontece ao longo de todo o dia apenas durante a semana e a disponibilidade alimentar no porto da Culatra, que não depende apenas da atividade de pesca, não parece variar diariamente (Silva 2021). Efetivamente, Silva (2021) observou uma afluência de gaivotas ao aterro após as primeiras descargas e uma abundância relativamente estável ao longo do dia em ambos os portos. Além disso, no presente trabalho, verificou-se que as abundâncias das gaivotas-de-patas-amarelas sofreram variações trimestrais no aterro do Sotavento, mas nos portos mantiveram-se constantes. A ocorrência de vários períodos de amostragem em que esta espécie esteve ausente do aterro pode explicar, assim, a baixa abundância média observada.

Era esperada uma maior abundância de indivíduos adultos em todos os locais testados, no entanto, este resultado apenas se verificou em Olhão e no aterro do Sotavento. Galarza et al. (2012) também constatou que, em aterros do Golfo da Biscaia, a abundância de imaturos foi menor, relacionando este resultado com a sua inexperiência e com a dominância exercida pelos adultos. Na verdade, a fase imatura da maioria das aves marinhas caracteriza-se por uma ineficiência na obtenção de alimento que advém 1) da falta de experiência na escolha das presas, do local e da técnica usada,

assim como, 2) da dificuldade em aceder a locais que oferecem recursos de qualidade, sobretudo devido à competição exercida pelos adultos (Calado et al. 2021; Cristol et al. 2017; Galarza et al. 2012). Tanto o aterro do Sotavento como o porto de Olhão fornecem recursos abundantes, previsíveis, de alto teor energético e de fácil acesso, sendo, por isso, locais onde as aves mais experientes dominam (Oro et al. 2013). Por outro lado, o porto da Culatra oferece uma grande variedade de recursos alternativos (Silva 2021), nem sempre previsíveis ou de qualidade, mas que permitem a coexistência das duas classes etárias. Como consequência, os imaturos são provavelmente afastados do aterro e do porto de Olhão, sobretudo durante os momentos de maior disponibilidade alimentar, como acontece durante a semana no caso do último (Silva 2021).

O porto da Culatra parece oferecer aos imaturos desta população a oportunidade de contactar com vários recursos e de frequentar o mesmo local que os adultos, com os quais não necessitam de entrar em competição direta. Como os imaturos podem adquirir e melhorar técnicas de obtenção de alimento de forma inata, por tentativa e erro ou por observação de conspecíficos mais experientes (Franks and Thorogood 2018; Grissac et al. 2017), pode-se colocar a hipótese de que este porto facilita o processo de aprendizagem das aves mais jovens.

Galarza et al. (2012) avaliou também a exploração de aterros pelas diferentes classes de imaturos, observando uma menor presença de juvenis, ou seja, aves no seu primeiro ano de vida, nestes locais. O presente trabalho apenas considerou dois grupos etários, contudo, seria relevante ter em conta as abundâncias das várias classes de imaturos e relacionar esta variável com diferentes níveis de experiência.

Ao se considerarem os trimestres, verificou-se que a abundância dos imaturos foi sempre semelhante à dos adultos nos dois portos. Além disso, nestes locais, não se detetaram variações intranuais de abundância de nenhuma classe etária. Os resultados no porto da Culatra correspondem às expectativas, visto oferecer recursos que estão disponíveis durante todo o ano, diminuindo, desta forma, a competição e permitindo a coexistência das duas classes etárias (Silva 2021). Contudo, previa-se, pelo menos, em Olhão, uma flutuação das abundâncias das duas classes etárias ao longo do ano porque a disponibilidade de alimento está sujeita à sazonalidade da pesca, pelo que o consumo das rejeições de pesca durante o inverno deveria ser menor (Arizaga et al. 2013; Mendes et al. 2018; Veríssimo 2018). A proximidade dos portos à ilha Deserta poderá explicar os resultados obtidos, pelo que estas fontes assumem uma grande importância na dieta desta população, mesmo em períodos de baixa disponibilidade alimentar (Mendes et al. 2018; Veríssimo 2018). Por outro lado, as imediações do porto de Olhão, enquanto local turístico, também podem oferecer outros recursos capazes de sustentar os indivíduos durante períodos de baixa atividade de pesca ou de elevada competição (observação pessoal de alimentação das gaivotas com pão).

No aterro do Sotavento, a abundância média dos adultos foi semelhante na maioria dos trimestres, exceto no terceiro em que se observou um decréscimo. Este período corresponde ao fim da época de reprodução, à saída dos juvenis da colónia (Mendes 2017; Veríssimo 2018) e ao pico da atividade turística e piscatória (Figura 3.3). Com o fim dos constrangimentos associados à distância percorrida pelos adultos, no terceiro trimestre, esperava-se que as suas visitas ao aterro se tornassem mais regulares. Contudo, a população de gaivota-de-patas-amarelas da Deserta tem uma forte preferência por peixe, visto este ser de maior qualidade e estar disponível perto da colónia (Matos et al. 2018; Mendes et al. 2018; Veríssimo 2018). Logo, uma possível justificação para os resultados obtidos seria que a intensa atividade de pesca neste período tem uma maior influência na escolha do local de alimentação do que a disponibilidade dos recursos no aterro. A grande quantidade de alimento oriunda da pesca, neste trimestre, poderia explicar a grande abundância de gaivotas em Olhão e na Culatra. Em

alternativa, uma vez livres da obrigação de proteger as crias, os reprodutores poderão explorar PAFS mais afastados, nomeadamente outros portos que não foram amostrados no âmbito deste trabalho, explicando, assim, o decréscimo da abundância de adultos observado no aterro.

Seria, ainda, de esperar uma baixa presença de adultos no aterro durante a primavera, visto preferirem alimentar as crias com peixe, um recurso nutritivo (Alonso et al. 2015; Arizaga et al. 2013; Mendes et al. 2018; Veríssimo 2018), e por este local se encontrar a uma distância considerável da colónia. Os progenitores deveriam, por isso, evitá-lo durante a época de reprodução para não deixar as crias ou os ovos desprotegidos (Alonso et al. 2015; Veríssimo 2018). No entanto, Veríssimo (2018) demonstrou que os adultos da Deserta tinham uma dieta diversificada durante esta época, sugerindo que forneciam peixe às crias e que eles próprios se alimentavam de uma grande variedade de recursos. Silva (2021) verificou que, em dias de elevada atividade nos portos e nos barcos, uma proporção considerável de gaivota-de-patas-amarelas continuava a alimentar-se no aterro, provavelmente indivíduos especializados no consumo destes recursos. Durante o segundo trimestre, é possível que os locais mais distantes sejam explorados principalmente por especialistas e não-reprodutores. Contudo, Egunez et al. (2018) encontrou uma menor abundância de adultos em determinado aterro durante a época reprodutora. A explicação mais provável para a elevada presença de adultos no aterro, no presente trabalho, é a sobre representação do mês de abril nos dados do segundo trimestre, dado não se terem incluído os meses de maio e junho de 2022 (Anexo 2). Abril corresponde ao início das cópulas (Mendes 2017; Veríssimo 2018), pelo que a maioria dos reprodutores permanece na colónia, não estando limitados na distância percorrida pelo dever da proteção das crias. Assim, os resultados do segundo trimestre devem ser analisados com cautela. Além disso, é necessário ter em conta que o ano 2020/2021 foi atípico, com alterações da disponibilidade alimentar no aterro e nos portos (Figura 3.5), e, por isso, o comportamento da gaivotas-de-patas-amarelas neste período pode não ser representativo de anos normais.

No Inverno, a concentração desta espécie no aterro foi maior. Como sugerido por Arizaga et al. (2013), Mendes (2017) e Egunez et al. (2018), a distribuição dos adultos durante o primeiro e quarto trimestres pode estar associada a uma dieta mais terrestre ou mista, promovida por uma menor atividade de pesca (Figura 3.3) e pela ausência de limitações ao afastamento da colónia. Apesar de se esperar um decréscimo da abundância nos portos, esta manteve-se relativamente elevada neste período, provavelmente devido à sua proximidade à colónia e ao facto de poderem oferecer recursos alternativos, como já foi referido.

Por último, no aterro, os imaturos foram mais abundantes durante o segundo e quarto trimestres. Supondo que a concentração de adultos tenha sido menor neste local durante a época de reprodução, tal como demonstrado por Egunez et al. (2018), é possível que a dominância exercida por estes tenha diminuído e tornado, assim, o consumo de materiais de aterro mais vantajoso para as aves inexperientes. A redução da abundância de imaturos neste local no terceiro trimestre, tal como discutido anteriormente para os reprodutores, pode ser justificada pela grande disponibilidade de alimento associada à atividade de pesca. A maior quantidade de recursos alivia a pressão competitiva (Mendes et al. 2018; Oro et al. 2013), permitindo aos imaturos beneficiar, igualmente, de recursos de qualidade. Finalmente, era esperada uma maior abundância desta classe etária no aterro durante o primeiro trimestre, já que este corresponde à época de menor disponibilidade alimentar nos portos (Figura 3.3). A presença de adultos, associada a uma grande concentração de gaivotas-de-asa-escura no aterro, aumenta, provavelmente, a competição intra e interespecífica, desencorajando os indivíduos mais inexperientes de frequentar este local. O início do ano também se caracteriza por um decréscimo da atividade turística e, consequentemente, por uma menor quantidade de resíduos depositados em aterro (Obersteiner et al. 2021; Figura 3.3). Além disso, no inverno, os imaturos tendem a dispersar, podendo explorar locais muito afastados da colónia (Parsons and Duncan 1978), o que pode justificar a sua ausência do aterro.

4.2. Efeito da pandemia na abundância de gaivotas-de-patas-amarelas

Sem considerar a divisão por trimestres e locais, a ausência de diferenças entre um ano afetado pela pandemia COVID-19 e um ano de referência deve-se, possivelmente, a um efeito mais preponderante do período de confinamento na disponibilidade de rejeições de pesca e de resíduos orgânicos. As restrições intensas impostas de janeiro a março de 2021 causaram uma redução abrupta do turismo (Abbas et al. 2021; Obersteiner et al. 2021; Figura 3.5), o fecho dos restaurantes e uma consequente diminuição da procura comercial de peixe (Food and Agriculture Organization 2020). No resto do ano, as restrições foram mais suaves, menos consistentes e, por esse motivo não aparentam ter causado alterações do comportamento de procura das gaivotas-de-patas-amarelas. Esperava-se, ainda assim, que estas restrições tivessem influenciado a sua distribuição, visto a restauração e o turismo terem continuado a sofrer limitações.

Efetivamente, ao considerar as divisões por trimestres, verificou-se que a abundância média no aterro foi menor durante o primeiro trimestre de 2020/2021 em comparação com o período análogo de 2021/2022. Este resultado confirma que apenas o confinamento teve um impacto significativo na distribuição das gaivotas-de-patas-amarelas pelos PAFS da região, no entanto, eram esperadas também menores abundâncias no porto de Olhão, em 2020/2021. Tal pode resultar do facto do período de confinamento ter provocado alterações mais drásticas no turismo (em 2021 houve menos 85,8% de hóspedes do que em 2022) do que na atividade de pesca (em 2021 foi descarregado 20,6% menos toneladas de peixe do que em 2022; Figura 3.5). Foi também descrito por Lopes et al. (2021) que em 2017/2018, devido a condições meteorológicas adversas, a quantidade de peixe descarregado no Algarve atingiu valores mínimos, mais baixos do que nos últimos três anos (Anexo 8). No caso do turismo, 2020/2021 foi o ano de menor atividade nos últimos cinco anos (Anexo 9). Pode-se inferir, assim, que o local mais afetado pela pandemia, em termos de disponibilidade alimentar, foi o aterro. Talvez por isso, este local tenha sido o único onde se observou um efeito significativo do confinamento de janeiro 2021 sobre as abundâncias de gaivotas.

Apesar do turismo, no terceiro trimestre de 2021, ainda ter sido reduzido (Figura 3.5), observou-se uma maior abundância média de gaivotas no aterro durante o verão do ano da pandemia em relação ao de 2021. Tanto os indivíduos reprodutores como os juvenis têm elevadas necessidades energéticas durante este trimestre, os primeiros devido ao fim da época de reprodução e os segundos por se encontrarem numa fase crítica do seu desenvolvimento (Grissac et al. 2017). A saída das crias do ninho neste trimestre representa um acréscimo da competição (Galarza et al. 2012). Por estas duas razões, a redução da quantidade de alimento em PAFS implica, possivelmente, uma procura mais ativa e mais distribuída pelos vários tipos de recursos (de origem natural ou antropogénica) (Duhem et al. 2003), representando um risco para a sobrevivência das duas classes etárias. No entanto, em resposta à redução de alimento, esta espécie poderia também continuar a frequentar fontes muito previsíveis. Noutra perspetiva, segundo Roy et al. (2021) e Sarkodie and Owusu (2021), a pandemia causou um aumento da geração de resíduos urbanos devido ao maior uso de materiais descartáveis para prevenir a transmissão do vírus. Apesar da redução do turismo, a disponibilidade de alimento no aterro pode não ter diminuído de forma tão intensa durante este ano, o que explicaria os elevados números de gaivotas neste local em 2020.

Por outro lado, o terceiro trimestre de 2020, correspondeu ao período de menor abundância de gaivotas-de-patas-amarelas no aterro, em todo esse ano (Figura 3.4). É possível que, em 2020, tenha havido menos indivíduos que se puderam reproduzir devido à falta de alimento provocada pelo confinamento de março a maio de 2020, pelo que muitos não-reprodutores puderam frequentar o aterro durante o verão. Como após a época reprodutora, os adultos têm maiores necessidades energéticas

(Grissac et al. 2017), no ano de 2021, a menor abundância de adultos no aterro pode ser justificada pela sua necessidade de recuperarem as energias e por preferirem alimentar-se nos portos.

4.3. Variação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas durante os testes de redução de disponibilidade alimentar

Como esperado, os testes de redução de disponibilidade alimentar parecem ter influenciado os adultos, uma vez que este grupo foi menos abundante em 2022. Embora este efeito tenha sido significativo no aterro, tal não aconteceu nos portos. Este resultado pode indicar que as gaivotas praticaram a técnica de sentar-e-esperar (*sit-and-wait*) nos portos ou que procuraram outro tipo de recursos nas imediações. Efetivamente, o mês de maio corresponde a um período sensível do desenvolvimento das crias, logo os reprodutores devem evitar afastar-se muito da colónia e preferem fornecer-lhes alimento mais adequado, como peixe (Duhem et al. 2005; Mendes 2017; Veríssimo 2018). Noutra perspetiva, talvez o sucesso dos testes tenha dependido das medidas implementadas ou mesmo do local. Recorreu-se à falcoaria, no aterro, para desencorajar as gaivotas-de-patas-amarelas a pousarem para se alimentarem. A aplicação dessa medida neste local foi constante e rigorosa ao longo do período de teste. No que toca à atividade de pesca, a implementação dos testes dependeu sobretudo da comunicação prévia, da adesão dos pescadores e do cumprimento das medidas propostas para a rejeição do peixe. É possível que nos portos, nomeadamente em Olhão, a disponibilidade alimentar não tenha sido eficazmente reduzida e que, por esse motivo, não se observaram alterações no comportamento de procura das gaivotas. No porto da Culatra, mesmo que a acessibilidade de peixe durante a limpeza das redes não tenha sido significativamente afetada, existem outros tipos de alimento que podem sustentar uma elevada abundância de aves oportunistas (Silva 2021). Outra hipótese a considerar seria que estas gaivotas responderam rapidamente às alterações da disponibilidade no aterro porque a estratégia de exploração de lixo nestes locais é relativamente recente (Payo-Payo et al. 2015). Poder-se-ia verificar se os testes afetaram significativamente o comportamento de alimentação das gaivotas. Por exemplo, neste trabalho, foram contadas em média $13,79 \pm 20,95$ gaivotas em alimentação no aterro de maio a junho de 2021, mas apenas $6,88 \pm 13,20$ por período de amostragem em 2022. Principalmente no período de teste, em 2021 alimentavam-se, neste local, uma média de $7,88 \pm 22,27$ adultos, mas, em 2022, não se observou nenhuma ave que exibisse este comportamento.

Os imaturos não apresentaram diferenças de abundância significativas entre 2021 e 2022. No entanto, em 2022 a sua presença foi menor no aterro e maior no porto de Olhão. Esta classe etária, tal como os adultos, parece ter sido mais afetada pelo uso de falcoaria do que pela alteração da previsibilidade das rejeições de pesca. A procura de recursos pelos imaturos não está limitada pela época de reprodução, podendo afastar-se da colónia, o que parece comprovar a teoria da baixa adesão dos pescadores às propostas da rejeição do pescado. Adicionalmente, na Figura 3.6, podemos observar que os imaturos apresentaram uma preferência pelo porto de Olhão, em detrimento do aterro do Sotavento. Os indivíduos jovens, devido à sua capacidade de inovação e de adaptação às alterações da disponibilidade alimentar (Franks and Thorogood 2018), podem ter tido maior sucesso na exploração de outro tipo de recursos nos dois portos. É provável que a menor presença de imaturos no porto de Olhão em 2021 comparada com a de 2022, se deva ao facto de se ter considerado o período de maio e junho de 2021 como referência. Efetivamente, durante este período ainda prevaleciam algumas restrições no contexto da pandemia COVID-19 (Anexo 8 e 9).

Ao considerar-se a divisão em fases de teste e pós-teste, não foram encontradas diferenças significativas entre os dois anos para nenhum local ou faixa etária, exceto para os imaturos no porto da Culatra durante a fase dos testes. Este resultado parece indicar que, mais uma vez, no porto de Olhão os testes tiveram pouco efeito na redução da disponibilidade de alimento. Contudo, seria de esperar que,

pelo menos no aterro, tanto os adultos como os imaturos fossem menos abundantes em 2022 durante os testes. Os adultos evitam deslocarem-se a este local em plena época de reprodução, sobretudo se não forem recompensados com a obtenção de alimento (Silva 2021), por isso, era expectável que as baixas abundâncias se mantivessem após os testes. Provavelmente não foram encontradas diferenças significativas porque mesmo num ano normal, os indivíduos desta faixa etária tendem a não se deslocar ao aterro durante a época de reprodução (Egunez et al. 2018). Os adultos observados neste local durante este período podiam ser não-reprodutores ou especialistas, pelo que não seriam tão facilmente dissuadidos pela introdução de uma perturbação ou pela alteração da disponibilidade dos recursos (Bolnick et al. 2003). Como acima referido, o modelo escolhido para os adultos não foi o que teve menor AIC entre todos os modelos testados (Anexo 6). A variável “fase” parece ter pouca importância na explicação da variação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas adultas quando comparada com o local e o ano, o que poderá explicar a ausência de resultados significativos quando a primeira foi considerada (Anexo 6).

Neste trabalho, praticamente não se observou um efeito significativo das várias fases de teste na distribuição dos imaturos. No entanto, Arizaga et al. (2014) verificou que a implementação de falcoaria num dado aterro foi diminuiu eficazmente a abundância de gaivotas jovens que beneficiavam deste recurso. As aves inexperientes podem ser afetadas pelo uso de falcoaria, já que representa, para elas, uma fonte de stress adicional. Assim, é provável que estas sejam facilmente dissuadidas de visitar este local se não forem recompensadas com a obtenção de alimento. Arizaga et al. (2014) observou um maior afastamento dos imaturos em resposta a este tipo de medidas e, no fim desta perturbação, o regresso dos mesmos aos aterros. A principal diferença com o presente trabalho foi a duração das medidas e a altura do ano em que esta foi aplicada, justificando talvez as incongruências dos resultados entre os dois trabalhos.

No porto da Culatra, constatou-se um aumento do número de imaturos de 2021 para 2022, durante o decurso dos testes. É provável que este resultado não decorra diretamente dos testes e que se tenha devido a algum fator que não foi tido em conta, visto este local ser pouco influenciado pela atividade de pesca.

Por fim, é preciso considerar que, em 2021, apenas foi realizado um dia de contagem durante os testes no aterro e que, em 2022, foi feita uma amostragem de quatro dias (Anexo 2). O baixo esforço de amostragem em 2021 pode justificar a ausência de diferenças significativas de abundância, nesta fase, no aterro. Outra explicação seria que algumas restrições resultantes da pandemia COVID-19 poderiam, ainda, subsistir no segundo trimestre de 2021 (Anexo 8). Por esse motivo, seria essencial em análises futuras usar como referência um ano sem eventos suscetíveis de alterar a disponibilidade de alimento. Analisar a abundância de adultos e imaturos em locais não afetados pelos testes, como Arizaga et al. (2014), permitiria perceber quais as soluções encontradas pela população de gaivota-de-patas-amarelas para responder a uma diminuição da disponibilidade de curta duração.

4.4. Diferenças de exploração entre idades

4.4.1. Fidelidade

Não foram detetadas diferenças entre imaturos e adultos quanto à preferência por um local de alimentação, mas os valores do índice de fidelidade foram elevados para ambos os grupos. Esperava-se que as aves mais jovens apresentassem uma menor fidelidade, dada a sua tendência para explorar várias fontes de alimento (Franks and Thorogood 2018; Votier et al. 2017). Votier et al. (2017) observou um menor grau de especialização em imaturos, justificando que a preferência pode ser adquirida através de

aprendizagem, refinamento exploratório ou mesmo, transmitida entre gerações. Contudo, Woo et al. (2008) concluiu que as diferenças individuais eram mais importantes do que as diferenças entre sexos ou idades. Assim, podemos supor que, provavelmente, no presente trabalho, o fator mais relevante para a fidelidade a um dado local, nesta região, não foi tido em conta.

Por outro lado, os dados das anilhas, não fornecem informação regular sobre a localização do indivíduo, como se conseguiria obter com registo GPS. Assim, a sobre representação do porto de Olhão nas observações de dada anilha pode dever-se tanto a uma maior fidelidade de um indivíduo a esse local, como a um esforço de observação diferencial. Como vemos no anexo 10, os três PAFS estudados no âmbito deste trabalho destacam-se por terem tido amostragem constante. No entanto, no porto de Olhão houve um número desproporcionado de observações de indivíduos marcados quando comparado com o aterro do Sotavento e o porto da Culatra. Olhão é um local turístico, onde as gaivotas tendem a aproximar-se das pessoas, o que facilita as observações de anilhas, mesmo por pessoas alheias ao projeto. O aterro, por sua vez, é um sítio isolado, onde as visitas por lazer são raras, e onde as anilhas têm de ser obrigatoriamente lidas com a ajuda de um telescópio.

Seria interessante perceber se esta população tem, efetivamente, um elevado grau de fidelidade, comparando os seus índices com os de uma população “nula”, gerados de forma aleatória. O objetivo desta comparação seria compreender a extensão da especialização nesta população, no que toca ao tipo de alimentação e ao local. Outro aspeto importante seria avaliar as estratégias encontradas para se adaptarem a um cenário de alterações de disponibilidade dos recursos. No entanto, seria preferível investir em registo GPS ou, então, num esforço de observação constante num maior número de locais da região.

4.4.2. Distâncias

De forma geral, os imaturos distanciaram-se mais da colónia do que os adultos. Este resultado aponta para uma exploração de um maior número de fontes de alimento longe da colónia, pelas aves mais jovens, enquanto os reprodutores estão, de modo geral, mais constrangidos à mesma. Parsons and Duncan (1978) também observou uma maior dispersão das Gaivotas-prateadas (*Larus argentatus* Pontoppidan, 1763) imaturas do que das adultas, contudo este estudo baseou-se em verdadeiras recuperações de anilhas e não em observações. Os resultados do presente trabalho sugerem que os adultos preferem locais situados a menos de 50 km da colónia. Durante a época reprodutora, estes não se afastam da colónia por terem de proteger e alimentar as crias (Duhem et al. 2005; Veríssimo 2018; Weimerskirch 2007). Por outro lado, após a reprodução, Grissac et al. (2017) sugere que esta classe etária tem uma elevada necessidade energética, justificando, assim, a sua reduzida dispersão durante o verão e o outono. Além disso, o Algarve é um local produtivo, onde existem vários PAFS de qualidade próximos da colónia, pelo que é possível que os reprodutores não sintam tanta necessidade de se afastarem. Os imaturos, por sua vez, talvez dispersem para procurar zonas menos sujeitas a competição (Votier et al. 2017) ou para ganharem experiência na exploração de diferentes tipos de recursos. Isto pode significar que as baixas abundâncias de imaturos observadas no aterro, durante o primeiro trimestre (ver ponto 4.1), se devem a uma menor presença deste grupo na região.

É de notar que a maior concentração de gaivotas a menos 50 km da colónia pode ter resultado apenas do esforço de amostragem constante realizado nesta zona, pelo projeto. À medida que a distância à colónia aumenta, o esforço de observação é mais disperso, ou focado apenas em certos locais, onde, por exemplo, decorrem outros projetos ou em zonas mais turísticas.

Arizaga et al. (2014) observou que, com a redução da disponibilidade alimentar na proximidade da colónia, as gaivotas se podem afastar mais em procura de alimento. Como Arizaga et al. (2014),

poderia estudar-se o potencial de uma redução da disponibilidade alimentar atenuar as limitações de distância impostas pela época de reprodução aos adultos. Eventualmente, seria importante ter-se em conta a variação da distância máxima percorrida ao longo do ano, para melhor compreender o seu efeito neste parâmetro.

4.5. Conservação e perspectivas futuras

Um dos objetivos deste trabalho foi implementar restrições aos PAFS da região algarvia e analisar as suas consequências na abundância de gaivotas-de-patas-amarelas. As perturbações pontuais do acesso aos recursos permitem prever o efeito de uma diminuição permanente da disponibilidade alimentar nos parâmetros demográficos e comportamentais de animais oportunistas. Este tipo de estudos possibilita, também, o ajuste progressivo das medidas, de forma a alcançar uma eficaz redução do tamanho populacional.

Foram analisados dois tipos de eventos: 1) a pandemia COVID-19, que perturbou o turismo e a pesca, principalmente durante três meses de inverno em 2021, e 2) os testes, que duraram apenas 15 dias, afetando diretamente a disponibilidade de alimento nos PAFS. O primeiro parece ter demonstrado maior eficácia na alteração dos hábitos alimentares das gaivotas-de-patas-amarelas do que os testes. É provável que reduções pontuais da abundância dos recursos sejam, por isso, menos eficazes na diminuição da sua fecundidade e tamanho populacional. No entanto, a abundância nos portos não parece ter sido afetada por nenhum dos eventos, o que pode indicar a existência de outros recursos que suportam a população em situações de escassez de alimento associado aos PAFS. Outra possibilidade é que a redução das rejeições de pesca não tenha sido bem-sucedida nos portos, por exemplo, no caso dos testes a disponibilidade deste recurso dependeu, essencialmente, da adesão e cumprimento das medidas pelos pescadores.

De forma geral, os imaturos parecem ser mais afetados pela presença de adultos do que pela alteração da disponibilidade alimentar sazonal, por isso, é essencial estudar o efeito deste tipo de medidas nas diferentes classes etárias. Apesar de nos testes de redução da disponibilidade não se terem encontrado diferenças na resposta comportamental entre as duas idades, seria importante analisar as respetivas estratégias de obtenção de alimento neste cenário. Por exemplo, Arizaga et al. (2014) descobriu que os imaturos começam a afastar-se mais após a introdução de elementos dissuasores num aterro do Golfo da Biscaia. No entanto, durante a época de reprodução os adultos estão constrangidos à colónia, pelo que não têm a possibilidade de se distanciar sem sacrificar a sobrevivência das suas crias (Duhem et al. 2005; Veríssimo 2018; Weimerskirch 2007). Assim, a redução da disponibilidade alimentar de curta-duração poderá afetar a *fitness* (Oro et al. 2013; Pons and Migot 1995), se for realizada numa altura sensível. Para melhor compreender as consequências a longo-prazo de uma redução dos recursos, seria necessário avaliar também parâmetros reprodutores ou as distâncias percorridas ao longo do ano, tal como Duhem et al. (2008) e Arizaga et al. (2014). Além disso, uma grande abundância de gaivotas não significa necessariamente que todas têm a oportunidade de se alimentar, pelo que seria importante considerar apenas os indivíduos que exibam este comportamento. Neste trabalho, não foi possível analisar as várias classes de imaturos, mas Arizaga et al. (2014) sugere um comportamento diferencial da resposta a alterações da disponibilidade nos PAFS conforme a idade.

Noutra perspetiva, antes da implementação de políticas ambientais que restrinjam a disponibilidade alimentar nos PAFS, deveria ter-se em conta o seu efeito nas restantes espécies que aproveitam estes recursos. É provável que espécies com estatutos de conservação mais desfavoráveis sejam impactadas por uma redução destes recursos, seja por uma impossibilidade de os usarem, ou devido a uma maior pressão predatória por parte de espécies oportunistas. Nesta região, uma limitação

dos recursos antropogénicos provocaria, possivelmente, um aumento da competição das gaivotas-de-patas-amarelas com as gaivotas-de-audouin e uma maior predação dos ovos destas últimas. Este aspeto, em conjunto com a depleção das suas presas naturais pela pesca, representa uma ameaça para a gaivota-de-audouin. Contudo, segundo Oro et al. 2013, os subsídios alimentares podem constituir uma ferramenta ecológica, permitindo afastar espécies problemáticas de zonas urbanas ou suportar populações ameaçadas.

A população da gaivota-de-patas-amarelas da Deserta tem sofrido decréscimos devido ao aparecimento do síndrome parético (Soares 2014), por isso, deve-se ter em conta que a implementação deste tipo de medidas a longo-termo poderá fragilizá-la. Por outro lado, em resposta à diminuição dos recursos, esta população poderá recorrer às cidades para se alimentar, provocando um acréscimo da transmissão de doenças ao Homem. Haverá, também, uma menor probabilidade de as gaivotas-de-patas-amarelas serem capturadas acidentalmente durante a atividade de pesca ou da interação com os resíduos em aterro interferir com a sua sobrevivência. Além disso, em estudos futuros deveria considerar-se o papel da competição com outras espécies, por exemplo com cegonhas-brancas (*Ciconia ciconia* (Linnaeus, 1758)) ou gaivotas-de-asa-escura, no comportamento de exploração das gaivotas-de-patas-amarelas.

Finalmente, é importante ter em conta a variação individual dos comportamentos e das técnicas de obtenção de alimento dentro desta população, já que dependem fortemente das experiências e preferências de cada indivíduo. A análise da proporção de especialistas e generalistas pode constituir uma ferramenta na previsão da resposta da população às alterações alimentares. Por exemplo, uma população composta por um elevado número de indivíduos especializados no consumo de um PAFS, terá, possivelmente, uma resposta mais demorada à indisponibilidade dos recursos antropogénicos (Woo et al. 2008).

4.6. Conclusões

A distribuição da população de gaivotas-de-patas-amarelas da Deserta pelos locais estudados parece estar intimamente associada à classe etária, à época do ano, ao tipo de alimento e à variação anual da disponibilidade da pesca. Como já tinha sido demonstrado por Veríssimo (2018), Silva (2021) e Matos et al. (2018), a população de gaivotas-de-patas-amarelas da Ria Formosa depende de subsídios alimentares antropogénicos, nomeadamente das rejeições de peixe e de materiais de aterro. A disponibilidade de peixe parece reger o comportamento alimentar desta espécie, visto os resíduos do aterro serem consumidos em menor escala e ganharem uma maior importância quando a atividade de pesca é menor, como já tinha sido apresentado por Mendes (2017) e Egunez et al. (2018).

As principais diferenças comportamentais entre adultos e imaturos residem nos fatores que regem a sua distribuição pelos PAFS. Enquanto a dos adultos é fortemente influenciada pela proximidade da fonte de alimento à colónia e pela sua qualidade, para os imaturos a abundância de conspécificos no local parece ter maior importância.

Esta população também mostrou ser capaz de alterar os seus padrões anuais de alimentação em situações de disponibilidade alimentar reduzida, por exemplo, a diminuição das atividades de pesca e do turismo provocada pela pandemia. Isto demonstra a capacidade adaptativa destas gaivotas, já verificada por Arizaga et al. (2014), Duhem et al. (2008) e Payo-Payo et al. (2015). A resposta da população da Deserta pareceu relacionar-se sobretudo com a duração e eficiência dos eventos que promoveram a redução da disponibilidade dos recursos.

Este trabalho permitiu entender o comportamento alimentar anual da população da Deserta, distinguindo, pela primeira vez, entre as classes etárias. Adicionalmente, iniciou o estudo da resposta desta espécie à redução dos recursos antropogénicos na região. Contudo, mais conhecimentos sobre esta população serão necessários para se poderem implementar medidas definitivas de redução da disponibilidade dos recursos antropogénicos.

5. Bibliografia *

- Abbas J, Mubeen R, Iorember PT, Raza S, Mamirkulova G (2021) Exploring the impact of COVID-19 on tourism: transformational potential and implications for a sustainable recovery of the travel and leisure industry. *Curr Res Behav Sci* 2:1–11. doi: 10.1016/j.crbeha.2021.100033
- Akaike H (1978) On Newer Statistical Approaches to Parameter Estimation and Structure Determination. *IFAC Proc Vol* 11:1877–1884. doi: 10.1016/s1474-6670(17)66162-7
- Alonso H, Almeida A, Granadeiro JP, Catry P (2015) Temporal and age-related dietary variations in a large population of yellow-legged gulls *Larus michahellis*: implications for management and conservation. *Eur J Wildl Res* 61:819–829. doi: 10.1007/s10344-015-0958-9
- Arizaga J, Jover L, Aldalur A, Cuadrado JF, Herrero A, Sanpera C (2013) Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Mar Environ Res* 1–7. doi: 10.1016/j.marenvres.2013.02.016
- Arizaga J, Aldalur A, Herrero A, Cuadrado JF, Díez E, Crespo A (2014) Foraging distances of a resident yellow-legged gull (*Larus michahellis*) population in relation to refuse management on a local scale. *Eur J Wildl Res* 60:171–175. doi: 10.1007/s10344-013-0761-4
- Bicknell AWJ, Oro D, Camphuysen KCJ, Votier SC (2013) Potential consequences of discard reform for seabird communities. *J Appl Ecol* 50:649–658. doi: 10.1111/1365-2664.12072
- Bolnick DI, Svanba R, Fordyce JA, Yang LH, Davis JM, Hulsey CD, Forister ML (2003) The Ecology of Individuals : Incidence and Implications of Individual. *Am Nat* 161:1–28. doi: 10.1086/343878
- Bonnet-Lebrun AS, Phillips RA, Manica A, Rodrigues ASL (2018) Quantifying individual specialization using tracking data: a case study on two species of albatrosses. *Mar Biol* 165:1–15. doi: 10.1007/s00227-018-3408-x
- Bosch M, Oro D, Cantos FJ, Zabala M (2000) Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull. *J Appl Ecol* 37:369–385.
- Burthe SJ, Wanless S, Newell MA, Butler A, Daunt F (2014) Assessing the vulnerability of the marine bird community in the western North Sea to climate change and other anthropogenic impacts. *Mar Ecol Prog Ser* 507:277–295.
- Calado JG, Matos DM, Ramos JA, Moniz F, Ceia FR, Granadeiro JP, Paiva VH (2018) Seasonal and annual differences in the foraging ecology of two gull species breeding in sympatry and their use of fishery discards. *J Avian Biol* ????. doi: 10.1111/jav.01463
- Calado JG, Ramos JA, Almeida A, Oliveira N, Paiva VH (2021) Seabird-fishery interactions and bycatch at multiple gears in the Atlantic Iberian coast. *Ocean Coast Manag* 200:105306. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2020.105306
- Calado M (1996) Little Tern (*Sterna albifrons*) Status and Conservation at Ria Formosa Natural Park , Algarve , Portugal. *Colon Waterbirds-Special Publ* 19:78–80.
- Cama A, Abellana R, Christel I, Ferrer X, Vieites DR (2012) Living on predictability: Modelling the density distribution of efficient foraging seabirds. *Ecography (Cop)* 35:912–921. doi: 10.1111/j.1600-0587.2011.06756.x
- Carmona M, Aymí R, Navarro J (2021) Importance of predictable anthropogenic food subsidies for an opportunistic gull inhabiting urban ecosystems. *Eur J Wildl Res* 67:9? doi: 10.1007/s10344-020-01446-2
- Ceia FR, Ramos JA (2015) Individual specialization in the foraging and feeding strategies of seabirds :

- a review. *Mar Biol* 162:1923–1938. doi: 10.1007/s00227-015-2735-4
- Ceia FR, Patrício J, Marques JC, Dias JA (2010) Ocean & Coastal Management Coastal vulnerability in barrier islands : The high risk areas of the Ria Formosa (Portugal) system. *Ocean Coast Manag* 53:478–486. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2010.06.004
- Ceia FR, Paiva VH, Fidalgo V, Morais L, Baeta A, Crisóstomo P, Mourato E, Garthe S, Marques JC, Ramos JA (2014) Annual and seasonal consistency in the feeding ecology of an opportunistic species, the yellow-legged gull *Larus michahellis*. *Mar Ecol Prog Ser* 497:273–284. doi: 10.3354/meps10586
- Cristol DA, Akst JG, Curatola MK, Dunlavey EG, Fisk KA, Moody KE (2017) Age-Related Differences In Foraging Ability Among Clam-Dropping Herring Gulls (*Larus argentatus*). *Wilson J Ornithol* 129:301–310. doi: 10.1676/15-024.1
- Duhem C, Vidal E, Legrand J, Tatoni T (2003) Opportunistic feeding responses of the yellow-legged gull *larus michahellis* to accessibility of refuse dumps. *Bird Study* 50:61–67. doi: 10.1080/00063650309461291
- Duhem C, Vidal E, Roche P, Legrand J (2005) How Is the Diet of Yellow-Legged Gull Chicks Influenced by Parents ' Accessibility to Landfills ? *Waterbirds Int J Waterbird Biol* 28:46–52.
- Duhem C, Roche P, Vidal E, Tatoni T (2008) Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Popul Ecol* 50:91–100. doi: 10.1007/s10144-007-0059-z
- Egunez A, Zorrozuza N, Aldalur A, Herrero A, Arizaga J (2018) Local use of landfills by a yellow-legged gull population suggests distance-dependent resource exploitation. *J Avian Biol* 49:1–7. doi: 10.1111/jav.01455
- Food and Agriculture Organization (2020) The impact of COVID-19 on fisheries and aquaculture food systems, possible responses. 1–38.
- Franks VR, Thorogood R (2018) Older and wiser? Age differences in foraging and learning by an endangered passerine. *Behav Processes* 148:1–9. doi: 10.1016/j.beproc.2017.12.009
- Furness RW (2014) Impacts of fisheries on seabird communities. *Sci Mar* 67:33–45.
- Galarza A, Herrero A, Domínguez JM, Aldalur A, Arizaga J (2012) Movements of Mediterranean Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* to the Bay of Biscay. *Ringling Migr* 27:26–31. doi: 10.1080/03078698.2012.691060
- Garcês A, Pires I, Pacheco FAL, Sanches Fernandes LF, Soeiro V, Lóio S, Prada J, Cortes R, Queiroga FL (2019) Preservation of wild bird species in northern Portugal - Effects of anthropogenic pressures in wild bird populations (2008–2017). *Sci Total Environ* 650:2996–3006. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.022
- Golet GH, Kuletz KJ, Roby DD, Irons DB (2000) Adult prey choice affects chick growth and reproductive success in Pigeon Guillemots. *Auk* 117(1):82–91. doi: 10.1642/0004-8038(2000)117
- González-Solís J, Oro D, Jover L, Ruiz X, Pedrocchi V (1997) Trophic niche width and overlap of two sympatric gulls in the southwestern Mediterranean. *Oecologia* 112:75–80. doi: 10.1007/s004420050285
- Grissac S de, Bartumeus F, Cox SL, Weimerskirch H (2017) Early-life foraging: Behavioral responses of newly fledged albatrosses to environmental conditions. *Ecol Evol* 7:6766–6778. doi: 10.1002/ece3.3210
- Hudson A V, Furness RW (1988) Utilization of discarded fish by scavenging seabirds behind

- whitefish trawlers in Shetland. *Zool Soc London* 215:151–166.
- Jordi O, Herrero A, Aldalur A, Cuadrado JF, Arizaga J (2014) The impact of non-local birds on yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the Bay of Biscay: A dump-based assessment. *Anim Biodivers Conserv* 37:183–190. doi: 10.32800/abc.2014.37.0183
- Lopes CS, de Faria JP, Paiva VH, Ramos JA (2020) Characterization of anthropogenic materials on yellow-legged gull (*Larus michahellis*) nests breeding in natural and urban sites along the coast of Portugal. *Environ Sci Pollut Res* 27:36954–36969. doi: 10.1007/s11356-020-09651-x
- Lopes CS, Paiva VH, Vaz PT, Pais de Faria J, Calado JG, Pereira JM, Ramos JA (2021) Ingestion of anthropogenic materials by yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in natural, urban, and landfill sites along Portugal in relation to diet composition. *Environ Sci Pollut Res* 28:19046–19063. doi: 10.1007/s11356-020-12161-5
- Matias R, Catry P (2010) The diet of Atlantic Yellow-legged Gulls (*Larus michahellis atlantis*) at an oceanic seabird colony: Estimating predatory impact upon breeding petrels. *Eur J Wildl Res* 56:861–869. doi: 10.1007/s10344-010-0384-y
- Matos DM, Ramos JA, Calado JG, Ceia FR, Hey J, Paiva VH (2018) How fishing intensity affects the spatial and trophic ecology of two gull species breeding in sympatry. *ICES J Mar Sci* 75:1949–1964. doi: 10.1093/icesjms/fsy096
- Mendes R (2017) Foraging ecology of yellow-legged gulls with a marine strategy. Universidade de Coimbra
- Mendes RF, Ramos JA, Paiva VH, Calado JG, Matos DM, Ceia FR (2018) Foraging strategies of a generalist seabird species, the yellow-legged gull, from GPS tracking and stable isotope analyses. *Mar Biol* 165:1–14. doi: 10.1007/s00227-018-3421-0
- Navarro J, Grémillet D, Afán I, Miranda F, Bouten W, Forero MG, Figuerola J (2019) Pathogen transmission risk by opportunistic gulls moving across human landscapes. *Sci Rep* 9:1–5? doi: 10.1038/s41598-019-46326-1
- Nicastro KR, Savio R Lo, Mcquaid CD, Madeira P, Valbusa U, Azevedo F, Casero M, Lourenço C, Zardi GI (2018) Plastic ingestion in aquatic-associated bird species in southern Portugal. *Mar Pollut Bull* 126:413–418. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.11.050
- Obersteiner G, Gollnow S, Eriksson M (2021) Carbon footprint reduction potential of waste management strategies in tourism. *Environ Dev* 39:100617 ? doi: 10.1016/j.envdev.2021.100617
- Oro D, Bosh M, Ruiz X (1995) Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Ibis (Lond 1859)* 137:547–549. doi: 10.1111/j.1474-919X.1995.tb03265.x
- Oro D, Genovart M, Tavecchia G, Fowler MS, Martinez-Abraín A (2013) Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecol Lett* 16:1501–1514. doi: 10.1111/ele.12187
- Ouled-cheikh J, Morera-pujol V, Bahillo Á, Ramírez F, Cerdà-Cuellar M, Ramos R (2021) Foraging in the Anthropocene : Feeding plasticity of an opportunistic predator revealed by long term monitoring. *Ecol Indic* 129:1–10. doi: 10.1016/j.ecolind.2021.107943
- Parsons J, Duncan N (1978) Recoveries and Dispersal of Herring Gulls from the Isle of May Author (s): Jasper Parsons and Neil Duncan Source : *Journal of Animal Ecology* , Vol . 47 , No . 3 (Oct ., 1978), pp . 993-1005 Published by : British Ecological Society Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/3429>
- Payo-Payo A, Oro D, Igual JM, Jover L, Sanpera C, Tavecchia G (2015) Population control of an overabundant species achieved through consecutive anthropogenic perturbations. *Ecol Appl* 25:2228–2239. doi: 10.1890/14-2090.1

- Pons J-M, Migot P (1995) Life-History Strategy of the Herring Gull: Changes in Survival and Fecundity in a Population Subjected to Various Feeding Conditions. *J Anim Ecol* 64:592–599. doi: 10.2307/5802
- Ramos R, Ramírez F, Sanpera C, Jover L, Ruiz X (2009a) Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *Mar Ecol Prog Ser* 377:289–297. doi: 10.1007/s10336-008-0346-2
- Ramos R, Ramírez F, Sanpera C, Jover L, Ruiz X (2009b) Feeding ecology of yellow-legged gulls *Larus michahellis* in the western Mediterranean: A comparative assessment using conventional and isotopic methods. *Mar Ecol Prog Ser* 377:289–297. doi: 10.3354/meps07792
- Real E, Oro D, Martínez-Abraín A, Igual JM, Bertolero A, Bosch M, Tavecchia G (2017) Predictable anthropogenic food subsidies, density-dependence and socio-economic factors influence breeding investment in a generalist seabird. *J Avian Biol* 48:1462–1470. doi: 10.1111/jav.01454
- Roy P, Mohanty AK, Wagner A, Sharif S, Khalil H, Misra M (2021) Impacts of COVID-19 Outbreak on the Municipal Solid Waste Management: Now and beyond the Pandemic. *ACS Environ Au* 1:32–45. doi: 10.1021/acsenvironau.1c00005
- Sarkodie SA, Owusu PA (2021) Impact of COVID-19 pandemic on waste management. *Environ Dev Sustain* 23:7951–7960. doi: 10.1007/s10668-020-00956-y
- Silva FSMR (2021) Food choices of the Yellow-legged Gull population of Barreta Island, on anthropogenic food sources from fishing ports, fishing vessels and landfills. Universidade do Algarve
- Soares SPV (2014) Portugal, Paretic syndrome in gulls (*Lariidae*) in the south of Portugal. Universidade de Lisboa
- Sorais M, Mazerolle MJ, Giroux J, Verreault J (2020) Landfills represent significant atmospheric sources of exposure to halogenated flame retardants for urban-adapted gulls. *Environ Int* 135:1–10. doi: 10.1016/j.envint.2019.105387
- Spaans AL (2002) On the Feeding Ecology of the Herring Gull *Larus argentatus* Pont. in the Northern Part of the Netherlands. *Ardea* 55:73–188. doi: 10.5253/arde.v59.p73
- Spelt A, Soutar O, Memmott J, Williamson C, Shamoun-Baranes J, Rock P, Windsor S (2021) Urban gulls adapt foraging schedule to human-activity patterns. *Ibis (Lond 1859)* 163:274–282. doi: 10.1111/ibi.12892
- Thomas GJ (1972) A review of gull damage and management methods at nature reserves. *Biol Conserv* 4:117–127. doi: 10.1016/0006-3207(72)90012-2
- Van Donk S, Shamoun-Baranes J, Bouten W, Van Der Meer J, Camphuysen KCJ (2020) Individual differences in foraging site fidelity are not related to time-activity budgets in Herring Gulls. *Ibis (Lond 1859)* 162:429–445. doi: 10.1111/ibi.12697
- Veríssimo SN (2018) The Role of Fisheries in Yellow-Legged Gulls' Diet. Universidade de Coimbra
- Votier SC, Fayet AL, Bearhop S, Bodey TW, Clark BL, Grecian J, Guilford T, Hamer KC, Jeglinski JWE, Morgan G, Wakefield E, Patrick SC (2017) Effects of age and reproductive status on individual foraging site fidelity in a long-lived marine predator. *Proc R Soc B* 284:1-7?
- Weimerskirch H (2007) Are seabirds foraging for unpredictable resources? *Deep Res Part II Top Stud Oceanogr* 54:211–223. doi: 10.1016/j.dsr2.2006.11.013
- Woo KJ, Elliott KH, Davidson M, Gaston AJ, Davoren GK (2008) Individual specialization in diet by a generalist marine predator reflects specialization in foraging behaviour. *J Anim Ecol* 77:1082–1091. doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01429.x

Yoda K, Tomita N, Mizutani Y, Narita A, Niizuma Y (2012) Spatio-temporal responses of black-tailed gulls to natural and anthropogenic food resources. *Mar Ecol Prog* 466:249–259. doi: 10.3354/meps09939

* de acordo com a revista *Marine Biology*

6. Anexos

Anexo 1. Esforço de amostragem por trimestre e ano nos três locais de estudo (aterro do Sotavento, porto de Olhão e porto da Culatra), de julho de 2020 a abril de 2022, realizado no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira. Colunas com o número de amostragens em que participei, a partir de janeiro de 2022 até abril de 2022.

Ano	Trimestre	Contagens no Aterro do Sotavento	Contagens no Aterro do Sotavento em que participei	Contagens no Porto de Olhão	Contagens no Porto de Olhão em que participei	Contagens no Porto da Culatra	Contagens no Porto da Culatra em que participei
2020	3	53	-	19	-	20	-
	4	39	-	17	-	15	-
2021	1	40	-	17	-	16	-
	2	48	-	26	-	25	-
	3	42	-	20	-	20	-
	4	46	-	19	-	19	-
2022	1	49	49	20	7	20	7
	2	16	16	6	3	6	0

Anexo 2. Esforço de amostragem por fase dos testes nos três locais de estudo (aterro do Sotavento, porto de Olhão e porto da Culatra), em maio e junho de 2021 e 2022 realizado no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira. Colunas com o número de amostragens em que participei, a partir de maio a junho de 2022. A azul-claro está representado o período em que se realizaram os testes de redução de disponibilidade de alimento.

	Contagens no Aterro do Sotavento	Contagens no Aterro do Sotavento em que participei	Contagens no Porto de Olhão	Contagens no Porto de Olhão em que participei	Contagens no Porto da Culatra	Contagens no Porto da Culatra em que participei
1-15 maio	8	-	13	-	13	-
16-31 maio	50	-	14	-	16	-
1-30 junho	33	-	18	-	22	-
Total 2021	91	-	45	-	51	-
1-15 maio	32	16	14	8	14	7
16-31 maio	32	8	20	5	18	9
1-30 junho	48	40	24	12	25	18
Total 2022	112	64	58	25	57	34

Anexo 3. Resultados do modelo linear generalizado (GLM) que testa a relação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas de acordo com o local, ano, trimestre e idade, com dados de julho de 2020 a abril de 2022. As variáveis e interações significativas (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinaladas com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001.

	β ($\pm$ erro)	Z	Valor-p
(Ordenada na origem)	2,69 (0,27)	9,95	< 0,001***
Porto da Culatra	1,56 (0,47)	3,29	< 0,01**
Porto de Olhão	1,51 (0,47)	3,24	< 0,01**
Trimestre2	1,46 (0,36)	4,01	< 0,001***
Trimestre3	-0,04 (0,35)	-0,10	0,92

Trimestre4	0,46 (0,38)	1,22	0,22
Imaturos	-4,93 (0,50)	-9,79	< 0,001***
2021/2022	2,00 (0,35)	5,70	< 0,001***
Porto da Culatra : trimestre2	-1,60 (0,62)	-2,60	< 0,01**
Porto de Olhão : trimestre2	-1,86 (0,61)	-3,05	< 0,01**
Porto da Culatra : trimestre3	-0,33 (0,61)	-0,54	0,59
Porto de Olhão : trimestre3	0,18 (0,61)	0,30	0,76
Porto da Culatra : trimestre4	-1,02 (0,65)	-1,58	0,11
Porto de Olhão : trimestre4	-1,20 (0,63)	-1,91	0,06
Porto da Culatra : Imaturos	3,21 (0,63)	5,10	< 0,001***
Porto de Olhão : Imaturos	2,80 (0,62)	4,48	< 0,001***
Porto da Culatra : 2021/2022	-2,52 (0,58)	-4,34	< 0,001***
Porto de Olhão : 2021/2022	-2,73 (0,58)	-4,75	< 0,001***
Trimestre2 : Imaturos	3,16 (0,59)	5,34	< 0,001***
Trimestre3 : Imaturos	2,50 (0,58)	4,34	< 0,001***
Trimestre4 : Imaturos	4,45 (0,59)	7,61	< 0,001***
Imaturos : 2021/2022	3,03 (0,53)	5,75	< 0,001***
trimestre2 : 2021/2022	-2,76 (0,56)	-4,89	< 0,001***
trimestre3 : 2021/2022	-3,79 (0,48)	-7,91	< 0,001***
trimestre4 : 2021/2022	-2,26 (0,48)	-4,68	< 0,001***
Porto da Culatra : trimestre2 : Imaturos	-1,69 (0,79)	-2,13	< 0,05*
Porto de Olhão : trimestre2 : Imaturos	-1,67 (0,79)	-2,12	< 0,05*
Porto da Culatra : trimestre3 : Imaturos	-0,39 (0,72)	-0,54	0,59
Porto de Olhão : trimestre3 : Imaturos	-0,97 (0,72)	-1,34	0,18
Porto da Culatra : trimestre4 : Imaturos	-2,17 (0,73)	-2,96	< 0,01**
Porto de Olhão : trimestre4 : Imaturos	-2,54 (0,72)	-3,52	< 0,001***
Porto da Culatra : trimestre2 : 2021/2022	2,89 (0,86)	3,36	< 0,001***
Porto de Olhão : trimestre2 : 2021/2022	3,12 (0,86)	3,64	< 0,001***
Porto da Culatra : trimestre3 : 2021/2022	4,34 (0,73)	5,98	< 0,001***
Porto de Olhão : trimestre3 : 2021/2022	4,30 (0,73)	5,92	< 0,001***
Porto da Culatra : trimestre4 : 2021/2022	2,80 (0,73)	3,77	< 0,001***
Porto de Olhão : trimestre4 : 2021/2022	3,34 (0,73)	4,58	< 0,001***
trimestre2 : Imaturos : 2021/2022	-1,43 (0,70)	-2,03	< 0,05*
trimestre3 : Imaturos : 2021/2022	-2,21 (0,61)	-3,63	< 0,001***
trimestre4 : Imaturos : 2021/2022	-2,26 (0,61)	-3,71	< 0,001***
Porto da Culatra : Imaturos : 2021/2022	-1,21 (0,54)	-2,23	< 0,05*
Porto de Olhão : Imaturos : 2021/2022	-0,96 (0,54)	-1,78	0,08

Anexo 4. Tabela com os AICs de todos os modelos lineares generalizados (GLM) testados para testar a relação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas de acordo com o local, ano, trimestre e idade. O modelo a azul foi escolhido com base no menor AIC e na menor complexidade, ou seja, o modelo final não poderia ter interações entre 4 variáveis.

Modelo	AIC	Complexidade (nº variáveis e nº interações)
Modelo Idade * Local * Trimestre * Ano	9222,57	4 var, 4 em interação
Modelo Local * Trimestre + Local * Idade + Local * Ano + Idade * Trimestre + Idade * Ano + Trimestre * Ano + Local * Trimestre * Idade + Local * Trimestre * Ano + Idade * Trimestre * Ano + Idade * Local * Ano	9230,05	4 var, 3 em interação
Modelo Local * Trimestre + Local * Idade + Idade * Trimestre + Trimestre * Ano + Local * Trimestre * Idade + Local * Trimestre * Ano	9254,26	4 var, 3 em interação
Modelo Local * Trimestre * Idade	9316,87	3 var, 3 em interação
Modelo Local * Trimestre * Ano	9363,31	3 var, 3 em interação
Duplo Trimestre * Local	9400,31	2 var, 2 em interação
Modelo Local + Trimestre + Ano + Idade	9418,55	3 var
Duplo Idade * Local	9421,72	2 var, 2 em interação
Duplo Ano * Local	9471,67	2 var, 2 em interação
Simples Local	9471,81	1 var
Duplo Trimestre * Idade	9474,65	2 var, 2 em interação
Simples Idade	9481,18	1 var
Duplo Idade * Ano	9483,19	2 var, 2 em interação
Duplo Trimestre * Ano	9495,38	2 var, 2 em interação
Simples Trimestre	9502,81	1 var
Simples Ano	9503,57	1 var
Modelo nulo	12854,62	0 var

Anexo 5. Tabela com os AICs de todos os modelos lineares generalizados (GLM) testados para adultos e para imaturos para testar a relação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas de acordo com o local, ano e fase de teste. Os modelos a azul foram escolhidos com base no objetivo do trabalho.

Adultos		Imaturos	
Modelo	AIC	Modelo	AIC
Modelo Local * Ano	3566,91	Modelo Fase * Ano * Local	2589,58
Modelo Local	3573,40	Modelo Local * Ano	2610,50
Modelo Fase * Ano * Local	3576,93	Modelo Local * Fase	2611,65
Modelo Local * Fase	3577,93	Modelo Local	2616,17
Modelo Ano	3579,13	Modelo Ano * Fase	2792,00
Modelo Ano * Fase	3583,46	Modelo Ano	2794,34
Modelo Fase	3587,73	Modelo Fase	2796,39
Modelo nulo	5459,28	Modelo nulo	4425,01

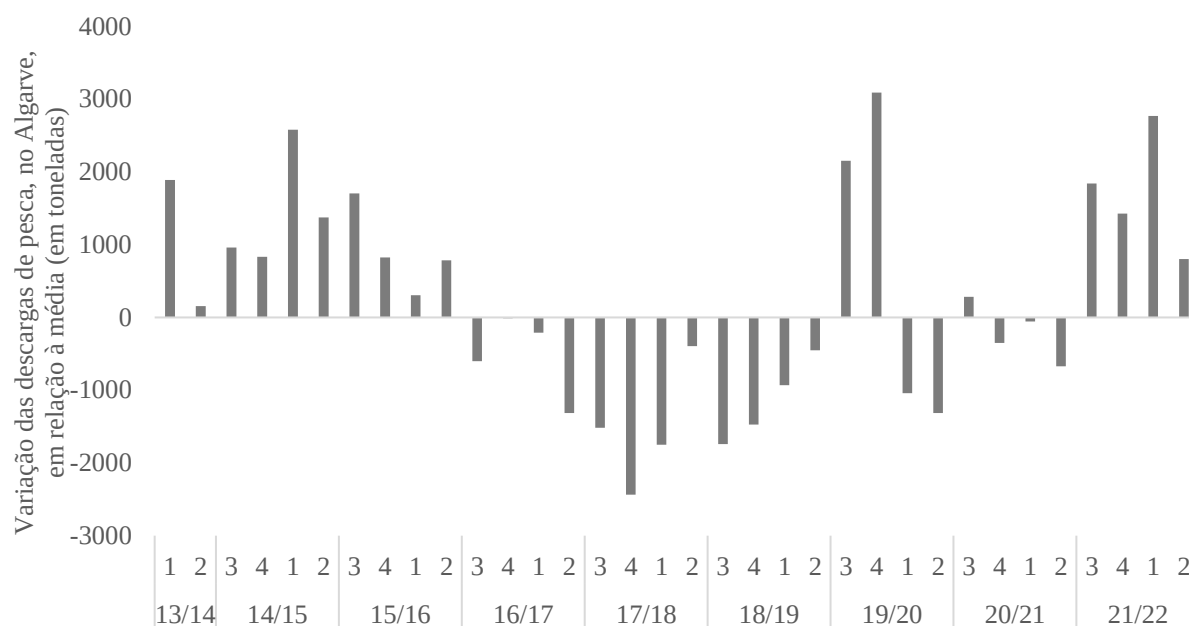
Anexo 6. Resultados dos dois modelos lineares generalizados (GLM) que testam a relação da abundância de gaivota-de-patas-amarelas imaturas e adultas de acordo com o local, ano e fase de teste, com dados de junho e maio de 2021 e 2022. As variáveis

e interações significativas (para um nível de significância de 0,05) estão a negrito e assinaladas com * quando o valor-p foi menor 0,05; ** quando este foi menor que 0,01 e *** quando foi menor do que 0,001.

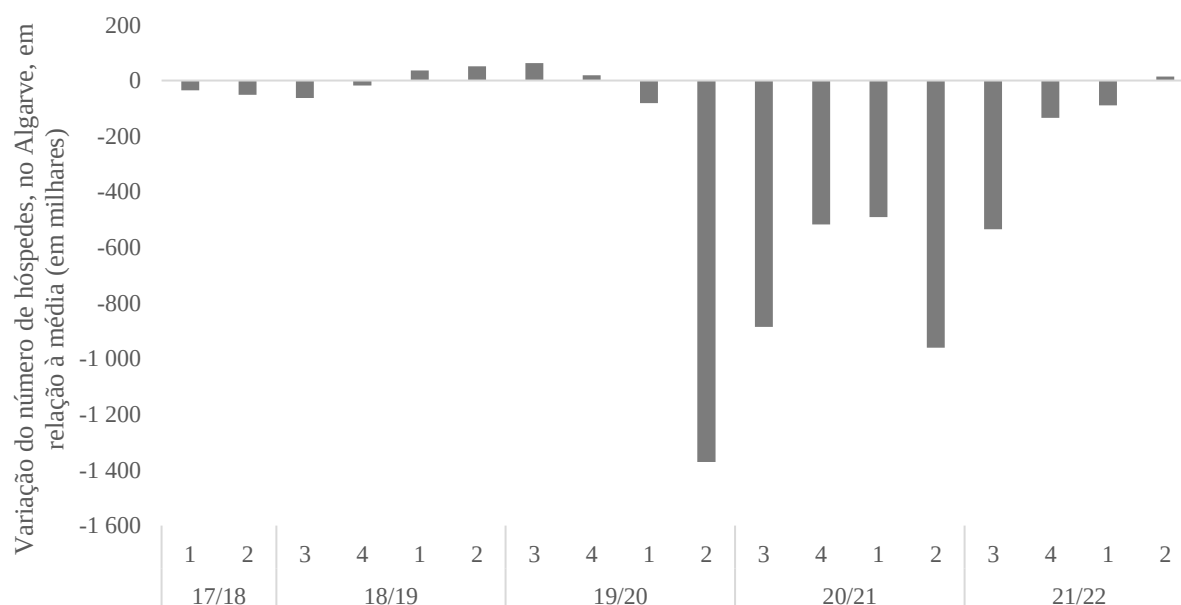
Adultos				Imaturos			
	β ($\pm$ erro)	Z	Valor-p		β ($\pm$ erro)	Z	Valor-p
(Intercept)	3,50 (0,18)	19,54	<0,001***	(Intercept)	2,98 (0,42)	7,15	<0,001***
Porto da Culatra	0,19 (0,34)	0,55	0,58	Porto da Culatra	-0,05 (0,46)	-0,10	0,92
Porto de Olhão	0,50 (0,36)	1,40	0,16	Porto de Olhão	0,03 (0,47)	0,06	0,95
2022	-0,70 (0,27)	-2,57	<0,05 *	2022	-1,21 (0,44)	-1,37	0,17
1-30 junho	0,05 (0,28)	0,19	0,85	16-31 maio	-0,76 (0,45)	-2,75	<0,01**
1-15 maio	0,45 (0,69)	0,66	0,51	1-30 junho	-0,76 (0,45)	-1,69	0,09
Culatra : 2022	0,34 (0,48)	0,71	0,48	Culatra : 2022	1,78 (0,55)	3,25	<0,01**
Olhão : 2022	0,32 (0,49)	0,65	0,52	Olhão : 2022	1,56 (0,55)	2,83	<0,01**
Culatra : 1-30 junho	0,39 (0,47)	0,84	0,40	Culatra : 16-31 maio	2,23 (0,51)	4,34	<0,001***
Olhão : 1-30 junho	0,07 (0,50)	0,14	0,89	Olhão : 16-31 maio	1,32 (0,52)	2,52	<0,05 *
Culatra : 1-15 maio	-0,34 (0,82)	-0,42	0,67	Culatra : 1-30 junho	1,89 (0,51)	3,69	<0,001***
Olhão : 1-15 maio	-1,04 (0,82)	-1,27	0,20	Olhão : 1-30 junho	1,14 (0,52)	2,20	<0,05 *
2022 : 1-30 junho	0,49 (0,39)	1,27	0,20	2022 : 16-31 maio	-0,06 (0,57)	-0,1	0,92
2022 : 1-15 maio	-0,65 (0,75)	-0,87	0,38	2022 : 1-30 junho	0,44 (0,52)	0,84	0,40
Culatra: 2022: 1-30 junho	-0,91 (0,65)	-1,40	0,16	Culatra: 2022: 16-31 maio	-1,49 (0,68)	-2,19	<0,05 *
Olhão : 2022 : 1-30 junho	-0,40 (0,67)	-0,60	0,55	Olhão : 2022 : 16-31 maio	-0,37 (0,68)	-0,54	0,59
Culatra : 2022 : 1-15 maio	1,06 (0,96)	1,11	0,27	Culatra : 2022 : 1-30 junho	-1,85 (0,62)	-2,96	<0,01 **
Olhão : 2022 : 1-15 maio	1,51 (0,96)	1,57	0,12	Olhão : 2022 : 1-30 junho	0,98 (0,63)	-1,56	0,12



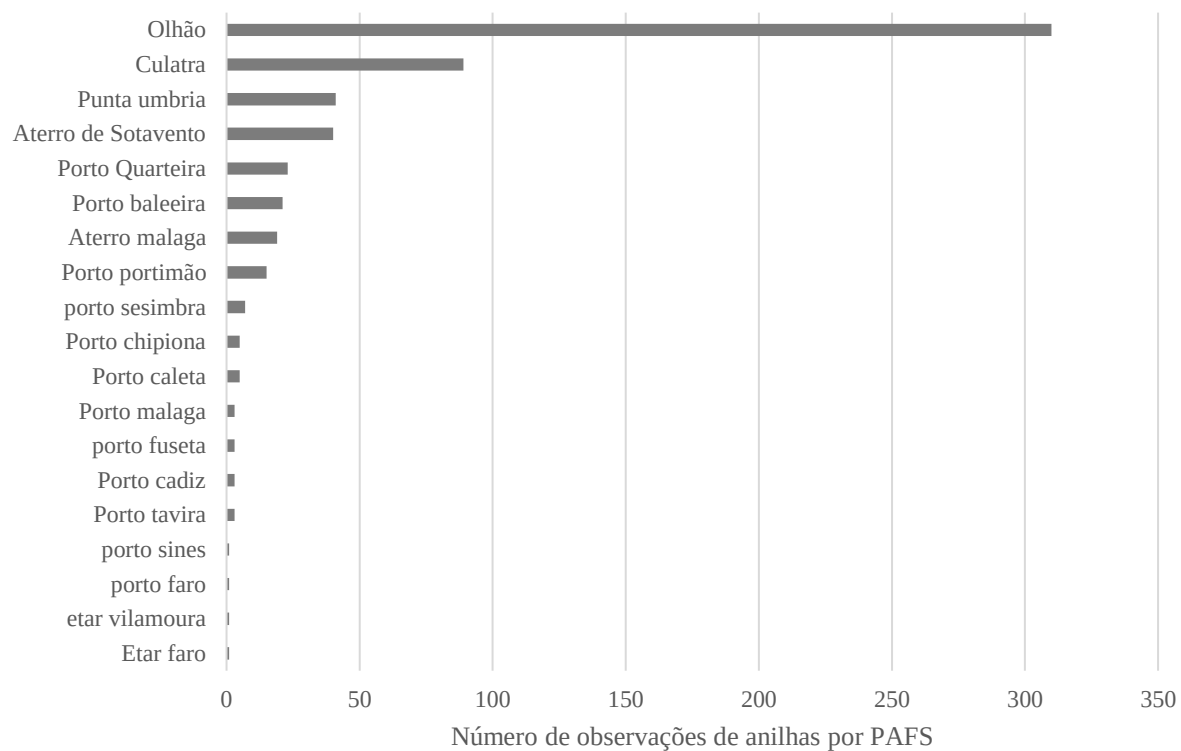
Anexo 7. Exemplo de uma gaivota adulta anilhada no âmbito do projeto LIFE Ilhas Barreira, código de três letras começando por “N” numa anilha amarela (à esquerda), e de uma gaivota adulta anilhada pelo Centro de Recuperação e Investigação de Animais Selvagens (RIAS), código de uma letra e três números numa anilha preta (à direita).



Anexo 8. Variação das descargas de pesca (apresentado em toneladas), no Algarve, em relação à média dos anos "normais" (de 2014 a 2019) num período de 8 anos e meio (de 2014 a 2022).



Anexo 9. Variação do número de hóspedes (apresentado em milhares), no Algarve, em relação à média dos anos "normais" (de 2018 a 2019) num período de 4 anos e meio (de 2018 a 2022).



Anexo 10. Número de observações de anilhas por cada subsídio alimentar antropogénico encontrado nos históricos dos 236 indivíduos de gaivota-de-patas-amarelas observados no âmbito do projeto.