



**Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia**

**Mestrado em Biologia da Conservação**

Dissertação

**Estudo da importância das aves de rapina nocturnas como  
agentes de controlo biológico em Portugal**

**Inês Alexandra Campos de Almeida**

Orientador(es) | Rui Lourenço

João Filipe Ferreira Tomás

Évora 2023

---

---

---

---



**Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia**

**Mestrado em Biologia da Conservação**

Dissertação

**Estudo da importância das aves de rapina nocturnas como  
agentes de controlo biológico em Portugal**

**Inês Alexandra Campos de Almeida**

Orientador(es) | Rui Lourenço

João Filipe Ferreira Tomás

Évora 2023

---

---

---

---



A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

Presidente | Paulo Sá-Sousa (Universidade de Évora)

Vogais | Ricardo José Azul Baptista Martins Tomé () (Arguente)  
Rui Lourenço (Universidade de Évora) (Orientador)

Esta dissertação não foi escrita ao abrigo do Novo Acordo Ortográfico

## Agradecimentos

Primeiro que tudo, quero deixar o meu maior obrigada aos meus orientadores, Rui Lourenço e João Tomás, que foram incríveis ao longo de todos estes meses, e que me inspiram e encorajam a seguir o caminho da conservação.

Ao Rui, por ter aceitado ser meu orientador, apesar de tempo livre ser algo escasso na sua agenda; pela paciência e ajuda infinitas, pela disponibilidade incansável durante as dúvidas de identificação de presas e de estatística, pela dispensa de inúmera bibliografia de apoio, pela ajuda durante as dúvidas existenciais da parte da escrita e, principalmente, pela simpatia e boa disposição, e pelas histórias tão divertidas que foi livremente partilhando comigo.

Ao João, por ter proposto inicialmente o tema – assim que o li, soube que era exactamente isto que queria fazer –, por me ter recolhido regurgitações, por me levar de uma ponta à outra do Algarve, em busca de novos territórios de corujas e mochos, e por me deixar usar (sem julgamento, mas com muito gozo) linguagem um pouco mais colorida, quando fui atacada por abelhas.

Quero também agradecer aos investigadores do LabOr, ao professor João Rabaça, à Inês Roque, ao Pedro Pereira e ao Carlos Godinho, por me terem acolhido durante a parte laboratorial e da escrita da dissertação. Obrigada pela enorme simpatia, pelas animadas conversas durante as horas de almoço e pelas maravilhosas sessões de anilhagem! Quero deixar um obrigada especial ao Pedro, por me ter disponibilizado material de apoio à identificação de invertebrados, sem o qual estaria completamente perdida, e pelos mil cuidados (muitas vezes infrutíferos) para evitar assustar-me no laboratório; e à Inês, pelas óptimas conversas de doces e séries, e por me deixar acompanhá-la em visitas aos ninhos de coruja-das-torres e anilhar as crias, essas coisas lindas e boas.

À Associação Vita Nativa – Conservação do Ambiente (<https://www.vitanativa.org/>), por me ter recebido durante a fase do trabalho de campo e deixado participar nas diversas actividades da organização. Fiz e vi tantas coisas novas, foi uma experiência incrível. As quatro semanas de trabalho

de campo foram das melhores do ano, e crias de chilreta compensam sempre as horas de sono a menos.

Aos investigadores que me foram ajudando com as dúvidas nas identificações, durante o trabalho laboratorial: a professora Sara Santos, com os *Microtus duodecimcostatus* e pelo fornecimento de chaves de identificação de morcegos; o professor Nuno Pedroso, com os exosqueletos de lagostim nas regurgitações de *Athene noctua*, e o Denis Medinas, pela ajuda na identificação de mandíbulas de morcego.

Deixo também os meus agradecimentos aos Vigilantes da Natureza de Castro Marim, Paulo Monteiro e Eunice Pereira, pela ajuda na descoberta de novos territórios de *Tyto alba*; e aos donos das propriedades no Algarve e entidades parceiras do projecto Alojamento Local para Aves (Sérgio Graça, Francis Hurst, Burroville, Herdade da Corte, Morgado Golf & Country Club, Quinta do Sobral de Baixo, Quinta do Vale Golf Resort, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas e Câmara Municipal de Alcoutim), pela disponibilidade dos seus terrenos para a colocação de caixas-ninho e subsequente monitorização.

I want to leave a special thank you to Mark Harder, Filip Blaauw, Patrick Donini and Martin Vallenius, for letting me use their wonderful owl photographs.

I'd also like to thank the Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux at the Muséum National d'Histoire Naturelle, in Paris, for giving me the details of the *Luscinia svecica* whose remains I found, ringed, inside the pellets.

Um grande grande abraço de obrigada ao Carlo e à Beatriz, por me terem deixado ficar (em grande estilo) na casa deles durante as minhas estadias no Algarve; especialmente ao Carlo, que me ajudou a enfrentar os meus medos, e tornou o trabalhar ao ar livre e com animais uma possibilidade.

À minha família, que se arrastou para Évora, sempre que eu estava demasiado atafalhada de coisas para fazer para ir ter com eles.

Aos meus pais, sem os quais nunca poderia ter conseguido fazer este mestrado; pelo enorme amor e apoio ao longo destes anos, mesmo quando decidi impulsivamente inscrever-me num mestrado que implicaria toda uma nova logística e por ficarem felizes com a minha felicidade, mesmo não percebendo o que há de tão excitante num monte de ossos regurgitados;

À minha madrasta e ao meu padrasto, o maior interessado em fotografias de passarinhos, e que me emprestou o seu ecrã incrível, que me facilitou tanto a vida durante a escrita da dissertação.

Aos meus irmãos, Gugas, Joãozinho e Béia! Especialmente ao Joãozinho, que me fez companhia pelo computador, que deu o seu melhor a tentar ajudar-me com a estatística e pelos fins de semana passados a ver kimetsu, spy eks e iruma.

Aos meus tios Xana e Pedro e primas Ana e Sara, pelo apoio e abraços bons.

Aos Vókis, pela companhia por videochamadas, e que sempre *sempre* acreditaram que eu era capaz de fazer qualquer coisa, mesmo quando eu própria me convenci que não era.

Quero também agradecer aos meus colegas e amigos do mestrado, com quem passei ótimos momentos. Um obrigada especial à Renata (a minha parceira de chocolate, panquecas e filmes), à Irma (a minha grande parceira de trabalhos, que me traz as melhores tangerinas), à Joana, ao Bruno e ao Amadinho, por terem tornado estes dois anos tão especiais. Às Tetés, pelos chocolates quentes, e cuja presença me fez esquecer que estávamos num ano em que não deveria haver proximidade física.

Um grande obrigada às minhas melhores amigas, Kika, Madalena e Sofia, que celebram as minhas vitórias como se fossem delas, que me deram ânimo durante a escrita da dissertação e que foram a minha linha de sanidade, quando o isolamento me fazia sentir mais alienada. Gosto de vocês por amor, meninas.

Aos Loloks, Inês, Marco, Resende e Sousa (que aguentou valentemente dezenas de fotografias de ossos e desabafos académicos), o nosso pequeno grupo de biólogos continua a ser a melhor coisa, e o nosso piquenique é sempre o evento alto do ano.

Aos Miguxos, Nuno, João, Sara e Salgueiro, obrigada por me levarem a sair e por sermos o grupo de adultos que fazem dormidas nas casas uns dos outros. Ao Nuno, em especial, com quem vivi as minhas primeiras impressões no mundo das aves, e o melhor parceiro para me dar chocolate quando nos perdemos à noite, no meio de Grândola.

A big thank you to Nina, my favorite travel buddy, for being excited about my work, and for reminding me that it's okay to rest every once in a while; I miss you, crazy turtle babooshka.

Por fim, quero deixar um obrigada ao Thomas, a primeira pessoa que me deu a conhecer o mundo das aves, que me aturou nas primeiras sessões de anilhagem e cujo conhecimento destes animais sempre me fascinou.

Obrigada a todos.



Birds are among the most crucial species to the global ecosystem. They must  
be protected at all costs.

BirdLife International

## Resumo

### Estudo da importância das aves de rapina nocturnas como agentes de controlo biológico em Portugal

O controlo biológico de pragas agrícolas através do uso de predadores tem o potencial de contribuir para a diminuição do uso excessivo de pesticidas químicos e para a manutenção de populações viáveis desses predadores.

Esta dissertação teve como principal objectivo avaliar se as aves de rapina nocturnas podem realizar o controlo de espécies prejudiciais à agricultura, em Portugal, tendo sido realizada uma revisão bibliográfica sobre a dieta destas aves, e recolhidos dados de campo da dieta da coruja-das-torres e do mocho-galego, na região do Algarve.

Excluindo o bufo-real, os resultados mostram claras preferências para o consumo de grandes percentagens de micromamíferos e/ou insectos na dieta de todas as espécies analisadas, tornando-as boas candidatas ao papel de agentes de controlo biológico.

O biocontrolo como método de gestão de pragas agrícolas contribui para a nossa saúde alimentar e dos ecossistemas, e promove a conservação de espécies com estatutos de conservação desfavoráveis.

#### Palavras-chave:

Agroecossistemas, biocontrolo, dieta, pragas agrícolas, serviços de ecossistema

## Abstract

### Study of the importance of nocturnal birds of prey as biological control agents in Portugal

Biological control using predators of agricultural pests could be a viable solution for both the excessive use of chemical pesticides and maintaining population densities of said predators.

The main objective of this dissertation was to assess whether nocturnal raptors could control species harmful to agriculture, in Portugal, through both a literature review of these raptors' diets and field data collection for the Barn and Little owls, in the Algarve region.

Excluding the Eagle Owl, the results show a clear preference for the consumption of large quantities of small mammals and/or insects for all considered raptor species, making them good biological control agent candidates.

Biocontrol as a method of agricultural pest management benefits our food and ecosystem health and promotes the conservation of species with unfavorable conservation statuses.

#### Keywords:

Agricultural pests, agroecosystems, biocontrol, diet, ecosystem services

# Índice

Agradecimentos	ii
Resumo	vii
Abstract	viii
1. Introdução	1
1.1. Serviços de ecossistema	1
1.2. Biocontrolo	3
1.3. As aves de rapina nocturnas	6
1.4. Objectivos	14
2. Materiais e métodos	16
2.1. Revisão bibliográfica	16
2.2. Área de estudo	17
2.3. Espécies em estudo	18
2.4. Colocação das caixas-ninho	20
2.5. Recolha de material alimentar	21
2.6. Análise laboratorial do material alimentar	22
2.7. Análise estatística	25
2.7.1. Dados bibliográficos da dieta das aves de rapina nocturnas	25
2.7.2. Dieta da coruja-das-torres e do mocho-galego no Algarve	25
3. Resultados	27
3.1. Revisão da dieta das aves de rapina nocturnas	27
3.2. Análise da dieta da coruja-das-torres e do mocho-galego	36
4. Discussão	47
4.1. O papel ecológico das aves de rapina nocturnas	47
4.2. A dieta da coruja-das-torres e do mocho-galego na área de estudo	49
4.3. As aves de rapina nocturnas e o controlo biológico	51
4.4. Limitações do estudo	55
5. Conclusões	57
Referências bibliográficas	60
Anexos	86

# 1. Introdução

## 1.1. Serviços de ecossistema

Desde sempre que o ser humano depende da natureza para obter benefícios ambientais, como o ciclo dos nutrientes, a formação do solo ou a existência de água limpa e potável. Estes e outros benefícios têm tido diversas designações ao longo dos anos, mas actualmente têm estado a ganhar reconhecimento por todo o mundo como “serviços dos ecossistemas” (Tallis & Kareiva, 2005).

Em 1997, Gretchen Daily definiu os serviços de ecossistema como sendo “as condições e os processos através dos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que os compõem, sustentam e preenchem a vida humana” (Daily, 1997). A criação deste conceito permitiu uma melhor percepção das consequências que as alterações e a perda de biodiversidade têm para o bem-estar humano (Donazar et al., 2016).

Esta designação ganhou maior popularidade quando, em 2003, o *Millennium Ecosystem Assessment* descreveu os serviços dos ecossistemas como sendo “os benefícios que se podem obter dos ecossistemas”, e os dividiu em quatro categorias: de provisionamento, de regulação, culturais e de suporte (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2003).

Estes serviços são produto das interações dos organismos da Terra e actuam a diversas escalas, sendo fundamentais para a existência do ser humano – do controlo de pragas agrícolas, à polinização, à regulação do clima, os ciclos naturais desempenham funções que o homem não tem capacidade nem conhecimento para realizar decentemente por si só (Daily, 2003; Salles, 2011).

Apesar da sua óbvia importância, os ecossistemas dos quais estes serviços advêm, têm sido de tal modo degradados que muitos deles estão sob risco de colapso ecológico (Tallis & Kareiva, 2005). Tornou-se então evidente que, para que seja possível continuar a beneficiar dos serviços do ecossistema, é necessário preservar os habitats em que estes se inserem (Wood et al., 2018).

Durante milénios, o ser humano usufruiu dos benefícios destes serviços, sem causar danos com grande impacto; contudo, não existe actualmente nenhum ponto do mundo que não sofra com os efeitos da influência das acções

do homem (Daily, 2003). As alterações dos habitats e a perda de biodiversidade estão a pôr em risco as funções dos ecossistemas e os serviços de ecossistema a elas associados (Donazar et al., 2016).

Como acontece em muitos casos, o verdadeiro valor dos serviços de ecossistema tem sido descoberto à medida que esses serviços vão sendo danificados ou perdidos, ou quando se tenta arranjar meio de os substituir (Daily, 2003). Temos como exemplo o caso da desflorestação, que mostrou o papel fundamental que as florestas têm na mitigação de cheias e secas, ou o do uso excessivo de pesticidas, que contribuiu para a erradicação de espécies-praga naturais, levando ao aparecimento de novas pragas – espécies outrora benéficas –, salientando a dependência que os ecossistemas têm dos serviços naturais de controlo de pragas (Daily, 2003).

Os serviços de ecossistema são tomados como garantidos pelo ser humano, possivelmente devido ao facto de serem “gratuitos”, o que levou à necessidade de implementação de medidas para a valorização destes serviços (Tallis & Kareiva, 2005). Contudo, tal pode implicar que os serviços de ecossistema não têm valor inerente, sendo esse valor dependente dos produtos que são possíveis de se lhes extrair (Krieger, 2001). Como os serviços de ecossistema não têm um valor de mercado definido, é frequente serem subavaliados, quando chega a altura de tomadas de decisão (Salles, 2011).

Atribuir um valor monetário aos serviços de ecossistema é muito complicado, a vários níveis. Primeiro, porque há serviços difíceis de quantificar cientificamente, como a acção de protecção contra cheias das ilhas-barreira (Howarth & Farber, 2002); segundo, porque vai sendo cada vez mais relevante ter em conta a escassez dos serviços, tornando-os mais valiosos à medida que vão desaparecendo (Salles, 2011); e por fim, porque os serviços têm valores morais e intrínsecos, que simplesmente não são passíveis de ser calculados (Howarth & Farber, 2002).

Como elementos do ecossistema, as aves também participam na realização de serviços do ecossistema. Aliás, as aves são os vertebrados com maior diversidade de funções ecológicas (Şekercioğlu, 2006), desempenhando papéis nas quatro categorias de serviços de ecossistema (Montoya et al., 2021;

Whelan et al., 2008), enquanto predadores, polinizadores, necrófagos, dispersores de sementes e engenheiros de ecossistema (Whelan et al., 2008).

Esses papéis podem ser devidos aos produtos das suas actividades (como a produção de fertilizante), ou ao seu comportamento (através do consumo de espécies-praga) (Montoya et al., 2021; Whelan et al., 2008). Contudo, grande parte dos serviços de regulação das aves advém dos efeitos de cascata que o seu consumo de recursos causa (Sergio et al., 2008), nomeadamente no que diz respeito ao consumo de insectos e de pequenos mamíferos (Wenny et al., 2011; Whelan et al., 2015). O facto de se alimentarem de espécies que possam causar danos a culturas agrícolas confere às aves um elevado potencial enquanto agentes de controlo biológico (Montoya et al., 2021; Whelan et al., 2008).

## 1.2. Biocontrolo

É atribuído o estatuto de praga a todo o animal ou planta que afecte negativamente os humanos, os seus recursos ou as suas condições de vida, nomeadamente organismos que ataquem e consumam plantações de vegetais e cereais (Hill, 1987).

Os roedores (Labuschagne et al., 2016; Zaitzove-Raz et al., 2020) e os insectos (Geier, 1966; Rajendran & Singh, 2016) são os dois principais grupos animais cujas espécies mais frequentemente adquirem a designação de praga agrícola – maioritariamente devido à sua rápida reprodução em resposta a condições ambientais favoráveis, elevada diversidade de espécies, adaptação e ampla distribuição geográfica – cujos efeitos se podem traduzir em perdas de plantações e de receitas, durante surtos populacionais (Bekele et al., 2003; Labuschagne et al., 2016; Montoya et al., 2021).

Adicionalmente, algumas espécies destes grupos de animais servem de reservatório a múltiplas doenças, que podem impactar a saúde pública (Geier, 1966; Labuschagne et al., 2016; Rajendran & Singh, 2016).

O aumento das necessidades alimentares dos humanos levou a um agravamento dos conflitos com estes animais (Geier, 1966). A elevada taxa de crescimento da população humana levou a uma necessidade de alteração das práticas agrícolas, de modo a conseguir responder à crescente procura de recursos alimentares (Donázar et al., 2016; Habel et al., 2015). As paisagens,

outrora heterogêneas – características de uma agricultura tradicional – foram transformadas em monoculturas (Habel et al., 2015; Montoya et al., 2021), áreas ecologicamente simplificadas, destinadas à produção alimentar intensiva, habitação ou deposição e tratamento de resíduos (Donázar et al., 2016). Estes novos ecossistemas tornaram-se ambientes ideais para a proliferação de roedores (em particular os Muridae e os Cricetidae), visto estarem praticamente desprovidos de predadores, competidores ou parasitas (Donázar et al., 2016; Montoya et al., 2021).

Assim, o controlo de pragas tem o potencial de beneficiar tanto a segurança alimentar como a saúde humana e é geralmente feito através do uso de produtos químicos, como rodenticidas e insecticidas (Labuschagne et al., 2016). No entanto, ainda que estes sejam eficazes na redução das populações-praga, a sua utilização pode ter implicações ambientais e de saúde para os humanos e outros animais (Montoya et al., 2021), através da exposição directa, envenenamento secundário (por consumo de cadáveres por necrófagos), exposição indirecta por lixiviação dos solos e da água (Labuschagne et al., 2016), e toxicidade para espécies não-alvo (Barbosa, 1998). Adicionalmente, o uso indevido destes químicos levou a que as espécies-alvo lhes desenvolvessem resistência, bem como ao aparecimento de novas pragas e à ameaça da qualidade dos solos, fazendo com que a supressão das pragas seja apenas um efeito temporário (Barbosa, 1998; Kross et al., 2016; Labuschagne et al., 2016). Por outro lado, a utilização de pesticidas químicos tem consequências para as populações de predadores naturais das espécies-alvo, que não têm a mesma experiência evolutiva das espécies-alvo a combater estes químicos, tornando-os extremamente susceptíveis aos efeitos de venenos sintéticos (Civantos et al., 2012).

Estas consequências tornaram necessário encontrar soluções que permitissem restaurar e manter o equilíbrio entre a necessidade humana de produzir alimento e a integridade ecológica dos ecossistemas (Barbosa, 1998). Em 1992, a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento propôs o uso de meios de controlo biológico como alternativa ao uso de produtos químicos (Montoya et al., 2021).



O controlo biológico consiste na utilização de inimigos naturais (predadores, parasitóides e elementos patogénicos) para suprimir a densidade populacional ou o impacto de uma praga específica (Eilenberg, et al., 2001; McCravy, 2008; Rajendran & Singh, 2016). Actualmente, o controlo de pragas é feito através de uma combinação de vários métodos, com o propósito de criar soluções que se mantenham a longo prazo, e que limitem o uso de pesticidas (Donázar et al., 2016).

As aves de rapina nocturnas são predadoras naturais de roedores e de artrópodes (Martínez-Salinas et al., 2016; Mikkola, 1983; Montoya et al., 2021), fazendo delas boas candidatas a agentes de controlo biológico. A coruja-das-torres (*Tyto alba*) tem desempenhado esta função desde o século XIX, tendo sido introduzida pela primeira vez na Nova Zelândia, em 1899, para fazer o controlo de roedores (Zaitzove-Raz et al., 2020). Actualmente, estas aves são usadas como meio de controlo biológico nos Estados Unidos, Malásia, Chile, Espanha e Israel (Zaitzove-Raz et al., 2020). Adicionalmente, o estudo da sua dieta pode fornecer informações sobre a distribuição, abundância e comportamento das espécies-presa, ao longo de grandes escalas biogeográficas (Heisler et al., 2015). Contudo, a adopção de práticas de agricultura intensiva tem levado a um declínio da biodiversidade em ambientes agrícolas, especialmente nas aves, tendo sido necessário pôr em prática medidas para a conservação das aves de rapina, como por exemplo, a colocação de caixas-ninho (Habel et al., 2015; Lindenmayer et al., 2009).

Caixas-ninho são cavidades artificialmente construídas, com o propósito de atrair espécies dependentes de cavidades para nidificar (Lambrechts et al., 2012). O uso destas caixas ajuda a travar declínios populacionais e a aumentar significativamente as densidades das populações de aves cavernícolas, especialmente em ambientes onde árvores com cavidades foram cortadas ou onde edifícios abandonados já não estão disponíveis (Habel et al., 2015; Lambrechts et al., 2012; Meyrom et al., 2009; Peleg et al., 2018). A utilização destas caixas também levou a um grande avanço no conhecimento dos aspectos evolutivos e funcionais das espécies que as habitam, pois permitem aos investigadores um acesso mais fácil aos ninhos e seus conteúdos, uma melhor

monitorização e manuseamento dos ovos ou crias, bem como a obtenção de recapturas, identificação e recolha de amostras das aves nidificantes ou das suas crias (Lambrechts et al., 2012).

O uso de caixas-ninho começou a ser empregue para a coruja-das-torres na década de 1970, na Malásia, com o objectivo de aumentar a densidade das populações e combater pragas de roedores em terrenos agrícolas, reduzindo o uso de pesticidas (Kross et al., 2016; Lambrechts et al., 2012; Meyrom et al., 2009; Peleg et al., 2018; Zaitzove-Raz et al., 2020).

A adopção deste método de controlo de pragas também se revelou como a opção mais rentável, uma vez que os custos associados se limitam aos da instalação de caixas-ninho e da reduzida manutenção anual (Kross et al., 2016; Motro, 2011). A utilização de pesticidas implica a compra recorrente dos produtos, que eventualmente vão perdendo eficácia (Barbosa, 1998; Kross et al., 2016; Labuschagne et al., 2016), enquanto a armadilhagem para captura de roedores requer um esforço contínuo, custos de mão de obra e o custo inicial das armadilhas (Kross et al., 2016).

Este método tem bastante sucesso, devido ao facto de muitas espécies de aves de rapina mostrarem preferência pelas caixas-ninho, mesmo quando há ampla disponibilidade de cavidades naturais para a nidificação (Kross et al., 2016; Meyrom et al., 2009). Isto pode estar relacionado com o facto de as posturas serem mais bem-sucedidas, em termos de tamanho e de sobrevivência de crias, quando ocorrem em caixas-ninho, uma vez que as cavidades naturais podem ter pouco espaço para que as capacidades motoras das crias se desenvolvam adequadamente (Lambrechts et al., 2012).

Por outro lado, as caixas são construídas de modo a atrair espécies específicas em locais designados, e permitem a captura de indivíduos fora da época de acasalamento (Meyrom et al., 2009).

### 1.3. As aves de rapina nocturnas

Vulgarmente conhecidas como mochos, corujas e bufos, as rapinas nocturnas são aves predadoras, pertencentes à ordem Strigiformes, com hábitos maioritariamente nocturnos. Distinguem-se pelo bico robusto, em forma de gancho, e patas fortes com garras preênsais (Pereira et al., 2015). Algumas das

suas características morfológicas, como os olhos posicionados frontalmente, o formato pronunciado do disco facial e a assimetria dos canais auditivos, conferem-lhes excelentes sentidos de visão e audição (König & Weick, 2010; Mikkola, 1983). Adicionalmente, tanto a estrutura das suas penas como a plumagem densa e macia absorvem o som produzido pelo movimento das asas, permitindo-lhes voar silenciosamente (König & Weick, 2010). Todas estas características são responsáveis pelo seu sucesso enquanto predadoras.

As aves de rapina noturnas são carnívoras; a sua dieta inclui tanto invertebrados como vertebrados, sendo que algumas espécies se especializam num certo tipo de presas (König & Weick, 2010). O seu papel para o bom funcionamento dos ecossistemas advém do facto de estarem no topo da cadeia alimentar, já que essa posição faz com que contribuam para o controlo e manutenção da densidade e sanidade das populações de presas (Pereira et al., 2015).

Existem diversos factores que constituem ameaças para estas aves, sendo o maior deles a destruição dos habitats naturais (König & Weick, 2010). Contudo, o uso de pesticidas, a perseguição pelo homem e o conflito com estruturas antropogénicas, o tráfico ilegal e o aparecimento de doenças nas espécies-presa também constituem factores que contribuíram para o declínio destas espécies (Donázar et al., 2016; König & Weick, 2010).

As aves de rapina noturnas são animais particularmente difíceis de estudar, uma vez que possuem hábitos crepusculares e noturnos, ocorrem em baixas densidades e ao longo de grandes distâncias, nidificam em locais de difícil acesso e têm comportamentos pouco conspícuos, sendo então necessária a aplicação de metodologias de censos próprias (Donázar et al., 2016; Lourenço et al., 2015b).

Actualmente estão descritas 18 espécies de aves de rapina noturnas para a Europa, ocorrendo apenas 7 em Portugal (Lourenço et al., 2015b).

### Coruja-das-torres *Tyto alba*

Possivelmente a rapina noturna mais fácil de reconhecer em território português. A coruja-das-torres é uma ave de dimensão média, de plumagem tipicamente muito clara, com face branca em forma de coração (Cramp et al.,



Figura 1 – Coruja-das-torres (*Tyto alba*). ©Mark Harder.

1985; Shawyer, 1998) e asas e pernas longas, que indicam que está especializada para caçar em ambientes abertos (Taylor, 1994).

É predominantemente sedentária (Mikkola, 1983) e bastante elusiva, com hábitos nocturnos e crepusculares (Taylor, 1994; Zaitzove-Raz et al., 2020). Tem uma dieta bastante variada, mas mostra uma clara preferência por micromamíferos,

que localiza através da audição (Taylor, 1994; Zaitzove-Raz et al., 2020). Ainda assim, a sua alimentação pode também incluir aves, anfíbios, répteis e insectos (Shawyer, 1998).

Esta espécie distribui-se por quase todo o mundo (Taylor, 1994), mas as suas populações mostram declínios acentuados (Westrip et al., 2022b) em quase toda a sua distribuição, maioritariamente atribuídos à intensificação agrícola e uso de pesticidas químicos (Grupo de Trabalho sobre Aves Noturnas [GTAN], 2021; Lourenço et al., 2015b; Westrip et al., 2022b), estando também susceptíveis a mortalidade rodoviária (Martínez & Zuberogoitia, 2004). Outro factor de ameaça é a perda dos locais de nidificação, que é combatido com a colocação de caixas-ninho, que são facilmente ocupadas por esta espécie (Shawyer, 1998; Zaitzove-Raz et al., 2020).

Apesar do declínio das suas populações e das ameaças que enfrenta, a coruja-das-torres tem um estatuto de conservação de “Pouco Preocupante”, em Portugal (Cabral et al., 2005).

#### Mocho-d’orelhas *Otus scops*

O mocho-d’orelhas é a rapina nocturna mais pequena em território português (Cramp et al., 1985). É uma ave migradora, ainda que uma pequena parte da população permaneça no sul da Europa durante o período não reprodutor, e tem uma distribuição mediterrânica (Mikkola, 1983; Westrip et al., 2022a). Tem hábitos nocturnos, e a sua alimentação é mais insectívora do que a de qualquer outra rapina nocturna em Portugal, podendo complementar a sua



Figura 2 – Mocho-d'orelhas (*Otus scops*). ©Patrick Donini.

dieta com micromamíferos, répteis e pequenas aves (Cramp et al., 1985; Mikkola, 1983).

Em 2021, o Programa de Monitorização de aves nocturnas em Portugal notou que as tendências populacionais para esta espécie em Portugal indicam um declínio acentuado (GTAN, 2021). Em 2005, a avaliação para o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal classificou esta espécie como tendo “Informação Insuficiente” (Cabral et al., 2005).

### Bufo-real *Bubo bubo*

A maior ave de rapina nocturna de Portugal, e uma das maiores do mundo (Penteriani & Delgado, 2019). O bufo-real tem uma constituição muito robusta, com uma plumagem densa e, tal como o bufo-pequeno, “orelhas” compridas e bem visíveis (Penteriani & Delgado, 2019). É uma espécie sedentária e muito territorial, com hábitos principalmente nocturnos, podendo apresentar actividade crepuscular (Mikkola, 1983).

Esta espécie alimenta-se principalmente de mamíferos de pequeno porte e de aves de médio porte, podendo também consumir répteis, anfíbios, peixes e crustáceos (Mikkola, 1983; Penteriani & Delgado, 2019). Tem uma ampla distribuição, que abrange todo o paleártico e partes da região indo-malaia (BirdLife International, 2017; Penteriani & Delgado, 2019). As tendências populacionais desta espécie em Portugal estão estáveis (GTAN, 2021), e o seu estatuto de conservação está avaliado como “Quase Ameaçado” (Cabral et al., 2005).



Figura 3 – Bufo-real (*Bubo bubo*). ©Filip Blaauw.

### Mocho-galego *Athene noctua*

O mocho-galego é uma ave pequena e compacta que, embora seja mais activa durante o nascer e o pôr do sol, pode caçar durante o dia, fazendo com que seja fácil de observar (Mikkola, 1983). Tem hábitos sedentários, e a sua alimentação é composta essencialmente por insectos, e ocasionalmente mamíferos, anfíbios, répteis e aves, cujo consumo aumenta durante a época de nidificação (Mikkola, 1983; van Nieuwenhuysen et al., 2008).



Figura 4 – Mocho-galego (*Athene noctua*).  
©Patrick Donini.

É uma espécie que se encontra bem disseminada, com uma distribuição trans-paleárctica (Mikkola, 1983), e que aceita facilmente caixas-ninho como alternativa às cavidades naturais (Habel et al., 2015; Mikkola, 1983). Ainda assim, as tendências populacionais apontam para um declínio acentuado, tanto em Portugal, como em vários países europeus (GTAN, 2021; Habel et al.,

2015; Lourenço et al., 2015b). Por enquanto, o estatuto de conservação que lhe está atribuído é de “Pouco Preocupante” (Cabral et al., 2005).

### Coruja-do-mato *Strix aluco*

A coruja-do-mato é uma rapina de dimensão média e compacta, frequente em jardins e cidades (Cramp et al., 1985). Tem hábitos nocturnos e é a coruja mais comum e dispersa da Europa, espalhando-se por todo o território europeu e himalaio-chinês (Mikkola, 1983). É estritamente sedentária, não se movimentando mais que alguns quilómetros fora do seu território (Cramp et al., 1985; Mikkola, 1983).

Tem uma alimentação relativamente generalista, maioritariamente composta por micromamíferos e insectos, mas que pode conter aves, anfíbios, répteis, peixes, moluscos e crustáceos (Mikkola, 1983). Se houver falta de cavidades nos habitats para esta ave nidificar, as caixas-ninho são uma boa solução (Cramp et al., 1985).



Figura 5 – Coruja-do-mato (*Strix aluco*).  
©Martin Vallenius.

A coruja-do-mato é uma espécie que apresenta elevados níveis de mortalidade por acção do homem, principalmente por colisões com automóveis (van der Horst et al., 2019; Santos et al., 2013). Ainda assim, as tendências populacionais desta ave em Portugal indicam que está estável (GTAN, 2021). Tal como a coruja-das-torres e o mocho-galego, a coruja-do-mato também está classificada como sendo “Pouco Preocupante” (Cabral et al., 2005).

#### Bufo-pequeno *Asio otus*



Figura 6 – Bufo-pequeno (*Asio otus*). ©Patrick Donini.

Com uma dimensão média, o bufo-pequeno é facilmente distinguível pelos tufo de penas, as “orelhas”, que costuma ter visíveis no topo da cabeça (Mikkola, 1983). É uma espécie menos comum de se avistar, e apresenta grandes flutuações de abundância durante o ano, o que contribui para a dificuldade de documentar as suas dinâmicas populacionais (GTAN, 2015; Lourenço et al., 2021).

O bufo-pequeno distribui-se por todo o holárctico e apresenta movimentos migratórios variáveis ao longo da sua distribuição, que estão relacionados com a disponibilidade de alimento (König & Weick, 2010; Michalonek et al., 2005; Mikkola, 1983). A sua dieta varia ao longo das estações, mas é principalmente constituída por micromamíferos e aves, podendo também conter anfíbios, répteis, peixes e insectos (Mikkola, 1983).

As tendências populacionais para esta ave em Portugal são incertas (GTAN, 2021), estando classificada como tendo “Informação Insuficiente” (Cabral et al., 2005).

### Coruja-do-nabal *Asio flammeus*

A coruja-do-nabal é uma ave de dimensão média, com hábitos parcialmente diurnos (Mikkola, 1983). Tem uma distribuição muito alargada (BirdLife International, 2021), mas os declínios populacionais prolongados têm tornado esta ave cada vez mais rara de se avistar (Gahbauer et al., 2021).

É uma ave migradora na Europa (Mikkola, 1983), e passa o período invernal em Portugal (Tomé et al., 2022), sendo a única rapina noturna que ocorre em Portugal, mas que não se reproduz em território nacional. A sua alimentação é fundamentalmente constituída por micromamíferos, aves e insectos, podendo ocasionalmente complementar com répteis, anfíbios ou mamíferos de maior porte (Mikkola, 1983).



Figura 7 – Coruja-do-nabal (*Asio flammeus*). ©Patrick Donini.

Encontra-se em declínio em grande parte da Europa, maioritariamente devido à perda de habitat vinda da intensificação agrícola, mortalidade por envenenamento e colisão com veículos (Gahbauer et al., 2021). Os hábitos nomádicos desta espécie dificultam o estudo das suas dinâmicas populacionais (Mikkola, 1983), sendo necessária a realização de censos dirigidos especificamente para estas aves.

Tomé et al. (2022) estimaram entre 101 a 112 aves em território português; contudo, a falta de existência de dados para comparação destes resultados faz com que as tendências populacionais para esta ave em Portugal sejam indeterminadas (GTAN, 2021). É a rapina noturna com o estatuto de conservação mais desfavorável em Portugal, estando classificada como “Em Perigo” (Cabral et al., 2005).



Como já mencionado anteriormente, as aves desempenham importantes funções no provisionamento de serviços de ecossistema. As preferências alimentares das aves de rapina fazem delas boas opções para o papel de agentes de controlo biológico (Kross et al., 2016). São também importantes predadores de topo, cuja presença pode servir como meio repressor de pragas, através da ecologia do medo (Şekercioğlu, 2006; Zaitzove-Raz et al., 2020) e, ocasionalmente, necrófagos (Wenny et al., 2011).

Existem estudos que demonstram os efeitos da coruja-das-torres na supressão das populações de roedores em ambientes agrícolas (Kross et al., 2016; Meyrom et al., 2021; Motro, 2011). Meyrom et al. (2021) estudaram o efeito desta espécie como agente de controlo biológico em Israel, tendo a análise das egagrópilas mostrado que a dieta desta rapina era 90% composta por espécies de roedores de campos e plantações agrícolas. Notaram também que a utilização deste método de controlo biológico levou ao registo de um grande declínio no uso de pesticidas químicos na região. Similarmente, Kross et al. (2016) avaliaram e identificaram um total de 1044 presas encontradas em regurgitações, das quais 99,5% correspondiam a pragas agrícolas.

Em contraste com o que se verifica com a coruja-das-torres, o estudo do papel de agente de controlo biológico não está muito desenvolvido para as restantes espécies de rapinas nocturnas. Contudo, as suas preferências alimentares por micromamíferos e insectos indicam que estas espécies possam ser adequadas para realizar esta função.

Grande parte da dieta das corujas-das-torres é constituída por espécies de famílias consideradas prejudiciais à agricultura, como os Muridae e os Cricetidae, que em alguns locais podem ser extremamente abundantes (Montoya et al., 2021). Estas aves são predadoras especialistas de micromamíferos, mas a sua alimentação ajusta-se para os roedores mais disponíveis de uma determinada área (Zaitzove-Raz et al., 2020), sendo, por isso, desaconselhada a colocação de caixas-ninho em locais com espécies com estatutos de conservação mais desfavoráveis (Montoya et al., 2021; Paz et al., 2020; Zaitzove-Raz et al., 2020). A flexibilidade da dieta da coruja-das-torres faz com que ela possa ser considerada uma espécie predadora generalista (Tores et al., 2005), e o aumento da pressão de predação pode ter efeitos indesejados

em espécies de roedores (Zaitzove-Raz et al., 2020), morcegos (Montoya et al., 2021) e aves não-alvo (Paz et al., 2020), principalmente em espécies ameaçadas, pouco abundantes ou com papéis ecológicos relevantes. Estas aves têm uma grande área de acção, sendo necessário ter em conta essa grande dispersão aquando da colocação de caixas-ninho (Lovari et al., 1976).

Actualmente não existem trabalhos sobre os potenciais papéis de agentes de controlo biológico das aves de rapina nocturnas em Portugal, havendo também uma falta de conhecimento detalhado da dieta de algumas destas espécies, nomeadamente do mocho-d'orelhas, da coruja-do-mato, do bufo-pequeno e da coruja-do-nabal.

Para a região sul de Portugal, existem apenas cinco trabalhos sobre a dieta detalhada das aves de rapina nocturnas, um deles para a coruja-das-torres (Candelária, 2002), dois para o bufo-real (Lourenço, 2005; Pinheiro, 2003) e dois para o mocho-galego (Oliveira, 2011; Tomé et al., 2008).

#### 1.4. Objectivos

Esta dissertação tem como objectivos:

- A revisão do conhecimento actual sobre as dietas das aves de rapina nocturnas que ocorrem em Portugal, como informação fundamental para compreender o papel ecológico das mesmas nos agroecossistemas;
- A análise da composição da dieta da coruja-das-torres e do mocho-galego numa área de estudo específica, onde foram colocadas caixas-ninho;
- A análise da importância que as aves de rapina nocturnas podem ter para o controlo biológico, particularmente em agroecossistemas.

Com base no conhecimento actual sobre o tema, esta dissertação assenta num conjunto de hipóteses de estudo:

- Os micromamíferos das famílias Muridae e Cricetidae constituem parte mais significativa da dieta da coruja-das-torres em Portugal e na área de estudo, comprovando a especialização da dieta deste predador;
- Os insectos vão constituir parte mais significativa da dieta do mocho-galego;

- A percentagem na dieta de algumas presas será suficientemente alta para representar uma potencial pressão de predação das aves de rapina nocturnas, que pode constituir uma mais-valia para o controlo biológico;
- As diferentes espécies de rapinas nocturnas vão exercer pressões de predação diferentes, em habitats diferentes;
- A composição da dieta das aves em estudo vai mostrar variações locais e regionais.

## 2. Materiais e métodos

### 2.1. Revisão bibliográfica

Foi realizada uma revisão bibliográfica sobre a dieta das espécies de aves de rapina nocturnas que ocorrem em Portugal. A escassez de trabalhos com dados de dieta em território português para todas estas aves fez com que fosse necessário complementar a pesquisa com a consulta de trabalhos realizados em Espanha. Esta revisão envolveu a leitura de trabalhos sobre a dieta das aves de rapina nocturnas, e abrangeu a consulta de artigos científicos e de literatura cinzenta, como dissertações de mestrado, relatórios de estágio, estudos de divulgação técnica e relatórios científicos.

Para cada trabalho, foram recolhidos os dados do número de presas, as percentagens correspondentes aos principais grupos de animais consumidos (mamíferos, aves, répteis, anfíbios, peixes e artrópodes) e a localização do estudo. Dentro da classe dos mamíferos, foram também retiradas as percentagens correspondentes às ordens mais comuns – Eulipotyphla, Carnivora, Rodentia e Lagomorpha – que foram depois usadas para a realização dos testes estatísticos.

Para o caso dos trabalhos com mais do que um local de recolha de amostras, foi criado um centroide, que corresponde à posição central aproximada de todos os locais amostrados (Figura 8; ver Tabela I, em anexo).

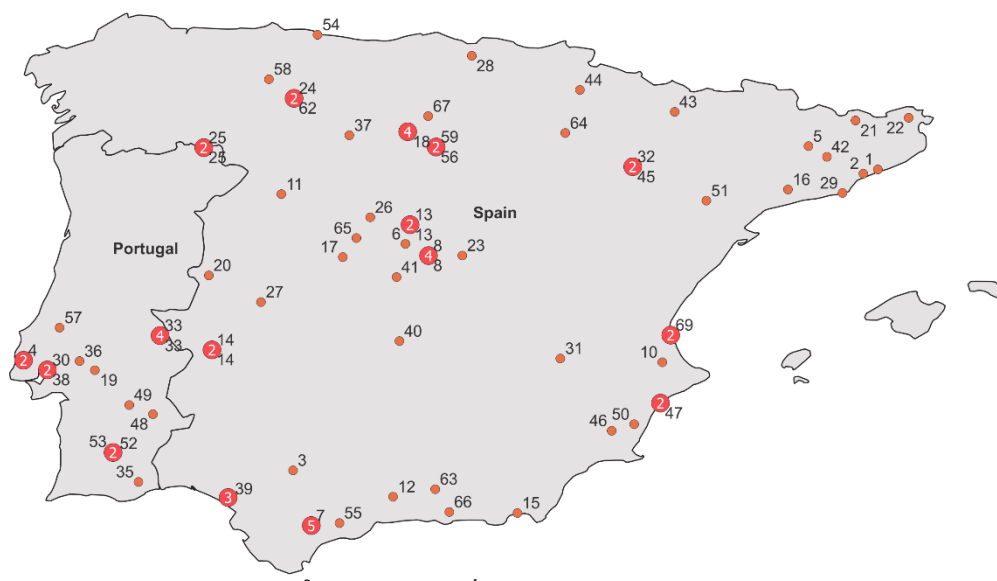


Figura 8 – Mapa da Península Ibérica, com as localizações dos estudos consultados para a revisão científica. Os pontos com números lá dentro indicam o número de estudos realizados no mesmo centroide.

## 2.2. Área de estudo

O Algarve corresponde à região mais a sul de Portugal, coincidindo com o distrito de Faro (Figura 9), que se divide em 16 municípios e tem uma população de 467 475 habitantes (Instituto Nacional de Estatística [INE], 2021). Conta com uma área de 5412km<sup>2</sup> (Vaz et al., 2014), e encontra-se lateralmente dividido em duas partes: o Barlavento e o Sotavento, cada uma com 8 municípios (Vasconcelos, 1930). O Barlavento corresponde ao lado ocidental do Algarve, e é composto pelos municípios de Vila do Bispo, Aljezur, Monchique, Lagos, Portimão, Lagoa, Silves e Albufeira; o Sotavento é a porção oriental, e conta com os municípios de Loulé, Faro, São Brás de Alportel, Olhão, Tavira, Alcoutim, Castro Marim e Vila Real de Santo António (Canavese et al., 2014).



Figura 9 – Mapa de Portugal continental, com representação da área de estudo, que corresponde ao distrito de Faro.

Também se pode dividir o Algarve verticalmente, pelas características da paisagem: a serra, que integra os conjuntos montanhosos da região; o barrocal, que é ocupado por terrenos agrícolas, e o litoral, que constitui a área costeira, uma área mais fértil e diversificada, e onde se concentra a maior parte da população e da actividade económica regional (Vaz et al., 2014).

O Algarve usufrui de um clima mediterrânico, com Verões quentes e secos e Invernos amenos, reduzida precipitação e temperaturas mínimas que não chegam a valores negativos (Teixeira, 2016). Relativamente aos usos do solo, 34% da área algarvia é ocupada por florestas, 27% por matos, 21% é destinada à agricultura, 5% pertence a territórios artificializados, 4% a pastagens, 4% a superfícies agroflorestais, e os 5% restantes estão destinados a outros usos variados (Direção-Geral do Território, 2020).

A combinação dos diferentes tipos de habitats presentes nesta região faz com que haja um nível elevado de biodiversidade (Vaz et al., 2014). Grande parte do território algarvio pertence ao Sistema Nacional de Áreas Classificadas (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas [ICNF], s.d.), e conta com três áreas incluídas na Rede Nacional de Áreas Protegidas, sendo estas o Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, o Parque Natural da Ria Formosa e a Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António (ICNF, 2022).

### 2.3. Espécies em estudo

A revisão bibliográfica abordou as sete espécies de aves de rapina nocturnas que ocorrem em Portugal, enquanto o caso de estudo desta dissertação se centrou na coruja-das-torres e no mocho-galego, com foco na análise das suas dietas e no seu potencial para realizar controlo biológico.

A coruja-das-torres é uma espécie típica de mosaicos agropastoris (Martínez & Zuberogoitia, 2004; Taylor, 1994). É uma espécie que ocorre em quase todo o Portugal continental, e arquipélago da Madeira (Lourenço et al., 2015b), e nidifica em cavidades de árvores, casas e armazéns velhos (Martínez & Zuberogoitia, 2004).

O mocho-galego mostra preferência por habitats abertos, como prados ou campos agrícolas, para servirem de habitat de alimentação, possivelmente devido à facilidade da caça e reconhecimento de presas (Habel et al., 2015). Ocorre por toda a extensão de Portugal continental, com uma maior densidade no sul (Lourenço et al., 2015b), reproduzindo-se em habitats com uma mistura de zonas abertas e pequenas matas, nidificando em cavidades de árvores ou edifícios (Cramp et al., 1985).

As regurgitações, ou egagrópilas, constituem os restos não digeridos das presas consumidas pelas aves, como os ossos, pêlos, penas ou exosqueletos, que podem depois ser utilizados para identificar os animais ingeridos (Figura 10) (The Barn Owl Trust, s.d.). A análise de regurgitações é uma alternativa mais eficiente, não-invasiva e com menos custos associados para o estudo das

comunidades de pequenos mamíferos em grandes escalas de tempo e de espaço (Heisler et al., 2015), que permite uma amostragem mais fiel da composição das comunidades de pequenos mamíferos do que as técnicas de armadilhagem usadas normalmente (Avenant, 2005).

As regurgitações de coruja-das-torres são muito características e fáceis de identificar, têm cerca do tamanho de um polegar de um homem adulto, são escuras e brilhantes e oferecem informação bastante fiel das presas consumidas por esta espécie (Shawyer, 1998; The Barn Owl Trust, s.d.). A dieta desta ave está mais estudada do que a de qualquer outra rapina, o que é demonstrativo da grande distribuição das corujas-das-torres e do quão fácil é encontrar e analisar as suas regurgitações (Taylor, 1994).

As regurgitações de mocho-galego têm apenas alguns centímetros, e são muito pouco condensadas, sendo possível distinguir partes dos exosqueletos de insectos (Shawyer, 1998; van Nieuwenhuyse et al., 2008). A cor das regurgitações é variável, dependendo das presas que as compõem: cinzentas quando contêm roedores, e pretas ou avermelhadas quando apenas incluem insectos (van Nieuwenhuyse et al., 2008).



Figura 10 – Regurgitações de coruja-das-torres (em cima) e de mocho-galego (em baixo).

## 2.4. Colocação das caixas-ninho

A colocação das caixas-ninho realizou-se no âmbito do projecto “Alojamento Local para Aves”, desenvolvido pela Associação Vita Nativa – Conservação do Ambiente, e antecedeu o período para a realização da dissertação.

Entre os meses de Outono de 2020 e Inverno de 2021, foram colocadas um total de 73 caixas-ninho para coruja-das-torres e 100 caixas-ninho para mocho-galego. As caixas-ninho utilizadas (Figura 11) foram inspiradas pelos modelos de caixas-ninho utilizadas pelo GREFA, em Madrid, Espanha (Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat [GREFA], s.d.).



Figura 11 – Modelos de caixas-ninho utilizados para o mocho-galego (A) e a coruja-das-torres (B).

Foram instaladas caixas-ninho em todos os municípios do Algarve, excepto Monchique (Figuras 12 e 13), em diversos habitats, como campos agrícolas, sobreiral, salinas, pomares de sequeiro, pomares de fruticultura e urbanos (ver Tabela IV, em anexo). Estas foram colocadas em potenciais locais de estabelecimento das espécies, como em árvores, telhados de edifícios ou postes de madeira. Foram também colocadas regurgitações na plataforma exterior das caixas-ninho de coruja-das-torres, de modo a servirem de “chamariz” para a fixação de novos casais reprodutores.

Para cada caixa-ninho instalada foi atribuído um código alfanumérico único, e registados a data de instalação, o habitat envolvente e as coordenadas exactas.



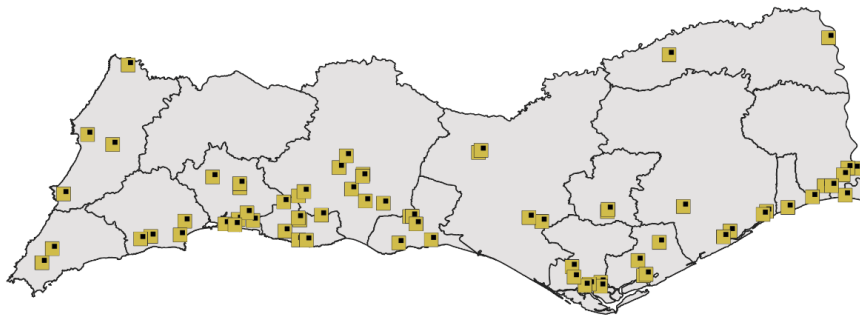


Figura 12 – Locais de colocação das caixas-ninho de coruja-das-torres nos municípios do Algarve (distrito de Faro).

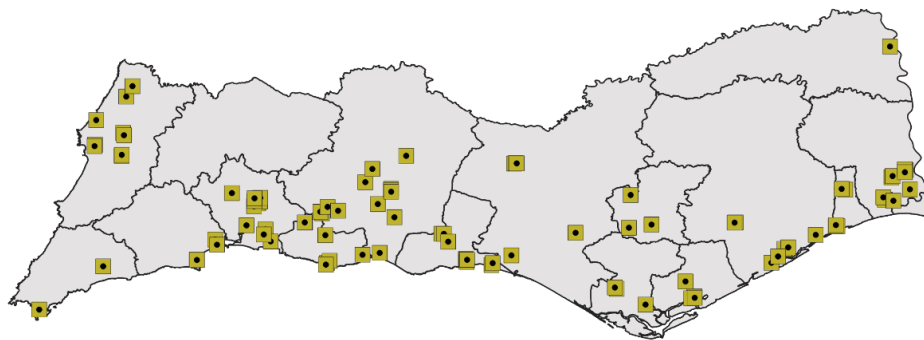


Figura 13 – Local de colocação das caixas-ninho de mocho-galego nos municípios do Algarve (distrito de Faro).

## 2.5. Recolha de material alimentar

A recolha de material alimentar fez-se também na região do Algarve, ao abrigo da Associação Vita Nativa – Conservação do Ambiente.

Para a recolha das regurgitações, a metodologia para a coruja-das-torres e para o mocho-galego diferiu ligeiramente, devido à baixa taxa de ocupação das caixas-ninho pelas corujas-das-torres durante o primeiro ano após a colocação das caixas-ninho (2,7%).

Para as corujas-das-torres, foram recolhidas regurgitações inteiras e material fragmentado em caixas-ninho ocupadas, e regurgitações em casas abandonadas e barracões com indícios de presença destas aves. Para o mocho-galego, foram recolhidas regurgitações inteiras e material fragmentado apenas nas caixas-ninho ocupadas.

Cada local foi visitado uma vez durante as diferentes estações do ano, apanhando a Primavera, o Verão e o Outono de 2021, e o Inverno e a Primavera

de 2022. Em 2021, as visitas da Primavera foram realizadas na semana de 10 de Maio; as do Verão nas semanas de 2 e 16 de Agosto, e as do Outono nas semanas de 18 de Outubro e 8 de Novembro. Em 2022, as visitas de Inverno decorreram nas semanas de 24 de Janeiro e de 1 de Fevereiro, e as da Primavera nas semanas de 23 de Maio e 1 de Junho.

O material foi recolhido e armazenado em sacos de plástico herméticos ou de papel, etiquetado com o nome da espécie a que pertencia, a data e o local de recolha, e guardado no congelador, para preservar a integridade dos componentes das regurgitações (The Barn Owl Trust, s.d.).



Figura 14 – Recolha de regurgitações de coruja-das-torres, em locais com indícios de presença (A), e de mocho-galego, em caixas-ninho (B). © Associação Vita Nativa.

## 2.6. Análise laboratorial do material alimentar

A análise laboratorial foi realizada nas instalações do Laboratório de Ornitologia da Universidade de Évora (LabOr), de Setembro de 2021 a Agosto de 2022, num total de cerca de 628 horas. Esta fase consistiu na análise das regurgitações recolhidas no campo. Durante este processo foi sempre utilizada uma máscara, para evitar a inalação de poeiras.

As regurgitações inteiras foram primeiramente amolecidas em água da torneira, de modo a evitar danificar componentes mais pequenos e frágeis das presas, como os exosqueletos dos insectos (The Barn Owl Trust, s.d.). Depois de estarem submersas durante uns minutos, as regurgitações foram

cuidadosamente separadas com o uso de pinças de dissecação. O material fragmentado foi triado a seco. Em ambos os casos, foram retirados os componentes necessários para a contagem e identificação das presas, que variaram consoante os diferentes grupos (Figura 15).

Para os constituintes de maiores dimensões e facilmente reconhecíveis, as identificações foram feitas a olho nu, mas para os elementos mais pequenos foi utilizada uma lupa binocular, com as ampliações de 6,4x e de 16x. As presas foram identificadas até ao nível taxonómico mais detalhado possível, com a ajuda de fichas de identificação, artigos científicos e consulta de investigadores especializados nos diversos grupos taxonómicos.

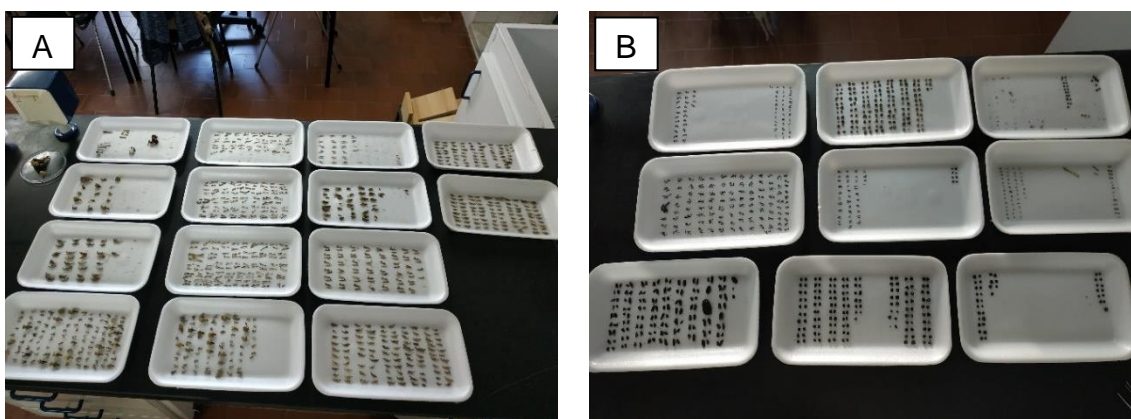


Figura 15 – Separação dos constituintes de regurgitações de coruja-das-torres (A) e de mocho-galego (B).

Para os mamíferos das ordens Chiroptera, Eulipotyphla, Lagomorpha e Rodentia, foram separados os crânios, mandíbulas e ossos pélvicos, que foram posteriormente identificados segundo Yalden e Morris (1993).

Foram utilizados os trabalhos de Gama (1957) e Madureira e Ramalinho (1981) para fazer a distinção inicial dos Eulipotyphla e Rodentia, sendo que, tanto os géneros dos Eulipotyphla, *Crocidura* e *Suncus*, como os dos Rodentia, *Mus*, *Apodemus*, *Microtus*, *Rattus* e *Eliomys*, foram identificados segundo Yalden & Morris (1993). Por sua vez, as espécies de *Microtus* foram identificadas de acordo com Gama (1957) e Moreno e Balbontin (1998).

Os géneros da ordem Chiroptera foram identificados utilizando as chaves de Ruprecht (1987).

Para os Amphibia, foram separados os fémures, as tíbio-fíbulas e rádio-ulnas, sendo que para os Reptilia foram separadas apenas as mandíbulas. A

identificação dos indivíduos destas duas classes foi feita através de Kupriyanov et al. (2012) e Nakamura et al. (2013).

As Aves foram identificadas através dos trabalhos de Moreno (1985, 1986, 1987) e, para tal, foram separados os crânios, mandíbulas, úmeros, tarsos-metatarsos, ulnas e fêmures. Todos os ossos longos foram medidos com uma craveira, assim como o bico, e foram contadas as fossas dos úmeros.

Para a classe Insecta, foram separadas as cabeças, mandíbulas, tóraxes, élitros, patas e, para a ordem Dermaptera, foram recolhidos também os fórceps. Foram igualmente separadas estruturas mais invulgares nas regurgitações, como segmentos de Diplopoda, presas de Araneae e exosqueletos de Decapoda (ver Figura I, em anexo). As distinções iniciais das classes Insecta, Arachnida e Diplopoda foram feitas através de Chinery (1986), e as ordens dos indivíduos Insecta foram posteriormente identificadas com o auxílio dos trabalhos de Burger et al. (1999), Chapman e Rosenberg (1991), Lima (2008), Puckett e van Riper III (2014), Ralph et al. (1985) e Yalden e Warburton (1979).

Para o cálculo da biomassa foram utilizados os valores referência de Aradis et al. (2019), Cramp et al. (1983), Lourenço (2000), Macdonald e Barrett (1993), Mendelsohn (1973), Moore (2014), Morris (1979), Reardon e Spurgeon (2002), Roulin e Christe (2013), Soriguer (1981), Taylor (1994), Tomé (1994), Wang et al. (2011) e Yalden e Warburton (1979) (ver Tabela V, em anexo).

A contabilização do número de presas nas regurgitações foi feita de acordo com o método do Número Mínimo de Indivíduos (Zaitzove-Raz et al., 2020), sendo que cada regurgitação foi considerada como uma amostra individual, e analisada independentemente das restantes. Para os casos em que as regurgitações se haviam fragmentado, foram separadas todas as peças diagnosticantes e emparelhadas de modo a perfazer o Número Mínimo de Indivíduos.

## 2.7. Análise estatística

### 2.7.1. Dados bibliográficos da dieta das aves de rapina noturnas

Realizou-se um *Non-metric Multidimensional Scaling* (NMDS) ( $k=2$ ,  $\text{stress}=0.02$ ) para se agrupar as espécies de aves de rapina noturnas, segundo os trabalhos consultados, de acordo com a percentagem de consumo dos três principais grupos de presas: Mammalia, Aves e Arthropoda.

Para perceber quais as variáveis que melhor explicam as percentagens das presas consumidas, foi utilizada uma abordagem de *Multi-model Inference* (MuMIn), nas quais se definiu como critério de selecção dos melhores modelos um valor de diferença de AIC (*Akaike Information Criterion*) –  $\Delta\text{AIC} < 2.0$  (Burnham & Anderson, 2002). Foi aplicada uma transformação de arco seno (Quinn & Keough, 2002) às variáveis resposta, as percentagens de mamíferos, roedores, aves e artrópodes. Como variáveis explicativas foram consideradas a espécie de ave de rapina noturna, a latitude e a longitude. Os modelos considerados resultaram de todas as combinações possíveis das três variáveis resposta e o modelo nulo foi incluído, como forma de averiguação da capacidade explicativa das variáveis consideradas (Burnham & Anderson, 2002). Os modelos foram validados através da análise dos gráficos de diagnóstico.

As variações das espécies-presas na dieta de cada ave de rapina noturna foram avaliadas com o uso de caixas-de-bigodes e, para perceber se essas variações eram significativas, foram aplicados testes de Dunn, para identificar exactamente entre que aves se registavam as maiores diferenças, tendo sido definidos intervalos de confiança de 98%.

### 2.7.2. Dieta da coruja-das-torres e do mocho-galego no Algarve

Foram feitos testes de Mann-Whitney (com intervalos de confiança de 95%) para averiguar se as diferenças na proporção de mamíferos, roedores, aves e artrópodes nas dietas da coruja-das-torres e do mocho-galego eram estatisticamente significativas, tendo as variações individuais sido analisadas através de caixas-de-bigodes.

As variações sazonais e locais das presas foram analisadas através de gráficos de linhas e gráficos de barras.

As análises estatísticas foram realizadas com o *software* RStudio, na versão 4.0.3., “Bunny-Wunnies Freak Out” (R Core Team, 2020), com os pacotes *vegan* (Oksanen et al., 2022), *dunn.test* (Dinno, 2017) e *MuMIn* (Barton, 2020).

### 3. Resultados

#### 3.1. Revisão da dieta das aves de rapina nocturnas

Foram consultados 64 trabalhos para a elaboração desta revisão científica, havendo sido retiradas as informações sobre as percentagens dos grupos de presas na dieta das aves de rapina nocturnas. Esses dados foram depois compilados e posteriormente calculadas as médias e desvios-padrão (ver Tabela I, em anexo).

Existe uma variação considerável da proporção dos principais grupos de presas na composição das dietas das sete espécies de aves de rapina nocturnas que ocorrem em Portugal (Figura 16). As dietas da coruja-das-torres, bufo-real, bufo-pequeno e coruja-do-nabal são, em média, maioritariamente baseadas em mamíferos, enquanto as dietas do mocho-d'orelhas e do mocho-galego são principalmente compostas por artrópodes. De todas as espécies representadas, a coruja-do-mato foi a que apresentou maior plasticidade na sua dieta, uma vez que as percentagens de mamíferos e artrópodes são bastante semelhantes.

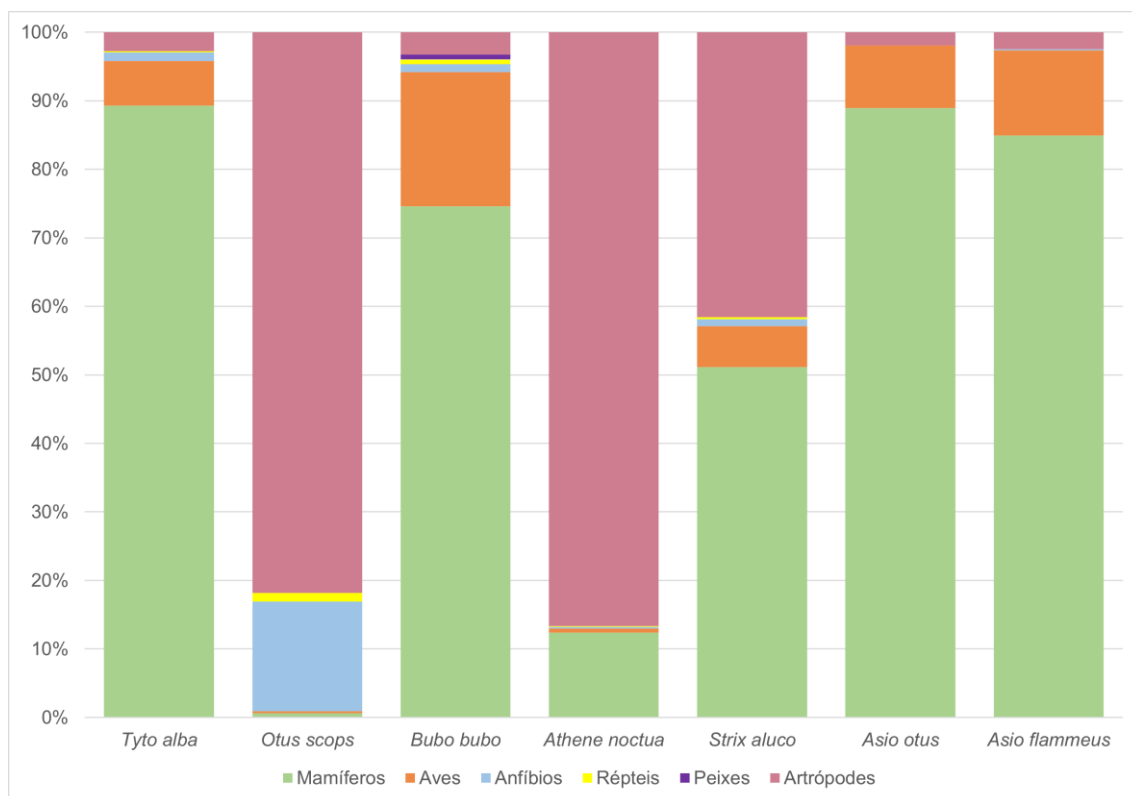


Figura 16 – Percentagens médias dos principais grupos animais na composição das dietas das aves de rapina nocturnas na Península Ibérica (n = 64 estudos).

O agrupamento dos trabalhos de acordo com a sua semelhança de presas (Figura 17) permitiu observar que o mocho-d'orelhas e o mocho-galego se reúnem principalmente em volta dos artrópodes (Arthropoda), excluindo um caso do mocho-galego, que se encontra entre os artrópodes e os mamíferos (Mammalia). A coruja-das-torres, o bufo-pequeno e a coruja-do-nabal condensam-se mais nos mamíferos, mas há trabalhos em que tendem para as aves (Aves). O bufo-real encontra-se mais agrupado junto às aves que qualquer outra espécie, e a coruja-do-mato não se polariza em volta de nenhum dos três grupos de presas.

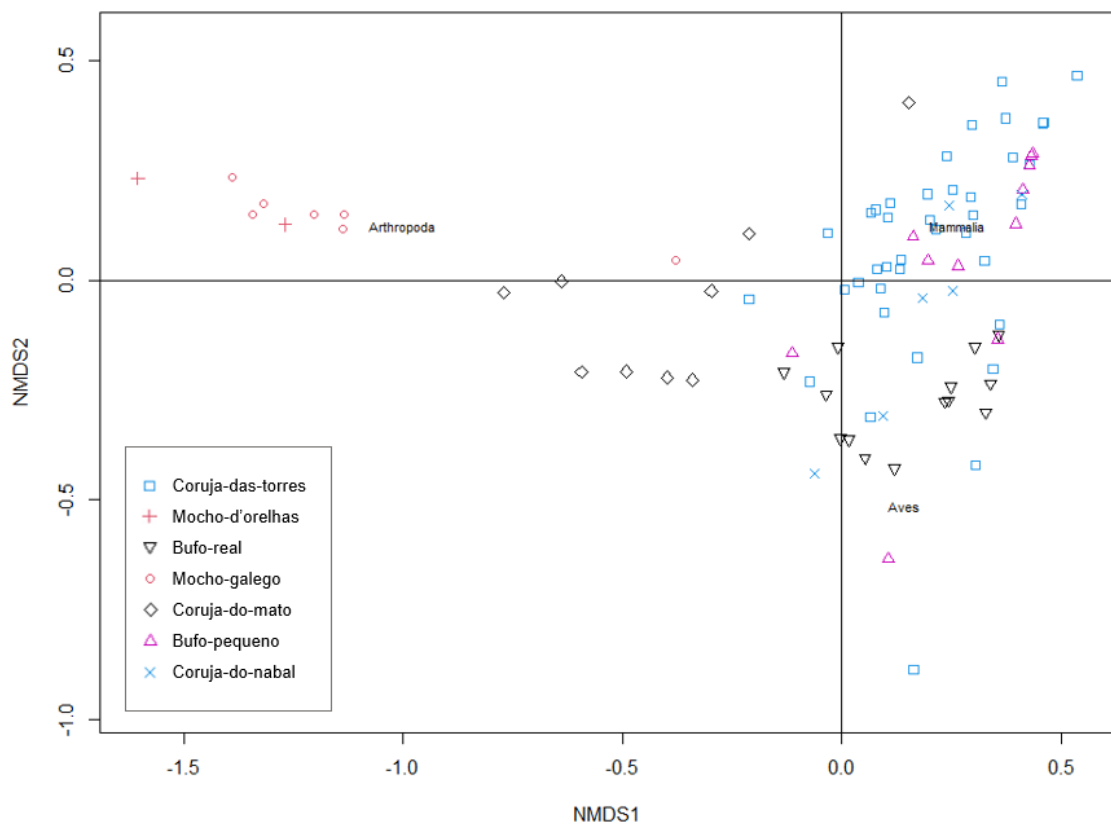


Figura 17 – NMDS das espécies de aves de rapina nocturnas de acordo com os três principais grupos de presas – mamíferos, aves e artrópodes.

O modelo que melhor explica a quantidade de mamíferos presente na dieta das aves de rapina nocturnas incluiu as variáveis “espécie” (de ave de rapina nocturna) e “latitude” (Tabela 1). Este modelo tem uma probabilidade de 0,65 de ser o modelo que melhor explica os dados. O segundo modelo teve um  $\Delta AIC < 2$ , o que significa que a combinação das variáveis “espécie”, “latitude” e “longitude” também tem influência na quantidade de mamíferos encontrados na dieta das aves de rapina nocturnas, apesar de apenas ter 0,35 de probabilidade de ser o melhor modelo.



Tabela 1 – Resultados do teste MuMIn aplicado aos dados de mamíferos. df= graus de liberdade, logLik= log likelihood, AICc= Akaike Information Criterion,  $\Delta$ AIC= delta Akaike Information Criterion, weight= peso.

Mammalia					
modelo	df	logLik	AICc	$\Delta$ AIC	weight
Espécie+Lat	9	23.58	-26.85	0.00	0.65
Espécie+Lat+Long	10	24.22	-25.59	1.26	0.35
Espécie	8	17.38	-16.93	9.91	0.00
Espécie+Long	9	17.45	-14.59	12.25	0.00
Lat	3	-34.30	74.88	101.72	0.00
Lat+Long	4	-34.21	76.90	103.75	0.00
Lat+Long+Lat*Long	5	-34.15	79.04	105.88	0.00
Long	3	-39.30	84.88	111.73	0.00
modelo nulo	2	-40.83	85.81	112.66	0.00

Visto a espécie de ave de rapina nocturna determinar significativamente a proporção de mamíferos nas dietas, tentou perceber-se entre que espécies as percentagens de mamíferos variam (Figura 18), e se essas variações são estatisticamente significativas (Figura 19).

É possível observar que, entre as espécies que contêm as percentagens de mamíferos mais elevadas nas suas dietas (a coruja-do-nabal, o bufo-pequeno, o bufo-real e a coruja-das-torres), a coruja-do-nabal é a que apresenta maior variação, e que os valores mínimos registados são também os mais baixos das espécies mencionadas, ainda que os valores médios do bufo-real sejam mais baixos que os da coruja-do-nabal. A espécie que apresenta menor variação na percentagem do consumo de mamíferos é o bufo-pequeno, cujos valores mínimos não atingem sequer os 80% da dieta (com a excepção dos dois registos extremos). A coruja-das-torres também tem os valores médios bastante condensados entre os 80-100%, mas os valores mínimos registados descem ligeiramente abaixo dos 80%, havendo ainda três registos extremos, com o ponto mais baixo a rondar os 25% de mamíferos na sua dieta.

Na outra ponta do espectro, temos o mocho-galego e o mocho-d'orelhas, com valores muito basais de percentagens de mamíferos, sendo que o mocho-galego apresenta uma ligeira variação nas percentagens e um caso extremo, onde os mamíferos chegaram a constituir cerca de 60% da sua dieta.

Em concordância com o ilustrado na Figura 16, a coruja-do-mato apresenta as percentagens de mamíferos menos extremas e mais variáveis. A mediana está a rondar os 50%, mas os extremos da distribuição não estão distribuídos

igualmente, estando o valor máximo muito perto de uma dieta totalmente constituída por mamíferos.

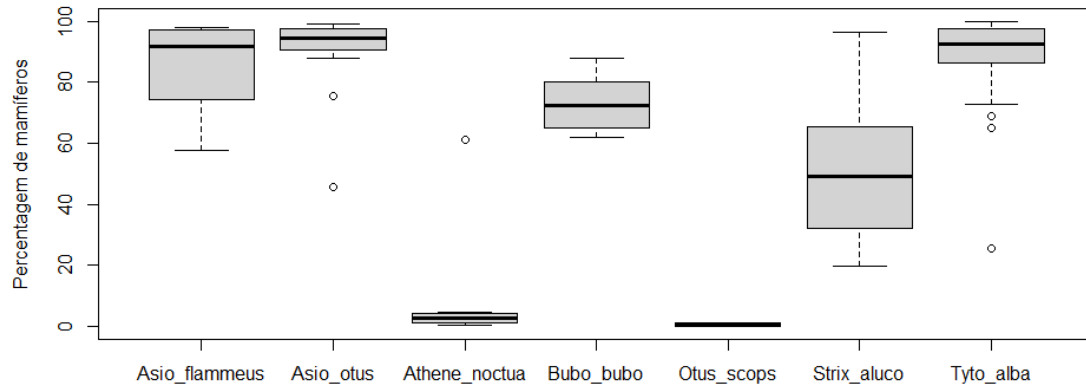


Figura 18 – Variação da percentagem de mamíferos presentes nas dietas das diferentes espécies de aves de rapina nocturnas. Caixa-de-bigodes com a representação da mediana, quartis, máximos e mínimos da distribuição.

		Comparison of Mammals by sp (No adjustment)					
Col	Mean-						
Row	Mean	Asio_fla	Asio_otu	Athene_n	Bubo_bub	Otus_sco	Strix_al
Asio_otu		-0.683618 0.2471					
Athene_n		3.130886 0.0009*	4.320249 0.0000*				
Bubo_bub		1.667415 0.0477	2.880446 0.0020*	-2.005246 0.0225*			
Otus_sco		2.349070 0.0094*	2.946454 0.0016*	0.219689 0.4131	1.460973 0.0720		
Strix_al		2.149664 0.0158*	3.292619 0.0005*	-1.208231 0.1135	0.747477 0.2274	-1.004220 0.1576	
Tyto_alb		-0.566456 0.2855	0.288645 0.3864	-4.848582 0.0000*	-3.408728 0.0003*	-2.988113 0.0014*	-3.735478 0.0001*

Figura 19 – Resultados dos testes de Dunn aplicados à variação de mamíferos. As aves cujos consumos das presas analisadas variam significativamente estão assinaladas com um asterisco (\*). Asio\_fla = *Asio flammeus*, Asio\_otu = *Asio otus*, Athene\_n = *Athene noctua*, Bubo\_bub = *Bubo bubo*, Otus\_sco = *Otus scops*, Strix\_al = *Strix aluco*, Tyto\_ab = *Tyto alba*.

Dentro dos mamíferos, afigurou-se relevante fazer uma análise separada para os roedores. Neste caso, apenas um dos modelos avaliados teve  $\Delta AIC < 2$ , tornando-o o único cujas variáveis influenciam a proporção de roedores na dieta das aves de rapina nocturnas. Este modelo contém as variáveis “espécie” e “latitude”, e uma probabilidade de 0,76 de ser o modelo mais adequado para explicar os dados (Tabela 2).

Tabela 2 – Resultados do teste MuMIn aplicado aos roedores. df= graus de liberdade, logLik= log likelihood, AICc= Akaike Information Criterion,  $\Delta$ AIC= delta Akaike Information Criterion, weight= peso.

Rodentia					
modelo	df	logLik	AICc	$\Delta$ AIC	weight
Espécie+Lat	9	18.50	-16.56	0.00	0.76
Espécie+Lat+Long	10	18.50	-13.98	2.58	0.21
Espécie	8	13.47	-9.03	7.54	0.02
Espécie+Long	9	14.26	-8.08	8.49	0.01
Lat	3	-30.21	66.71	83.28	0.00
Lat+Long	4	-30.17	68.84	85.40	0.00
Lat+Long+Lat*Long	5	-30.16	71.10	87.66	0.00
modelo nulo	2	-34.75	73.65	90.22	0.00
Long	3	-33.72	73.74	90.30	0.00

Foram também analisadas as variações dos roedores nas dietas das aves de rapina noturnas (Figura 20) e entre quais dessas espécies a variação é estatisticamente significativa (Figura 21).

O caso que mais sobressai é o do bufo-real que, apesar de ter uma dieta muito baseada em mamíferos, tem um consumo relativamente baixo de roedores, sendo que o valor mediano ronda apenas os 20% e o valor mínimo chega mesmo aos 0%. A coruja-do-nabal e o bufo-pequeno são as espécies com maior consumo mediano de roedores, ainda que os valores médios da coruja-do-nabal sejam mais variáveis; ainda assim, os valores mínimos desta ave continuam a representar uma dieta 50% composta por roedores. A coruja-das-torres apresenta valores que indicam uma dieta um pouco menos composta por roedores que as duas espécies previamente mencionadas, mas ainda assim, os valores médios mantêm-se acima dos 60%.

A coruja-do-mato demonstra, mais uma vez, uma grande diversidade na sua dieta; dentro dos mamíferos, a proporção de roedores alterna entre valores médios de 25-35%.

No caso do mocho-galego e do mocho-d'orelhas, as percentagens de roedores estão de acordo com as percentagens de mamíferos apresentadas na Figura 16, com valores que indicam dietas praticamente desprovidas de roedores, sendo apenas de mencionar um caso extremo no caso do mocho-galego, no qual a dieta foi quase 50% constituída por roedores.

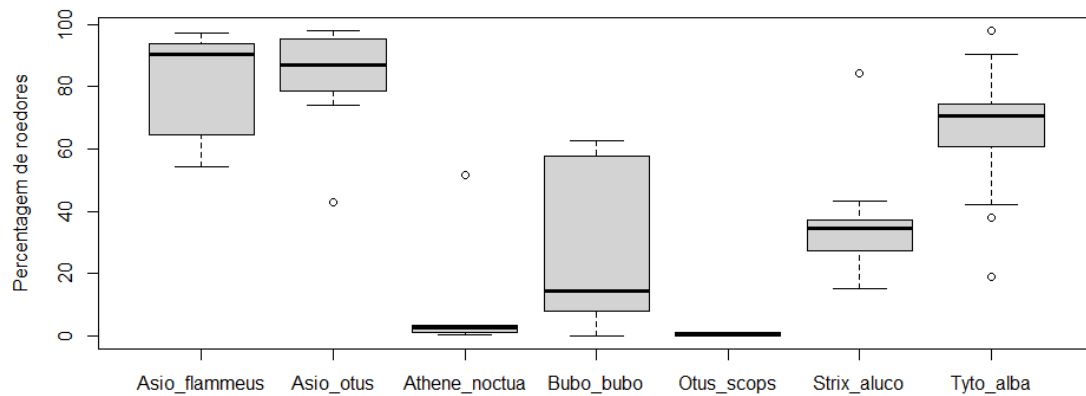


Figura 20 – Variação da percentagem de roedores presentes nas dietas das diferentes espécies de aves de rapina noturnas. Caixa-de-bigodes com a representação da mediana, quartis, máximos e mínimos da distribuição.

Comparison of Rodentia by sp (No adjustment)						
Col Mean- Row Mean	Asio_fla	Asio_otu	Athene_n	Bubo_bub	Otus_sco	Strix_al
Asio_otu	-0.348202 0.3638					
Athene_n	3.875846 0.0001*	4.757338 0.0000*				
Bubo_bub	3.638432 0.0001*	4.781559 0.0000*	-0.837010 0.2013			
Otus_sco	3.096292 0.0010*	3.518681 0.0002*	0.355655 0.3610	0.928163 0.1767		
Strix_al	2.988249 0.0014*	3.897208 0.0000*	-1.257527 0.1043	-0.553953 0.2898	-1.219294 0.1114	
Tyto_alb	1.373643 0.0848	2.278623 0.0113*	-3.720216 0.0001*	-3.671567 0.0001*	-2.652979 0.0040*	-2.620656 0.0044*

Figura 21 – Resultados dos testes de Dunn aplicados à variação de roedores. As aves cujos consumos das presas analisadas variam significativamente estão assinalados com um asterisco (\*). Asio\_fla = *Asio flammeus*, Asio\_otu = *Asio otus*, Athene\_n = *Athene noctua*, Bubo\_bub = *Bubo bubo*, Otus\_sco = *Otus scops*, Strix\_al = *Strix aluco*, Tyto\_ab = *Tyto alba*.

Foi comparado o consumo de aves pelas diferentes espécies de aves de rapina noturnas. O modelo que melhor explica a quantidade de aves presente nessa dieta é o que inclui as variáveis “espécie”, “latitude” e “longitude”, e que tem uma probabilidade de 0,95 de ser o modelo mais indicado para explicar estes dados (Tabela 3). É também o único modelo com  $\Delta AIC$  que mereça consideração.

Tabela 3 – Resultados do teste MuMIn aplicado às aves. df= graus de liberdade, logLik= log likelihood, AICc= Akaike Information Criterion,  $\Delta$ AIC= delta Akaike Information Criterion, weight= peso.

Aves					
modelo	df	logLik	AICc	$\Delta$ AIC	weight
Espécie+Lat+Long	10	47.89	-72.93	0.00	0.95
Espécie+Lat	9	43.45	-66.59	6.34	0.04
Lat+Long+Lat*Long	5	36.45	-62.17	10.76	0.00
Espécie	8	38.03	-58.25	14.68	0.00
Espécie+Long	9	38.81	-57.32	15.61	0.00
Lat+Long	4	28.67	-48.85	24.08	0.00
Long	3	23.70	-41.11	31.82	0.00
Lat	3	23.64	-41.00	31.93	0.00
modelo nulo	2	21.68	-39.21	33.72	0.00

Analísaram-se também as variações das aves como presa na dieta das aves de rapina nocturnas (Figura 22) e a sua significância (Figura 23). Neste caso, o bufo-real é a única espécie que tem um consumo consistente de aves, sendo que os valores mínimos da sua distribuição nunca chegam aos 0% de aves. A coruja-do-nabal também apresenta valores consideráveis de consumo de aves; ainda que o valor mediano ronde abaixo dos 10%, os valores máximos registados de aves chegam a rondar os 40% de aves capturadas, que são valores semelhantes aos do bufo-real. O mocho-galego e o mocho-d'orelhas apresentam dietas praticamente desprovidas de aves. Neste caso, o bufo-pequeno, a coruja-do-mato e a coruja-das-torres apresentam valores semelhantes, todos relativamente baixos, sendo apenas de notar o caso mais extremo da coruja-das-torres, que indica uma alimentação constituída em 70% por aves.

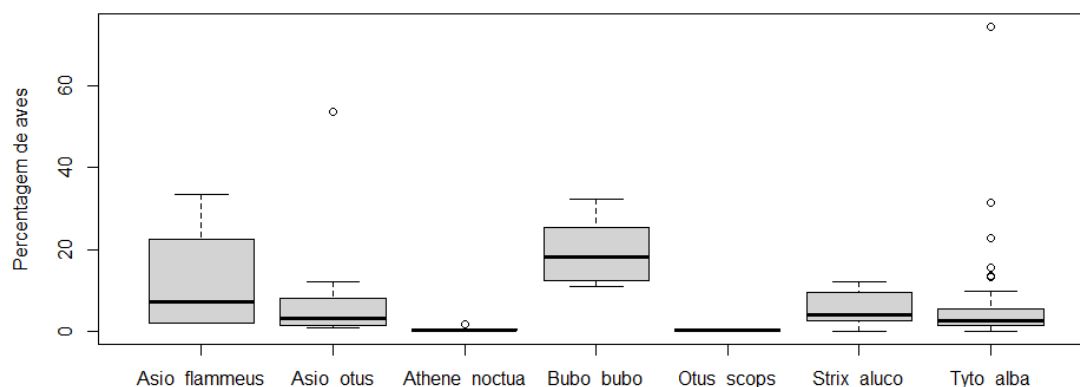


Figura 22 – Variação da percentagem de aves na dieta das diferentes espécies de aves de rapina nocturnas. Caixa-de-bigodes com a representação da mediana, quartis, máximos e mínimos da distribuição.

Comparison of Aves by sp (No adjustment)						
Col Mean- Row Mean	Asio_fla	Asio_otu	Athene_n	Bubo_bub	Otus_sco	Strix_al
Asio_otu	0.998062 0.1591					
Athene_n	3.102708 0.0010*	2.522580 0.0058*				
Bubo_bub	-1.402063 0.0804	-2.955172 0.0016*	-5.206896 0.0000*			
Otus_sco	2.309343 0.0105*	1.793969 0.0364	0.198786 0.4212	3.399404 0.0003*		
strix_al	0.920195 0.1787	-0.047946 0.4809	-2.462934 0.0069*	2.736411 0.0031*	-1.791635 0.0366	
Tyto_alb	1.603398 0.0544	0.575876 0.2823	-2.492296 0.0063*	4.452671 0.0000*	-1.630919 0.0515	0.589917 0.2776

Figura 23 – Resultados dos testes de Dunn aplicados à variação de aves. As aves cujos consumos das presas analisadas variam significativamente estão marcadas com um asterisco (\*). Asio\_fla = *Asio flammeus*, Asio\_otu = *Asio otus*, Athene\_n = *Athene noctua*, Bubo\_bub = *Bubo bubo*, Otus\_sco = *Otus scops*, Strix\_al = *Strix aluco*, Tyto\_ab = *Tyto alba*.

Foram analisadas as variações das percentagens dos artrópodes na dieta das aves de rapina noturnas. O modelo que incluiu as variáveis com maior influência nos dados foi o que conjugou a “espécie” com a “latitude” (Tabela 4). Os dados dos Arthropoda são os que apresentam maior número de modelos plausíveis (quatro com  $\Delta AIC < 2$ ), sendo que nenhum tem uma probabilidade de explicar os dados que ultrapasse os 0,5; o que está considerado como melhor modelo tem uma percentagem de apenas 36%. O segundo melhor modelo apenas inclui a variável “espécie”, e tem uma percentagem de 29% de ser o melhor modelo. O terceiro tem uma percentagem de 21% e apenas considera a variável “espécie”, e o último modelo considerado tem as variáveis “espécie”, “latitude” e “longitude”, com apenas 14%.

Tabela 4 – Resultados do teste MuMIn aplicado aos artrópodes. df= graus de liberdade, logLik= log likelihood, AICc= Akaike Information Criterion,  $\Delta AIC$ = delta Akaike Information Criterion, weight= peso.

Arthropoda					
modelo	df	logLik	AICc	$\Delta AIC$	weight
Espécie+Lat	9	44.17	-68.03	0.00	0.36
Espécie	8	42.70	-67.57	0.46	0.29
Espécie+Long	9	43.63	-66.96	1.07	0.21
Espécie+Lat+Long	10	44.46	-66.06	1.97	0.14
Lat+Long+Lat*Long	5	-37.39	85.51	153.54	0.00
Lat+Long	4	-39.12	86.72	154.75	0.00
Long	3	-40.27	86.83	154.87	0.00
Lat	3	-40.58	87.45	155.48	0.00
modelo nulo	2	-43.31	90.77	158.80	0.00

É possível notar que a percentagem de artrópodes é praticamente complementar à percentagem de mamíferos (Figura 24), havendo também diferenças significativas entre o consumo de artrópodes pelas diferentes espécies de ave de rapina nocturna (Figura 25). A coruja-do-nabal, o bufo-pequeno, o bufo-real e a coruja-das-torres apresentam valores muito basais de artrópodes nas suas dietas, sendo o valor mais elevado um estudo de coruja-das-torres que, ainda assim, apenas ronda os 20%. Em contraste temos o mocho-galego e o mocho-d'orelhas, cujas dietas contêm uma elevada proporção de artrópodes. Tirando o caso extremo do mocho-galego (com apenas cerca de 40% de artrópodes), a sua dieta tem uma composição de artrópodes que não desce dos 90%. O mocho-d'orelhas, apesar de ter uma dieta aparentemente desprovida de mamíferos, apresenta uma maior distribuição de valores de consumo de artrópodes que o mocho-galego que, segundo a figura 16, deverá ser complementada com anfíbios. Ainda assim, os valores mínimos rondam os 70% de artrópodes na sua dieta. Quanto à coruja-do-mato, temos um caso espelhado do da figura 18, com uma alimentação de artrópodes que ronda os valores de 30-60% e com os extremos com uma ligeira desigualdade de distribuição, desta vez a favorecer o mínimo, que chega muito perto de uma dieta sem consumo de artrópodes.

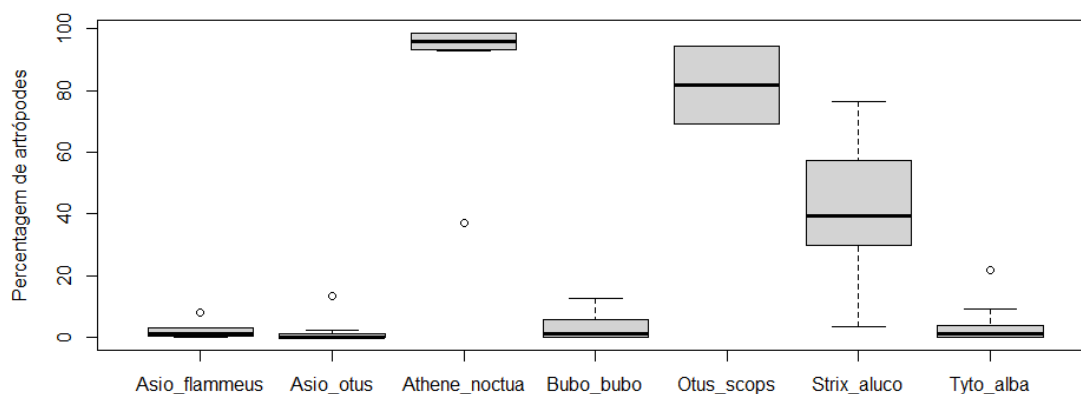


Figura 24 – Variação da percentagem de artrópodes presentes nas dietas das diferentes espécies de aves de rapina nocturnas. Caixa-de-bigodes com a representação da mediana, quartis, máximos e mínimos da distribuição.

		Comparison of Arthropoda by sp (No adjustment)					
Col	Mean- Row Mean	Asio_fla	Asio_otu	Athene_n	Bubo_bub	Otus_sco	Strix_al
Asio_otu		1.044120 0.1482					
Athene_n		-3.173658 0.0008*	-4.747881 0.0000*				
Bubo_bub		0.015357 0.4939	-1.296606 0.0974	3.830450 0.0001*			
Otus_sco		-2.079884 0.0188*	-2.898545 0.0019*	0.084114 0.4665	-2.256445 0.0120*		
Strix_al		-2.558639 0.0053*	-4.179247 0.0000*	0.827734 0.2039	-3.173845 0.0008*	0.447334 0.3273	
Tyto_alb		0.136867 0.4456	-1.376387 0.0844	4.447615 0.0000*	0.168592 0.4331	2.425120 0.0077*	3.808926 0.0001*

Figura 25 – Resultados dos testes de Dunn aplicados à variação de artrópodes. As aves cujos consumos das presas analisadas variam significativamente estão marcadas com um asterisco (\*). Asio\_fla = *Asio flammeus*, Asio\_otu = *Asio otus*, Athene\_n = *Athene noctua*, Bubo\_bub = *Bubo bubo*, Otus\_sco = *Otus scops*, Strix\_al = *Strix aluco*, Tyto\_ab = *Tyto alba*.

De acordo com estas figuras, é possível observar que há uma separação relativamente marcada dos tipos de alimentação das aves de rapina nocturnas: as que se alimentam principalmente de mamíferos, como a coruja-do-nabal, o bufo-pequeno, o bufo-real e a coruja-das-torres, e as que se alimentam maioritariamente de artrópodes, como o mocho-galego e o mocho-d'orelhas. A coruja-do-mato é o único caso mais ambíguo, que tem uma alimentação dependente destes dois grupos animais.

### 3.2. Análise da dieta da coruja-das-torres e do mocho-galego

Foram feitas recolhas de regurgitações nos municípios de Vila do Bispo, Portimão, Lagoa, Silves, Faro, Olhão, Alcoutim, Castro Marim e Vila Real de Santo António, que resultaram num total de 361 regurgitações e material desagregado.

Para a coruja-das-torres foram analisadas 346 regurgitações intactas e uma quantidade equivalente de regurgitações fragmentadas, dos municípios de Vila do Bispo, Lagoa, Silves, Faro, Olhão, Alcoutim, Castro Marim e Vila Real de Santo António (Figura 26).

Para o mocho-galego foram analisadas 15 regurgitações e material desagregado no fundo das caixas-ninho, provenientes dos municípios de Portimão, Olhão e Castro Marim (Figura 27).



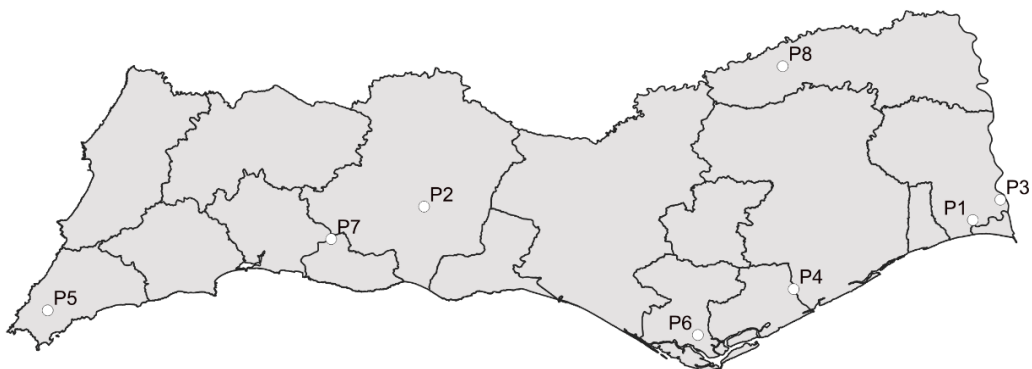


Figura 26 – Locais de recolha de regurgitações de coruja-das-torres no Algarve (distrito de Faro).

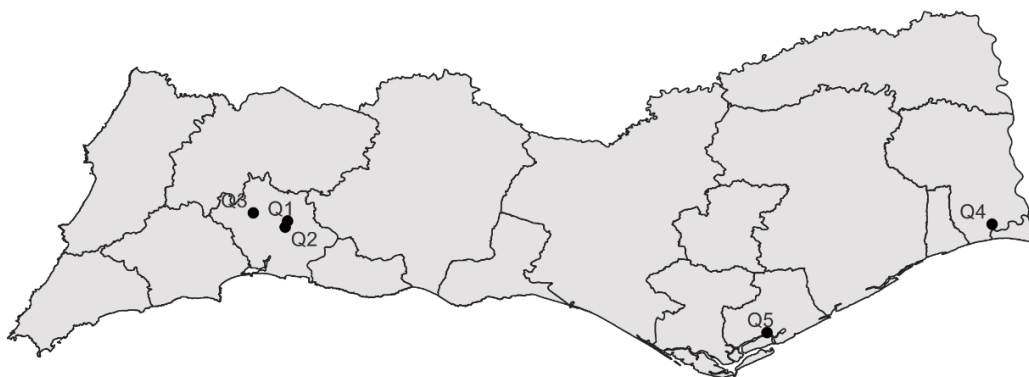


Figura 27 – Locais de recolha de regurgitações de mocho-galego no Algarve (distrito de Faro).

Para a coruja-das-torres, foram separados um total de 2016 indivíduos-presa, 1172 dos quais pertenciam a regurgitações intactas, o que dá uma média aproximada de  $3,4 \pm 2,1$  indivíduos por regurgitação.

As presas totais de coruja-das-torres encontradas na análise laboratorial foram agrupadas por classe, e calculadas as suas percentagens numéricas e de biomassa (Tabela 5; ver Tabela II, em anexo). É possível notar que as proporções entre as classes estão de acordo com as encontradas na bibliografia. Como seria de esperar, a classe com maior representação na dieta da coruja-das-torres é a dos mamíferos (Mammalia), com uma diferença considerável em relação à das aves (Aves), a segunda classe mais representada. Em termos de biomassa, o mesmo se aplica: os mamíferos representam quase a totalidade da biomassa consumida pelas corujas-das-torres (91,7%). As aves compõem uma

maior percentagem de biomassa que numérica, ao passo que os números de artrópodes não se traduzem em valores de biomassa significativos.

Tabela 5 – Número de presas totais e percentagens numéricas e de biomassa correspondentes a cada grupo animal encontrado nas regurgitações de coruja-das-torres. N= número de presas, %N= percentagem numérica, %B= percentagem de biomassa.

	N	%N	%B
Mammalia	1840	91,27	91,65
Aves	94	4,66	7,52
Reptilia	8	0,40	0,18
Amphibia	15	0,74	0,49
Arthropoda	59	2,93	0,16
<b>TOTAL</b>	<b>2016</b>		

A tabela completa de presas de coruja-das-torres permite uma análise mais detalhada das presas encontradas (ver Tabela II, em anexo). Os roedores (Rodentia) foram as presas mais frequentes, com um valor de cerca de 67% da dieta, e com maior valor de biomassa, que chegou aos 79%. Foram seguidos pelos insectívoros (Eulipotyphla), que consistiram em cerca de 23% das presas consumidas, mas com uma percentagem de biomassa de apenas 11%.

Apesar de não estarem presentes em grandes números, as aves foram presas bastante consistentes em todos os locais e estações do ano, estando presentes em regurgitações de todos os locais de amostragem. Os Arthropoda também estão relativamente bem representados, apesar de em menores quantidades; das 14 recolhas feitas, apenas duas delas não tiveram regurgitações com artrópodes na sua composição. Menos comuns foram os anfíbios (Amphibia), que apenas foram encontrados em quatro das recolhas e, mais raros ainda, os répteis (Reptilia), que apenas foram registados num único local, ainda que em número relativamente elevado.

As presas mais comuns foram os ratinhos *Mus* spp. (*Mus spretus* / *Mus domesticus*), que constituíram cerca de 40% da dieta total das corujas-das-torres, seguidos pelo musaranho-de-dentes-brancos *Crocidura russula* (18% da dieta) e pelo rato-cego-mediterrânico *Microtus duodecimcostatus*, que ronda os 16% da dieta destas aves (Figura 28). Em termos de biomassa, são os *Mus* spp. quem traz uma maior contribuição, com 32%, sendo que os *Microtus duodecimcostatus* ficam em segundo lugar, com 25%, seguidos pelos *Crocidura russula*, que contribuem com quase 11% da biomassa consumida.

Com uma representação muito reduzida estão os lagomorfos (Lagomorpha), sendo que os indivíduos identificados eram juvenis, tanto para os coelhos (*Oryctolagus cuniculus*) como para as lebres (*Lepus granatensis*), cujos valores também estão de acordo com os encontrados na bibliografia.

A análise das regurgitações também revelou algumas espécies-presa mais invulgares, como três juvenis de coruja-das-torres, indivíduos das ordens Chiroptera (morcegos) e Charadriiformes (aves limícolas e gaivotas) (ver Figura II, em anexo). De notar que, excluindo os dois *Pipistrellus* spp. encontrados em P1, tanto os Chiroptera como os Charadriiformes foram obtidos em regurgitações do mesmo local, P6, que se localiza em ambiente de salinas.

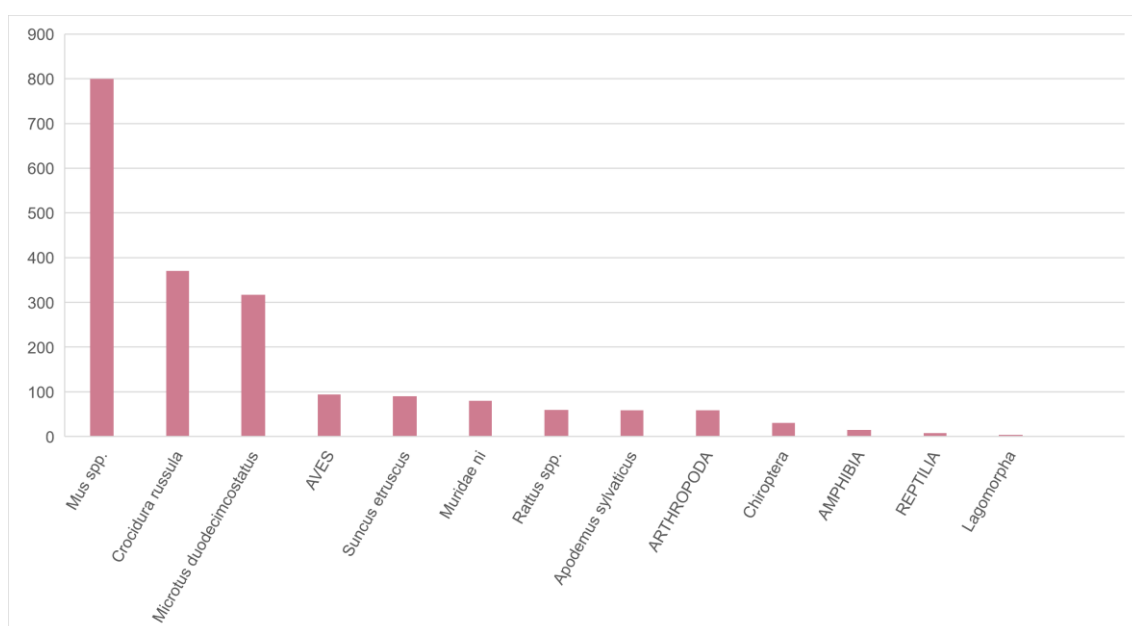


Figura 28 – Representação gráfica do número total das principais presas consumidas pelas corujas-das-torres.

Verificaram-se diferenças no consumo médio dos quatro principais tipos de presa da coruja-das-torres ao longo das estações do ano (Figura 29). Os ratinhos do género *Mus* mantiveram-se como as presas mais consumidas durante todo o ano, com o pico de indivíduos no Outono. A espécie-presa que mais oscilou foi *Crocidura russula*, que passou de ser a segunda presa mais consumida durante o Verão, para ser a quarta mais consumida no Outono, com um valor ligeiramente abaixo do das Aves. Os *Microtus duodecimcostatus*, em termos absolutos, foram a terceira espécie-presa mais consumida, mas é possível observar que, durante o Outono e o Inverno, foram as presas com o segundo maior consumo médio, logo a seguir aos *Mus* spp. Os seus valores mínimos foram atingidos durante o Verão, sendo que os valores máximos de consumo de

indivíduos desta espécie se deram no Inverno, voltando a diminuir muito levemente na Primavera.

Por fim, o consumo de Aves foi relativamente baixo todo o ano, mesmo quando, durante o Outono, se tornaram o terceiro grupo de espécies-presa com maior consumo médio, muito ligeiramente acima de *Crociodura russula*.

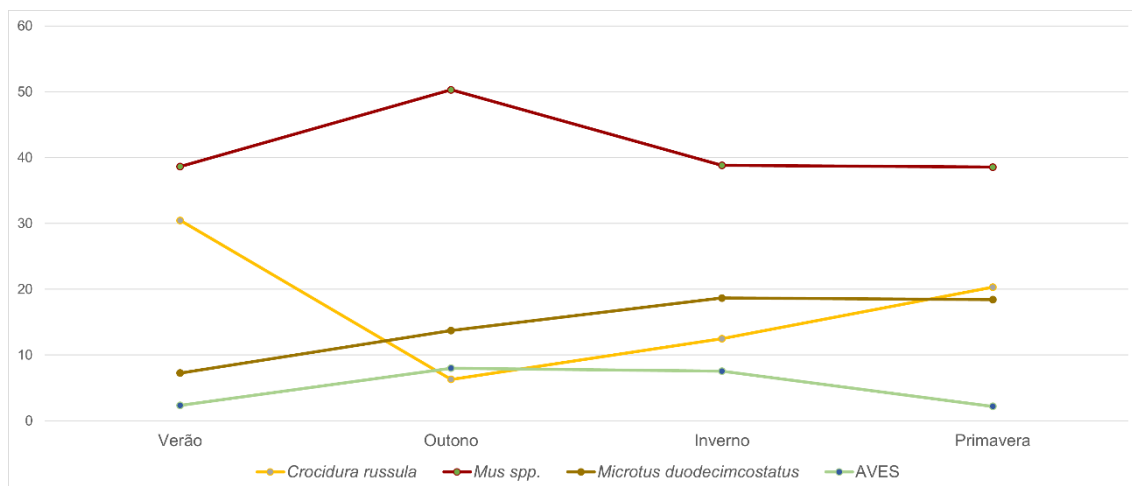


Figura 29 – Variação sazonal dos quatro principais tipos de presa da coruja-das-torres.

Foi também analisada a variação local do consumo médio dos mesmos quatro grupos de presas (Figura 30). É possível reparar que, contrariamente ao que acontece na variação sazonal, os *Mus spp.* não são a espécie-presa mais consumida em todos os locais amostrados, ficando atrás dos *Microtus duodecimcostatus* em P1, e dos *Crociodura russula* em P5. Quanto a estes últimos, há uma distinção bem demarcada entre os locais de recolha com maior e menor abundância de *Crociodura russula* nas regurgitações; temos, por exemplo, P5, em que a dieta consistiu em mais de 40% desta espécie, ao passo que, em P4 e P7, não chegaram sequer aos 10% de indivíduos consumidos. Os *Mus spp.* estão presentes em todos os locais, em percentagens relativamente altas, tendo o seu máximo em P7, perfazendo mais de 60% da dieta do local, e o seu mínimo em P1, a rondar os 22%. A variação de *Microtus duodecimcostatus* entre locais de amostragem também se nota, apesar de em menor escala que a última espécie-presa. O consumo desta espécie atinge os seus valores mais elevados em P1 e P3, sem mesmo assim nunca chegar aos 30% das dietas dos locais, e os seus mínimos em P5 e P6, com menos de 3% em ambos. Em P7, não foram sequer encontrados *Microtus duodecimcostatus* nas regurgitações recolhidas.

As Aves, por sua vez, estiveram representadas na dieta das corujas-das-torres de todas as localidades amostradas, mas sempre em valores relativamente baixos, com exceção em P4, onde os Passeriformes consistiram em quase 20% dos indivíduos.

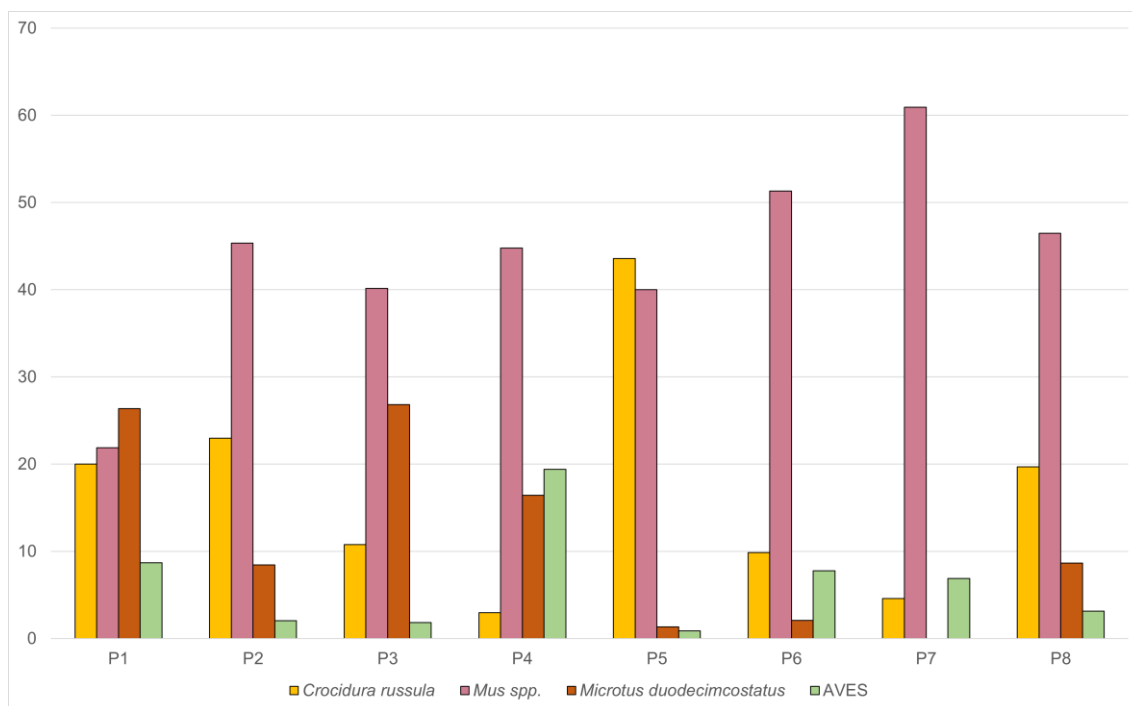


Figura 30 – Variação local das percentagens de indivíduos consumidos dos quatro principais grupos de presas da coruja-das-torres.

Para o caso do mocho-galego, foram separados 778 indivíduos-presa totais, 224 dos quais provenientes de regurgitações, fazendo uma média de cerca de  $14,9 \pm 14,3$  indivíduos por regurgitação.

À semelhança do que aconteceu para a coruja-das-torres, também foram analisadas as presas encontradas nas regurgitações de mocho-galego, e calculadas as suas percentagens numéricas e de biomassa correspondentes (Tabela 6; ver Tabela III, em anexo). As diferenças nos números de indivíduos-presa são ainda mais discrepantes do que no caso da coruja-das-torres, sendo a dieta do mocho-galego composta quase exclusivamente por artrópodes, que correspondem a quase 99% das presas consumidas. De mencionar os valores extremamente baixos de mamíferos, que são menores do que os registados em qualquer trabalho consultado para a revisão científica, constituindo apenas 0,64% da dieta dos mochos-galego. Os valores de biomassa indicam, contudo, que os mamíferos têm um peso relativo na dieta dos mochos-galego muito maior que os artrópodes, uma vez que os mamíferos (que não chegaram sequer a

constituir 1% da dieta destas aves) representaram quase 44% da biomassa consumida.

Tanto as Aves como os Reptilia, os Amphibia e os Bivalvia (bivalves) são presas bastante ocasionais, havendo apenas 3 indivíduos de aves e 1 para os répteis, anfíbios e bivalves. Contudo, ainda que o total destas quatro classes não chegue a constituir 1% das presas encontradas nas regurgitações, o contributo das aves, répteis e anfíbios para a biomassa é considerável, principalmente o das Aves (12%).

Tabela 6 – Número de presas totais e percentagens numéricas e de biomassa correspondentes a cada grupo animal encontrado nas regurgitações de mocho-galego. N= número de presas, %N= percentagem numérica, %B= percentagem de biomassa.

	N	%N	%B
Mammalia	5	0,64	43,49
Aves	3	0,39	11,75
Reptilia	1	0,13	1,57
Amphibia	1	0,13	2,23
Arthropoda	767	98,59	40,95
Bivalvia	1	0,13	0,00
<b>TOTAL</b>	<b>778</b>		

Olhando para as presas de mocho-galego em maior detalhe, é possível observar que, dentro dos Arthropoda, os Insecta (insectos) foram a classe com mais indivíduos, que corresponderam a cerca de 88% das presas totais, sendo seguidos pelos Arachnida (aracnídeos), que perfizeram cerca de 8% da dieta (ver Tabela III, em anexo). Também para esta ave se registaram presas menos comuns; o registo de indivíduos das ordens Lagomorpha e Decapoda (decápodes) não havia sido mencionado em nenhum dos trabalhos consultados para a revisão científica. Curiosamente, ambos os indivíduos de Lagomorpha foram registados no mesmo local. De notar que a ordem Lagomorpha corresponde à ordem com maior percentagem de biomassa da dieta analisada, logo à frente dos Coleoptera (escaravelhos). Ainda assim, estes valores de biomassa podem não estar de acordo com a realidade, uma vez que nenhum dos dois indivíduos de Lagomorpha foi encontrado inteiro nas regurgitações, tornando impossível saber que percentagem dos animais serviu de alimento aos mochos-galegos.

A ordenação das principais presas identificadas nas regurgitações de mocho-galego (Figura 31) tornou possível observar que a ordem Coleoptera, da

qual fazem parte os Scarabaeidae, os Carabidae, os Staphylinidae e os Curculionidae, se destaca consideravelmente em relação aos outros Insecta, tomando os Dermaptera (Forficulidae – bichas-cadela) o segundo lugar de ordem mais consumida. A família mais representada nas regurgitações de mocho-galego foi a dos Curculionidae, imediatamente seguida pelos Carabidae. No total, os Coleoptera corresponderam a cerca de 63% da dieta do mocho-galego, e os Dermaptera constituíram quase 19% das presas consumidas.

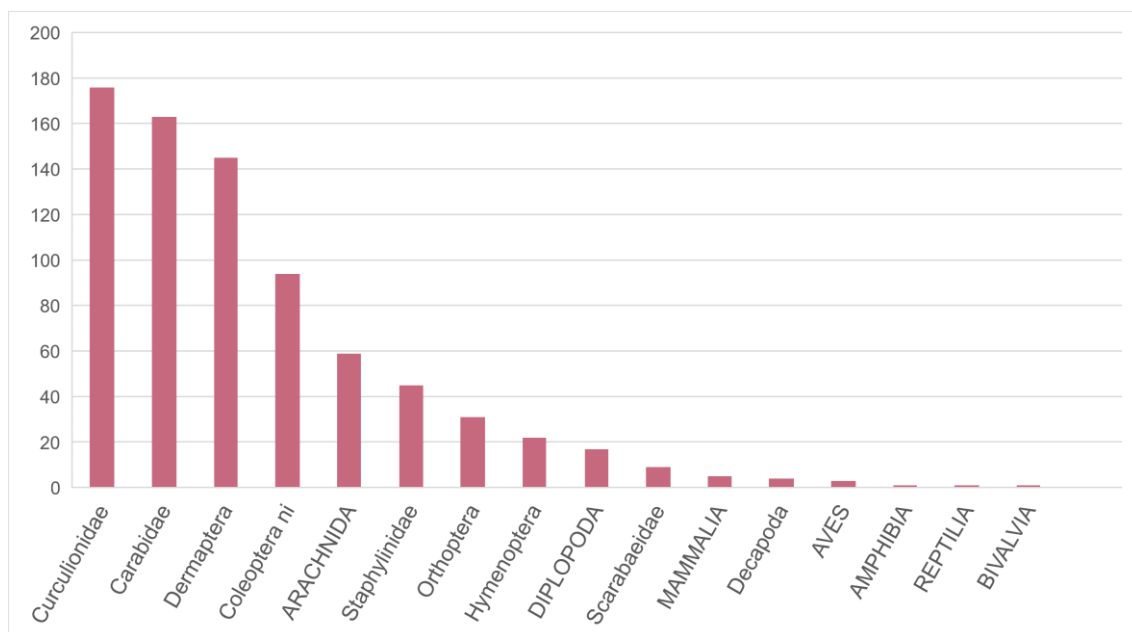


Figura 31 – Representação gráfica do número total das principais presas consumidas pelo mocho-galego.

Tal como foi feito para o caso da coruja-das-torres, foram também analisadas as variações sazonais e locais do consumo médio das principais presas do mocho-galego (Figuras 32 e 33).

A ocupação das caixas-ninho pelos mochos-galegos apenas se deu no Outono de 2021, sendo somente possível analisar três estações do ano diferentes, excluindo os dados de Verão (Figura 32). Para esta ave foram analisadas as variações de Orthoptera (gafanhotos e grilos), Dermaptera, Carabidae, Curculionidae e Arachnida, que são os grupos de presas com maior importância, tanto para a dieta do mocho-galego como para a agricultura. Nenhum dos grupos de espécies se mantém como o mais consumido durante mais do que uma estação amostrada, sendo que durante o Outono os Curculionidae ocupam essa posição, com uma grande diferença para os Dermaptera, que ocupam o segundo lugar.

De todas as presas representadas, a variação que mais sobressai é a dos Curculionidae, que regista o seu valor máximo no Outono, compondo quase 50% dos indivíduos consumidos, e que depois desce acentuadamente durante o Inverno, onde não tem uma percentagem representativa nas regurgitações recolhidas, subindo para 2% na Primavera. Os Carabidae foram as presas em maior número nas regurgitações recolhidas no Inverno, sendo que na Primavera são ultrapassadas pelos Dermaptera, mesmo aumentando a percentagem de indivíduos consumidos, chegando a cerca de 35% dos indivíduos identificados. Os Dermaptera registam um grande aumento desde o Outono até à Primavera, onde ultrapassam os 40% das presas consumidas nessa estação.

A variação do consumo médio de Orthoptera é praticamente nula, mantendo-se os valores sempre abaixo dos 6% da composição da dieta. Por fim, temos os Arachnida, que registam os seus valores máximos no Inverno, com cerca de 15%, mas que tanto no Outono como na Primavera se mantêm perto dos 2%.

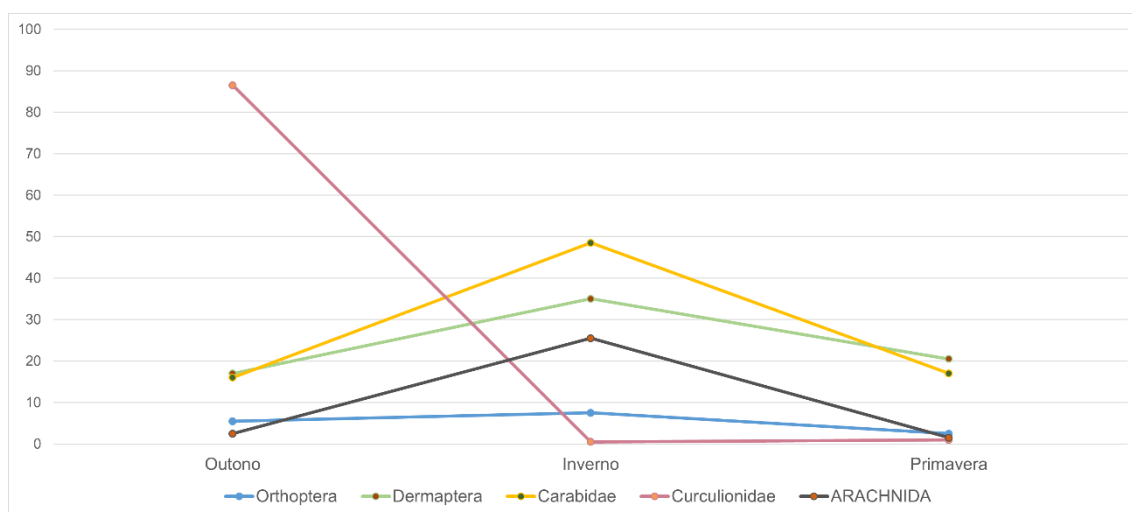


Figura 32 – Variação sazonal das percentagens dos principais grupos de presas do mocho-galego.

Foram também analisadas as percentagens de cada grupo principal de presas de mocho-galego, nos pontos de recolha amostrados (Figura 33). À primeira vista, o ponto de recolha que mais sobressai é o Q5, onde a dieta estudada apenas continha Carabidae e Curculionidae, sendo que os primeiros constituíram 97% da dieta. Os Carabidae estiveram presentes nas regurgitações de todos os locais amostrados, em percentagens variáveis, mas com os mínimos registados em Q4, onde as presas que constituíram a maior parte da dieta foram os Dermaptera. Os Curculionidae foram as presas mais consumidas em Q1 e



Q2, sendo que em Q1 houve uma grande discrepância na percentagem de presas, quando comparado com Q2, cujas percentagens de presas foram mais semelhantes umas às outras. Por fim, os Arachnida, apesar de terem valores absolutos relativamente altos nas regurgitações analisadas, apenas apareceram em percentagem significativa em Q3, tendo sido apenas vestigial nos outros locais.

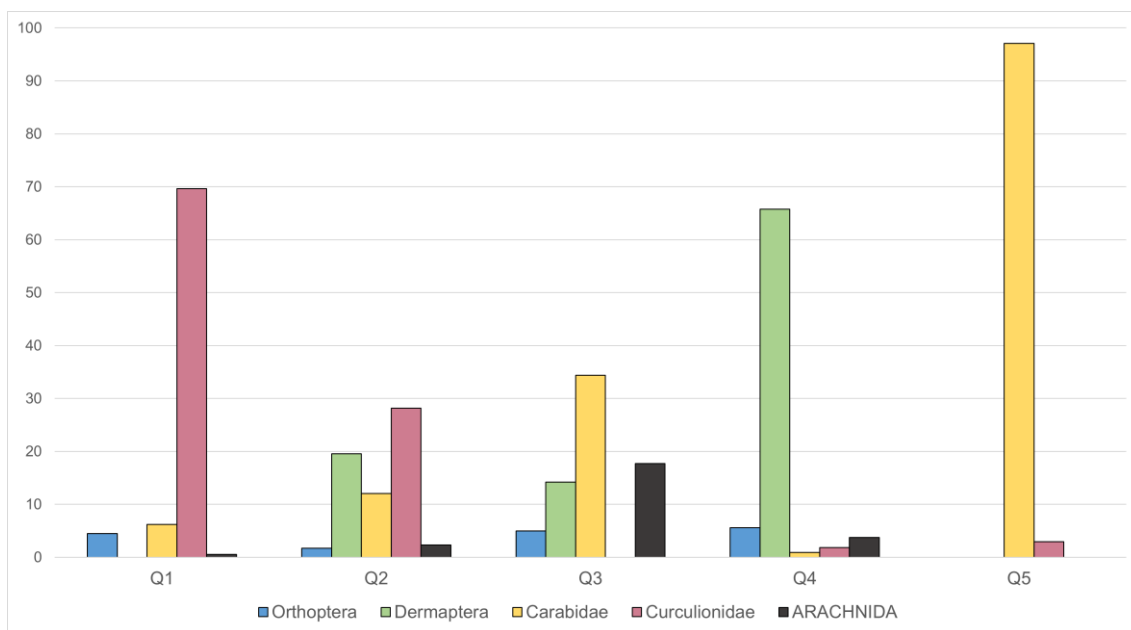


Figura 33 – Variação local das percentagens dos principais tipos de presas do mocho-galego.

A comparação estatística dos dados obtidos das dietas da coruja-das-torres e do mocho-galego acusou diferenças significativas na proporção de todos os grupos de presas avaliados (todos os valores de  $p < 0,05$ ).

As representações gráficas revelam uma grande polarização das presas consumidas por estas duas aves, em que a coruja-das-torres praticamente se alimenta apenas de mamíferos, e o mocho-galego de artrópodes (Figuras 34, 35, 36 e 37). O caso menos discrepante é o das Aves (Figura 36), mas ainda assim o mocho-galego tem um consumo praticamente nulo destes animais, enquanto a coruja-das-torres se alimenta bastante consistentemente de indivíduos da classe das Aves.

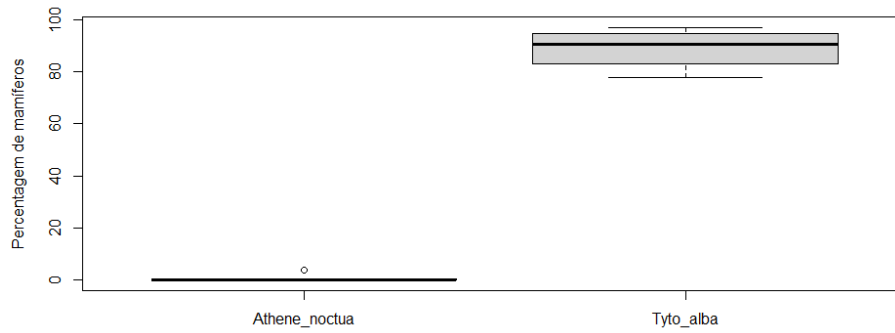


Figura 34 – Representação da diferença do consumo de mamíferos entre o mocho-galego e a coruja-das-torres. Caixa-de-bigodes com a representação da mediana, quartis, máximos e mínimos da distribuição.

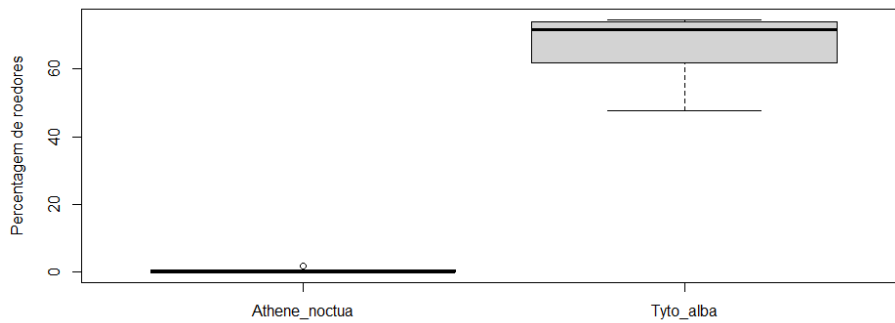


Figura 35 – Representação da diferença do consumo de roedores entre o mocho-galego e a coruja-das-torres. Caixa-de-bigodes com a representação da mediana, quartis, máximos e mínimos da distribuição.

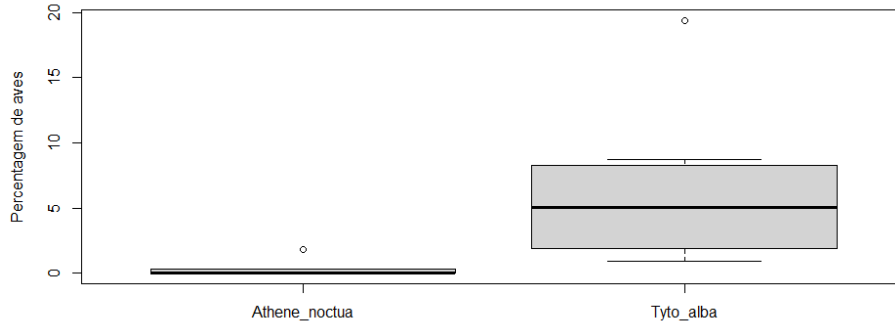


Figura 36 – Representação da diferença do consumo de aves entre o mocho-galego e a coruja-das-torres. Caixa-de-bigodes com a representação da mediana, quartis, máximos e mínimos da distribuição.

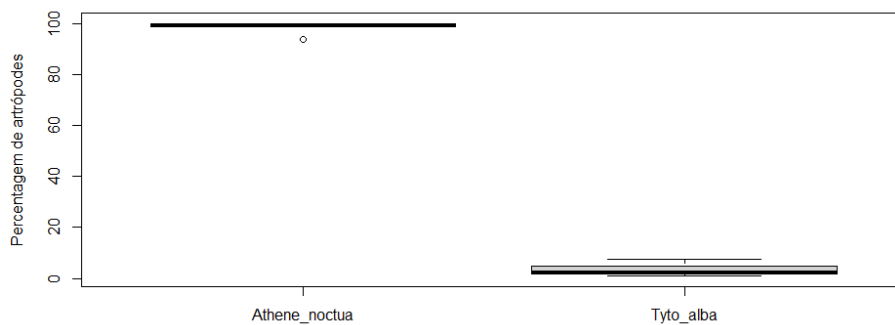


Figura 37 – Representação da diferença do consumo de artrópodes entre o mocho-galego e a coruja-das-torres. Caixa-de-bigodes com a representação da mediana, quartis, máximos e mínimos da distribuição.

## 4. Discussão

### 4.1. O papel ecológico das aves de rapina nocturnas

Os resultados da compilação de dados de dieta para as sete espécies de aves de rapina nocturnas que ocorrem em Portugal mostram que há uma clara distinção entre as espécies predadoras de mamíferos e as espécies predadoras de insectos, com a excepção da coruja-do-mato, que faz ambos em relativamente igual escala. Aves com estes hábitos alimentares são uma mais-valia para os serviços de ecossistema de controlo biológico (incluindo o controlo de pragas), tanto pela manutenção das baixas densidades populacionais das suas presas como pela supressão da sua actividade (Şekercioğlu, 2006). Adicionalmente, enquanto predadores de topo, as aves de rapina nocturnas contribuem para o aumento da biodiversidade dos locais onde se estabelecem, e actuam como bioindicadores da qualidade dos ecossistemas (Sergio et al., 2008; Sergio et al., 2006).

Das aves analisadas, é o bufo-real que, apesar de ter uma dieta fundamentalmente baseada em mamíferos, consome uma percentagem relativa mais baixa de roedores. Ainda assim, dos 12 estudos com informação específica sobre os Rodentia consumidos por esta ave, apenas Santos (1998) não reportou roedores na composição da dieta, o que significa que, mesmo em menores quantidades, são presas constantes. Lourenço (2005) e Mikkola (1983) confirmam que o bufo-real é um predador frequente de ratazanas e corvídeos, espécies que não só causam danos às culturas (Buckle & Smith, 2015; Furlan et al., 2021; Liordos et al., 2017), como actuam como vectores de doenças (Jiguet, 2020; Strand & Lundkvist, 2019). Por outro lado, o bufo-real é uma ave que consome espécies abundantes, permitindo-o caçar em áreas de monoculturas intensivas, quando estas favorecem a existência de presas rentáveis (Lourenço et al., 2015a; Mikkola 1983).

As outras espécies cuja dieta se baseia em mamíferos (a coruja-das-torres, o bufo-pequeno e a coruja-do-nabal) também representam mais-valias para o controlo biológico, visto as suas dietas terem uma elevada percentagem de roedores (Delibes et al., 1991; Delibes et al., 1984; Escala et al., 2009; Fernández, 1991; Jubete, 2011; López-Gordo, 1977; Román & Ibañez, 2001; Sans-Coma, 1974). Por outro lado, o mocho-d'orelhas e o mocho-galego são

bons candidatos para controlar as populações de insectos, uma vez que as suas dietas dependem quase exclusivamente de espécies pertencentes a este grupo (Delibes et al., 1984; Herrera & Hiraldo, 1976; Tomé et al., 2008). Finalmente, a coruja-do-mato é a única espécie que, teoricamente, seria capaz de desempenhar o papel de agente de controlo biológico de ambas as classes potencialmente mais problemáticas, visto a sua dieta incluir quase igualmente as duas (Alegre et al., 1989a; Franco, 1982; López-Gordo, 1977).

Um dos casos mais invulgares na análise bibliográfica da dieta das aves de rapina nocturnas foram as percentagens, por vezes semelhantes, de aves na dieta do bufo-real e da coruja-do-nabal. Apesar das frequências relativas deste grupo de presas chegar aos mesmos valores, uma análise mais detalhada do conteúdo alimentar destas duas aves permite perceber que, ainda que em números semelhantes, as espécies que integram as suas dietas são muito diferentes, sendo que o bufo-real se alimenta de aves com um porte relativamente maior (perdizes ou pombos), e a coruja-do-nabal se alimenta principalmente de aves de pequeno porte (Passeriformes).

O outro caso de consumos invulgares foi o de 74,38% de aves pela corujadas-torres, sendo este valor muito discrepante face aos outros dados recolhidos. Estes números menos comuns podem dever-se ao facto de as recolhas terem sido realizadas em meio árido, e de os ninhos das corujas estarem no mesmo local de uma grande quantidade de ninhos de andorinhão-preto (*Apus apus*), que constituíram a maior percentagem de presas (García ,1981).

O baixo número de estudos para grande parte das espécies analisadas ( $n < 10$ ) tornou impossível a realização de testes estatísticos robustos. Contudo, a falta de resultados estatisticamente significativos não implica uma ausência de diferenças significativas nas dietas das aves de rapina nocturnas, indicando apenas que é necessário um melhor conhecimento das dietas destas espécies.

A falta de informação detalhada das dietas locais de espécies como o mocho-d'orelhas, o bufo-pequeno ou a coruja-do-nabal representa uma lacuna no conhecimento do potencial que estas espécies podem oferecer como agentes de controlo biológico.

## 4.2. A dieta da coruja-das-torres e do mocho-galego na área de estudo

Ao compararmos os dados bibliográficos com os dados obtidos neste estudo, é possível observar que, para a coruja-das-torres, as percentagens de mamíferos, répteis e artrópodes identificados nas regurgitações deste trabalho estão um pouco acima da média, enquanto as de aves e anfíbios estão um pouco abaixo. Mesmo assim, as diferenças nas percentagens não excedem os 3%. As corujas-das-torres da região do Algarve têm uma dieta muito baseada em mamíferos, dos quais os Rodentia constituem a maior parte. Contudo, há localidades em que os roedores são ultrapassados pelos musaranhos (Eulipotyphla) como presas mais abundantes, algo que, de acordo com Mikkola (1983) e Tores et al. (2005), ocorre ocasionalmente, uma vez que a coruja-das-torres faz uma selecção das presas baseada na sua disponibilidade.

A presença de crias de corujas-das-torres nas regurgitações, embora caso único neste estudo, não se trata de uma descoberta fora do comum. Taylor (1994) diz que é possível que as crias, caso morram, sejam tratadas como qualquer outra presa, e sirvam de alimento para as que sobrevivem.

A família Muridae, da qual fazem parte os géneros *Apodemus*, *Rattus* e *Mus*, e a família Cricetidae, à qual pertence o género *Microtus*, foram duas das três famílias mais representadas na dieta da coruja-das-torres, com uma prevalência de 49,6% e 16,1%, respectivamente. A família Muridae foi a mais representada nas regurgitações de corujas-das-torres, tendo a família Cricetidae sido ultrapassada pela família Soricidae (22,9%), da qual fazem parte os géneros *Crocidura* e *Suncus*. As grandes diferenças percentuais de consumo entre as famílias Muridae e Soricidae, e entre a família Cricetidae e a classe Aves (4,7%) indicam uma clara preferência, não só pelos Rodentia, mas especialmente pelo consumo de micromamíferos, cimentando o estatuto da coruja-das-torres como predadora especialista deste grupo de animais (Askew et al., 2007; Keene, 2009).

A coruja-das-torres é uma ave com hábitos alimentares relativamente flexíveis, não podendo ser considerada completamente especialista ou generalista (Tores et al., 2005). Conforme mencionado anteriormente, apesar da sua preferência por micromamíferos, a dieta desta ave pode ajustar-se de acordo

com as presas mais abundantes. Assim, a coruja-das-torres representará sempre uma ameaça a espécies que não se enquadram no propósito do controlo biológico (Zaitzove-Raz et al., 2020). De facto, este estudo reportou presas não-alvo, do ponto de vista dos benefícios do controlo biológico para as actividades humanas (e.g. agricultura), como é o caso dos Chiroptera. Ainda assim, os morcegos foram encontrados em número significativo em apenas um dos oito locais amostrados para a coruja-das-torres, fazendo deles presas ocasionais. Sieradzki e Mikkola (2020) avançam que os Chiroptera não correm um elevado risco de predação por parte das aves de rapina nocturnas, devido à localização dos seus abrigos. Estudos de Roulin e Christe (2013) e Vale-Gonçalves et al. (2015) reforçam a teoria de que os morcegos não são presas preferenciais da coruja-das-torres, mas sim apenas capturas de oportunidade. De resto, nenhuma das presas consumidas em grande quantidade apresenta um estatuto de conservação mais elevado, estando todas avaliadas como Pouco Preocupantes (Cabral et al., 2005).

No caso da dieta do mocho-galego, as discrepâncias são mais notórias, principalmente nos mamíferos e nos artrópodes, em que os dados deste estudo apresentam mais capturas do grupo dos Arthropoda que dos Mammalia. De todos os trabalhos sobre a dieta do mocho-galego consultados, os de Oliveira (2011) e Tomé et al. (2008) são os únicos cujas percentagens de artrópodes também ultrapassam os 98%, à semelhança deste estudo; adicionalmente, são esses também os únicos trabalhos realizados na região sul de Portugal.

Este estudo identificou dois indivíduos Lagomorpha nas regurgitações de mocho-galego, algo que não está mencionado em nenhum dos trabalhos consultados. Igualmente invulgar foi a presença de lagostim-vermelho-do-Louisiana (*Procambarus clarkii* – uma espécie exótica invasora, que tem tido um crescimento exponencial em todo o país) nas regurgitações de mocho-galego, em três dos cinco locais amostrados. A presença desta espécie na dieta desta ave foi apenas registada num outro trabalho (Bavoux et al., 2002), onde as recolhas foram realizadas em ambiente pantanoso. Relativamente aos locais de recolha de regurgitações deste estudo, é possível que, em Q1 e Q2, os lagostins

tenham sido apanhados nos campos de golfe onde estão colocadas as caixas-ninho (Larson & Olden, 2008).

Como já previamente estabelecido, os artrópodes constituíram a esmagadora maioria da dieta do mocho-galego. Contudo, para se averiguar o eventual potencial de agente de controlo biológico desta espécie, é necessário perceber quais dos grupos de presas consumidas correm o risco de causarem danos em culturas agrícolas. Dentro dos Arthropoda, os Insecta são os maiores candidatos, principalmente algumas das famílias pertencentes às ordens Orthoptera (Samways & Lockwood, 1998) e Coleoptera, da qual se destaca a família Curculionidae (Manee et al., 2022; Rugman-Jones et al., 2013). Os Insecta constituíram cerca de 88% da dieta do mocho-galego neste estudo, sendo inequívoca a preferência desta ave pelo consumo deste grupo. O consumo de Orthoptera foi bastante baixo, especialmente quando comparado com as percentagens obtidas em Tomé et al. (2008) e, principalmente, em Oliveira (2011). Por outro lado, os Coleoptera estiveram representados em maior número, em particular os Curculionidae, que consistiram em quase 23% da dieta total analisada. Estas diferenças podem dever-se ao facto de os trabalhos de Oliveira (2011) e Tomé et al. (2008) terem sido desenvolvidos no distrito de Beja, e os dados deste estudo terem sido recolhidos no distrito de Faro, pelo que há diferenças entre os habitats dominantes, os tipos de cultivo, e as densidades e disponibilidade de espécies-presa.

É possível que a variação local das presas nas dietas da coruja-das-torres e do mocho-galego no Algarve se deva aos diferentes habitats de recolha; contudo, a baixa replicação dos tipos de habitats não permitiu a realização de testes estatísticos que confirmassem esta suposição.

### 4.3. As aves de rapina nocturnas e o controlo biológico

Dentro dos mamíferos, os roedores foram a ordem com maior taxa de predação por estas aves (ver Tabela I, em anexo).

Embora os *Mus* spp. não costumem ser considerados pragas com elevada importância (Kross et al., 2016), continuam a ser espécies com potencial para taxas reprodutivas explosivas e elevadas densidades populacionais (Buckle &

Smith, 2015), além de que podem comprometer a saúde alimentar, por serem portadores de agentes patogénicos (Kross et al., 2016). Explosões populacionais, como as que os roedores são capazes de sofrer, são eventos para os quais as campanhas de controlo não têm capacidade de resposta – incluindo o biocontrolo (Buckle & Smith, 2015) – sendo por isso necessário exercer uma pressão supressora mesmo quando as densidades populacionais dos roedores estão em baixo.

A avaliação do impacto real que as aves de rapina nocturnas podem ter nas populações de presas e na diminuição dos danos nas culturas é algo difícil de aferir (Donázar et al., 2016), contudo, há estudos que indicam que a presença destas aves exerce um efeito, tanto na actividade das espécies-presa, como na mitigação de eventuais perdas de culturas (Brown et al., 1988).

Como já visto anteriormente, as aves de rapina exercem pressões de predação não só pelo consumo directo das suas presas, mas também meramente pela sua presença (Şekercioğlu, 2006).

Teoricamente, as aves de rapina nocturnas exercem potenciais pressões de predação quando um determinado grupo de presas se encontra na dieta dessas aves em percentagens elevadas. Contudo, Shave et al. (2018) reportaram que a abundância de algumas aves presa era influenciada mesmo quando, apesar de regulares, não eram elementos principais da dieta dos predadores. Isto leva-nos a inferir que, independentemente da percentagem que ocupem na dieta das aves de rapina nocturnas, aves que sejam presas regulares podem sofrer um declínio na sua abundância. Este fenómeno é particularmente relevante para o caso do bufo-real, que se alimenta de espécies consideradas mais prejudiciais à agricultura, como os corvídeos (Lamichhane, 2021).

Há uma evidente falta de estudos sobre os requisitos alimentares de grande parte das espécies de aves de rapina nocturnas. Os benefícios que as diferentes aves de rapina nocturnas podem trazer para a agricultura estão dependentes das presas que cada ave captura por ano, que estão directamente relacionadas com as necessidades nutricionais e do eventual número de crias de cada ave (Montoya et al., 2021).



Das espécies de aves de rapina noturnas que mais dependem de roedores para a sua dieta, a coruja-das-torres é a que tem maior consumo por casal, anualmente. Com uma produção média de duas regurgitações diárias (Keene, 2009; Moon, 1940; Nos, 1961), e assumindo a média de 3,4 presas por regurgitação obtida neste estudo, é possível concluir que, por ano, um casal de corujas-das-torres consome cerca de 4 964 presas totais, das quais cerca de 3 309 correspondem a roedores (66,67%). Estes números são os calculados de acordo com as presas identificadas neste estudo, mas que vão ao encontro dos valores obtidos por Kross e Baldwin (2016) e Mikkola (1983).

Para as outras duas espécies com maior consumo de roedores, o bufo-pequeno e a coruja-do-nabal, ainda que a percentagem de roedores nas suas dietas seja superior à da coruja-das-torres, os requisitos alimentares aparentam ser menores, visto estas aves produzirem apenas uma regurgitação por dia (Mikkola, 1983; Moon, 1940), e com um menor número de presas em cada – 2 para o bufo-pequeno (Escala et al., 2009; Marti, 1973) e cerca de 2,3 para a coruja-do-nabal (Calvo, 1998; Delibes et al., 1991). Ainda assim, a grande prevalência de roedores na dieta destas duas aves indica que, das 1 460 eventuais presas anuais de um casal de bufos-pequenos, 1 225 serão roedores (83,89%), e que, das 1 679 eventuais presas de um casal de corujas-do-nabal, 1 373 serão roedores (81,76%).

Embora nenhum dos dois estudos usados neste trabalho para a análise de dieta do mocho-d'orelhas tivesse informação relativamente ao número de regurgitações recolhidas, a elevada percentagem de artrópodes na dieta desta ave (81,77%) aponta para que haja uma pressão de predação considerável sobre estes animais.

Por outro lado, a produção diária de regurgitações do mocho-galego está dependente da proporção de micromamíferos/insectos na sua alimentação, em que uma dieta mais baseada em artrópodes leva à produção de duas regurgitações por dia (van Nieuwenhuysse et al., 2008). De acordo com o número médio de presas por regurgitação recolhidas neste estudo (14,9), um casal de mochos-galegos consome anualmente entre 10 877 e 21 754 presas. Tendo em conta a percentagem média de artrópodes calculada para os dados recolhidos

neste estudo (98,59%), o consumo anual de artrópodes deve variar entre 10 723 e 21 447 indivíduos.

Apesar de se dividir pelos dois grupos e produzir só uma regurgitação por dia (Kirk, 1992), a coruja-do-mato tem o potencial de causar pressão de predação tanto nos mamíferos como nos artrópodes. Com uma média de 4 presas por regurgitação (Santos, 1998) e percentagens médias de consumo de roedores e artrópodes de 37,44% e 41,25%, respectivamente, é possível estimar que um casal de corujas-do-mato consuma anualmente 1 093 roedores e 1 205 artrópodes.

Estes dados são apenas estimativas gerais e os valores médios consumidos anualmente poderão ter variações geográficas. No entanto, é importante reforçar que existe uma grande falta de estudos que mencionem os benefícios que as aves de rapina podem trazer para a agricultura, tanto do ponto de vista económico como ecológico (Wenny et al., 2011). Adicionalmente, é possível que os números de insectos consumidos estejam muito subavaliados, uma vez serem animais com estruturas mais frágeis que os vertebrados, susceptíveis a ficarem irreconhecíveis no processo de formação das regurgitações.

Os resultados da análise da dieta da coruja-das-torres indicam que, embora se note uma forte prevalência de micromamíferos na alimentação desta espécie, há também uma certa plasticidade nas suas presas. A coruja-das-torres aparenta ter uma marcada preferência por micromamíferos, mas é capaz de os complementar com praticamente qualquer outra presa que lhe esteja disponível. O mocho-galego preferiu os artrópodes, mas também mostra uma grande diversidade no tipo de presas de que se alimenta.

O mesmo se verifica para as outras cinco espécies de rapinas nocturnas; apesar de todas elas mostrarem preferência por mamíferos ou artrópodes (ou ambos, no caso da coruja-do-mato), os outros grupos animais aparecem quase sempre representados nas suas dietas. Esta diversidade de presas consumidas é corroborada pelos trabalhos de Goutner e Alivizatos (2003), Mikkola (1983) e Peleg et al. (2018), que observaram que as aves de rapina nocturnas

apresentam dietas que variam conforme o tipo de habitat, a localização geográfica, a disponibilidade de presas, a estação do ano e os períodos fenológicos. As aves de rapina noturnas apresentam uma grande diversidade de dimensões, ecologias, preferência de habitats e comportamentos, o que vai influenciar as pressões de predação que podem exercer em diferentes locais.

Por outro lado, é preciso notar que a variabilidade das dietas vai influenciar a eficiência destas aves enquanto agentes de biocontrolo (Peleg et al., 2018). As circunstâncias locais nem sempre são replicáveis em habitats com características diferentes, o que significa que um mesmo método de controlo de pragas pode ter resultados diferentes em locais distintos (Peleg et al., 2018).

De acordo com os resultados, um controlo biológico mais eficaz vai ser alcançado ao serem combinadas as acções predatórias de múltiplas espécies de aves de rapina noturnas, cujas dietas se complementam, sendo por isso benéfico a criação de comunidades onde essas espécies possam coexistir.

O aumento da diversidade das comunidades aumenta também a complexidade dos ecossistemas, que acabam por tornar mais eficientes as estratégias de controlo biológico, sendo por isso essencial conhecer e preservar a composição das comunidades de predadores (Donázar et al., 2016).

#### 4.4. Limitações do estudo

Ao longo da realização desta dissertação foram sendo encontrados vários obstáculos.

A grande falta de estudos da dieta das aves de rapina noturnas em Portugal tornou necessário complementar os dados com trabalhos publicados para a Península Ibérica e, mesmo assim, espécies como o mocho-d'orelhas continuaram severamente subavaliadas. Houve também vários trabalhos que limitaram o tamanho da amostra utilizada nas análises estatísticas, por não apresentarem informação necessária relativamente às presas encontradas (Herrera & Hiraldo, 1976; Martínez & Calvo, 2001; Tomé et al., 2008), ou simplesmente por omitirem grupos taxonómicos inteiros (e.g. invertebrados; ver Madureira (1988)). Consequentemente, este último estudo teve de ser descartado.

O trabalho de campo foi limitado essencialmente pela baixa ocupação das caixas-ninho, que se deveu principalmente ao reduzido período alocado para o estabelecimento de corujas-das-torres e mochos-galegos. Adicionalmente, é provável que ainda existam infra-estruturas adequadas à nidificação destas aves na região do Algarve, o que significa que os casais que lá se encontram já estão estabelecidos. Por outro lado, os habitats de colocação das caixas-ninho não foram os mais propícios ao estabelecimento destas espécies, uma vez que a agricultura no Algarve se tem tornado bastante intensiva (Rocha et al., 2022; Silva et al., 2022; Stigter et al., 1998).

A análise laboratorial do material alimentar também trouxe alguns desafios, principalmente em relação à contagem de artrópodes nas dietas da coruja-das-torres e do mocho-galego. É possível que haja uma subestimação do número real destes animais, resultante da contagem mínima de indivíduos baseada nas estruturas repetidas, ou dada a dificuldade em distinguir os insectos verdadeiramente consumidos e os que se tentam alimentar posteriormente das regurgitações. Há também que considerar as presas que são totalmente digeridas.

Por outro lado, não foi possível analisar todas as regurgitações recolhidas, tendo sido escolhidas para análise as que pertenciam a territórios ou estações do ano diferentes.

A falta de trabalhos que quantifiquem os danos causados pelas espécies-praga também constituiu uma limitação; há uma grande falta de estudos que avaliem as perdas de produção agrícola e financeiras devido ao impacto das espécies que se alimentam das culturas. Por fim, há também uma grande falta de dados de abundância de espécies-presa, que possam ser relacionados com o consumo por parte das aves de rapina nocturnas.

## 5. Conclusões

A maior parte das espécies de aves de rapina nocturnas existentes em Portugal encontra-se numa situação de conservação desfavorável, com declínios populacionais acentuados ou falta de informação suficiente para se determinarem tendências populacionais (Cabral et al., 2005; GTAN, 2021). A conservação destas espécies deve ter em conta os seus requisitos ambientais, tanto para a alimentação como para a reprodução (Habel et al., 2015; Martínez & Zuberogoitia, 2004; Taylor, 1994), e depende principalmente da manutenção dos habitats em que estas espécies se inserem. A adopção de práticas agrícolas mais tradicionais, a diminuição do uso de pesticidas e a preservação de elementos singulares da paisagem (casas abandonadas, árvores de grande porte ou montes de pedras) (Pustkowiak et al., 2021) serão fundamentais para combater as tendências populacionais decrescentes da maior parte destas espécies (Taylor, 1994; Westrip et al., 2022b).

Em habitats com ausência de estruturas adequadas à nidificação das aves de rapina nocturnas, a colocação de caixas-ninho apresenta-se como uma solução favorável (Cramp et al., 1985; Habel et al., 2015; Meaney et al., 2021; Meyrom et al., 2009; Taylor, 1994). Estas caixas têm a vantagem de aumentarem directamente as densidades populacionais destas aves, e de proporcionar efeitos indirectos de redução das populações de espécies-presa que tenham capacidade de atingir o estatuto de praga de culturas agrícolas (Kross et al., 2016; Paz, 2020; Wendt & Johnson, 2017).

A agricultura é uma actividade indispensável à sobrevivência humana, e o uso de predadores como meio de controlo de espécies-praga traz vantagens a nível económico, ecológico e de saúde alimentar (Labuschagne et al., 2016). A utilização deste método para o controlo de pragas irá requerer um aumento do conhecimento das dinâmicas populacionais das espécies-presa, principalmente das populações de roedores e de insectos. Será também necessário estimar números mais concretos relativamente aos danos causados por estas espécies, e projectar estudos capazes de avaliar adequadamente os efeitos que as aves de rapina nocturnas têm, na mitigação desses estragos.

Ainda assim, o objectivo não deve ser a erradicação destes grupos de animais, mas sim o seu controlo, mantendo-os a um nível que impeça explosões populacionais, uma vez que até essas espécies têm o seu próprio papel ecológico (Losey & Vaughan, 2006; Zhang et al., 2003).

Por sua vez, os agentes de controlo biológico devem ser sempre espécies autóctones, que consigam estar em equilíbrio com as comunidades locais, sem correr o risco de comprometer a biodiversidade local (Simberloff & Stiling, 1996).

As aves de rapina nocturnas actuam sobre grandes áreas (Lovari et al., 1976) e dependem de muitos requisitos ambientais, de modo que a conservação destas aves tem o potencial de promover a conservação de espécies menos exigentes a nível ambiental que lhes estão associadas (Sergio et al., 2008).

Esta dissertação veio trazer novas informações sobre a dieta da coruja-das-torres e do mocho-galego na região do Algarve, para a qual apenas havia dados para a porção nordeste (Candelária, 2002), e apenas para a coruja-das-torres.

Os resultados desta dissertação são relevantes, não só por indicarem que as aves de rapina nocturnas são uma mais-valia para agricultores que queiram apostar em agricultura biológica, sem comprometer o rendimento das suas culturas devido à acção de pragas agrícolas (Brzozowski & Mazourek, 2018), mas também por encorajarem uma diminuição do uso de pesticidas, e dos seus diversos efeitos negativos, em troca de um meio de controlo de pragas natural, que não põe em risco a nossa saúde ou a dos ecossistemas (Xie et al., 2003).

De um modo geral, os resultados desta dissertação apontam para que as aves de rapina nocturnas existentes em Portugal sejam viáveis agentes de controlo biológico de pragas agrícolas. Ainda assim, há uma grande falta de estudos sobre a dieta das aves de rapina nocturnas em Portugal, especialmente para espécies cujos comportamentos são menos conspícuos ou cujas regurgitações são mais difíceis de obter. Um maior conhecimento das preferências alimentares destas aves seria benéfico, nomeadamente para a elaboração de planos ou acções de conservação em determinadas regiões, para as quais seria possível prevenir o aparecimento de novas pressões de predação

em espécies com estatutos de conservação desfavoráveis (Montoya et al., 2021; Zaitzove-Raz et al., 2020).

De futuro, será importante avaliar devidamente os locais de colocação de caixas-ninho, e se estes cumprem os requisitos necessários para serem ocupados, bem como o estabelecimento de programas de monitorização, de modo a perceber até que ponto é que as aves de rapina nocturnas são eficazes no controlo das populações das espécies-presa e na diminuição dos danos às culturas agrícolas.

## Referências bibliográficas

Alegre, J., Hernández, A. & Purroy, F.J. (1989a). Datos sobre el régimen alimentario del cárabo (*Strix aluco* L.) en la provincia de León (NO de España). *Miscellanea Zoologica*, 13: 209-211. <https://www.raco.cat/index.php/Mzoologica/article/download/90623/145166>.

Alegre, J., Hernández, Á., Purroy, F.J. & Sánchez, A.J. (1989b). Distribución altitudinal y patrones de afinidad trófica geográfica de la lechuza común (*Tyto alba*) en León. *Ardeola*, 36(1): 41-54. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/144.pdf>.

Amat, J.A. & Soriquer, R.C. (1981). Analyse comparative des régimes alimentaires de l'effraie *Tyto alba* et du moyen-duc *Asio otus* dans l'ouest de l'Espagne. *Alauda*, 49(2): 112-120. [https://www.researchgate.net/profile/Ramon-Soriquer/publication/256082303\\_Analyse\\_comparative\\_des\\_regimes\\_alimentaires\\_de\\_l'effraie\\_Tyto\\_alba\\_et\\_du\\_moyen-duc\\_Asio\\_otus\\_dans\\_l'ouest\\_de\\_l'Espagne/links/00b7d5217ea2e6cf1f000000/Analyse-comparative-des-regimes-alimentaires-de-leffraie-Tyto-alba-et-du-moyen-duc-Asio-otus-dans-louest-de-lEspagne.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Ramon-Soriquer/publication/256082303_Analyse_comparative_des_regimes_alimentaires_de_l'effraie_Tyto_alba_et_du_moyen-duc_Asio_otus_dans_l'ouest_de_l'Espagne/links/00b7d5217ea2e6cf1f000000/Analyse-comparative-des-regimes-alimentaires-de-leffraie-Tyto-alba-et-du-moyen-duc-Asio-otus-dans-louest-de-lEspagne.pdf).

Antón, M.G., Pérez-García, J.M., Botella, F. & Sánchez-Zapata, J.A. (2008). *Dieta del búho real (Bubo bubo) en el sur de la provincia de Alicante*. [Actas de Congreso]. Cuarto Congreso de la Naturaleza de la región de Murcia y I sureste Ibérico. [https://www.researchgate.net/profile/Juan-Perez-Garcia-4/publication/235224688\\_Dieta\\_del\\_Buho\\_real\\_Bubo\\_bubo\\_en\\_el\\_sur\\_de\\_la\\_provincia\\_de\\_Alicante/links/02bfe51091c5eb2cdc000000/Dieta-del-Buho-real-Bubo-bubo-en-el-sur-de-la-provincia-de-Alicante.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Juan-Perez-Garcia-4/publication/235224688_Dieta_del_Buho_real_Bubo_bubo_en_el_sur_de_la_provincia_de_Alicante/links/02bfe51091c5eb2cdc000000/Dieta-del-Buho-real-Bubo-bubo-en-el-sur-de-la-provincia-de-Alicante.pdf).

Aradis, A., Lo Verde, G. & Massa, B. (2019). Importance of millipedes (Diplopoda) in the autumn-winter diet of *Scolopax rustica*. *The European Zoological Journal*, 86(1): 452-457. <https://doi.org/10.1080/24750263.2019.1611955>.

Araujo, J., Rey, J.M., Landin, A. & Moreno, A. (1974). Contribución al estudio del búho chico (*Asio otus*) en España. *Ardeola*, 19: 397-428. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/1025.pdf>.



Askew, N.P., Searle, J.B. & Moore, N.P. (2007). Prey selection in a barn owl *Tyto alba*. *Bird Study*, 54: 130-132. <https://doi.org/10.1080/00063650709461465>.

Avenant, N.L. (2005). Barn owl pellets: a useful tool for monitoring small mammal communities? *Belgian Journal of Zoology*, 135: 39-43. <http://files.belgianjournalofzoology.eu/download/Volume%20135%28s1%29%2C%20p.p.%2039-43.pdf>.

Ballesteros, T. (1994). Dieta de la lechuza común (*Tyto alba*) en una localidad del delta del Llobregat. *Butlletí Naturalista del delta Llobregat*, 1: 45-48. [http://www.deltallobregat.cat/files/23-46283-document/06 dieta lechuza al delta ballesteros 1992 spartina 1.pdf?go=3d7fa7fca728fb89800689c5af14e3bc96aa59a5391b4056f74b0e4a8113088e3b74df3e9dc33255f52590a77d930b9e0d6dfddfa2a06](http://www.deltallobregat.cat/files/23-46283-document/06%20dieta%20lechuza%20al%20delta%20ballesteros%201992%20spartina%201.pdf?go=3d7fa7fca728fb89800689c5af14e3bc96aa59a5391b4056f74b0e4a8113088e3b74df3e9dc33255f52590a77d930b9e0d6dfddfa2a06).

Barbosa, P. (Ed.). (1998). *Conservation biological control*. Department of Entomology, University of Maryland. Maryland: Academic Press.

Barbosa, J.P. & Loureiro, N.S. (1985). *Alimentação de rapinas nocturnas e inventariação de micromamíferos*. Estudos e Relatórios do GUEA. Universidade de Évora.

Barton, K. (2020). *MuMIn: Multi-Model Inference*. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

Bavoux, C., Faux, E., Mimaud, L. & Seguin, N. (2002). Prédation d'écrevisses par la chevêche d'athéna *Athene noctua* dans le marais de Brouage (Charente-Maritime, France). *Alauda*, 70(1): 225-226.

Bekele, A., Leirs, H. & Verhagen, R. (2003). Composition of rodents and damage estimates on maize farms at Ziway, Ethiopia. *ACIAR Monograph Series*, 96: 262-263. [https://www.researchgate.net/profile/Loth-Mulungu/publication/235950756\\_The\\_Rodent\\_Density\\_-\\_Damage\\_Function\\_in\\_Maize\\_Fields\\_at\\_Early\\_Growth\\_Stage/links/59ae7d47aca272f8a167aecf/The-Rodent-Density-Damage-Function-in-Maize-Fields-at-Early-Growth-Stage.pdf#page=256](https://www.researchgate.net/profile/Loth-Mulungu/publication/235950756_The_Rodent_Density_-_Damage_Function_in_Maize_Fields_at_Early_Growth_Stage/links/59ae7d47aca272f8a167aecf/The-Rodent-Density-Damage-Function-in-Maize-Fields-at-Early-Growth-Stage.pdf#page=256).

BirdLife International. (2017). *Bubo bubo* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22688927A113569670. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22688927A113569670.en>.

BirdLife International. (2021). *Asio flammeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22689531A202226582. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22689531A202226582.en>.

Brown, J.S., Kotler, B.P., Smith, R.J. & Wirtz II, W.O. (1988). The effects of owl predation on the foraging behavior of heteromyid rodents. *Oecologia*, 76: 408-415. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF00377036.pdf>.

Brunet-Lecomte, P. & Delibes, M. (1984). Alimentación de la lechuza común *Tyto alba* en la cuenca del Duero, España. *Doñana Acta Vertebrata*, 11(2): 213-229. <http://hdl.handle.net/10261/128979>.

Brzozowski, L. & Mazourek, M. (2018). A sustainable agricultural future relies on the transition to organic agroecological pest management. *Sustainability*, 10(6): 2023. <https://doi.org/10.3390/su10062023>.

Buckle, A.P. & Smith, R.H. (Eds.). (2015). *Rodent pests and their control*. CABI. [https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=fNwcCgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR3&dq=pests&ots=APMatk7RJZ&sig=SesTh2d6UdSYWFB2WkhCf0Pm7zA&redir\\_esc=y#v=onepage&q=pests&f=false](https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=fNwcCgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR3&dq=pests&ots=APMatk7RJZ&sig=SesTh2d6UdSYWFB2WkhCf0Pm7zA&redir_esc=y#v=onepage&q=pests&f=false).

Burger, J.C., Patten, M.A., Rotenberry, J.T. & Redak, R.A. (1999). Foraging ecology of the California gnatcatcher deduced from fecal samples. *Oecologia*, 120: 304-310.

Burnham, K. & Anderson, D. (2002). *Model Selection and Multi-Model Inference*. (1<sup>a</sup> ed.) Springer.

Cabral, M.J. (Coord.), Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (Eds.). (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. <https://www.icnf.pt/api/file/doc/b142104084024988>.

Calvo, J.M. (1998). Alimentación invernal de la lechuza campestre *Asio flammeus* en una localidad del norte de España. In R.D. Chancellor, B.U. Meyburg & J.J. Ferrero (Eds.), *Holarctic Birds of Prey*. (pp. 467-474). [http://www.raptors-international.org/book/holarctic\\_birds\\_of\\_prey\\_1998/Macho\\_1998\\_467-474.pdf](http://www.raptors-international.org/book/holarctic_birds_of_prey_1998/Macho_1998_467-474.pdf).

Campos, F. (1978). Régimen alimenticio de *Tyto alba* en las provincias de Salamanca y Zamora. *Ardeola*, 24: 105-119. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/1139.pdf>.

Canavese, D., Ortega, N.R. & Queirós, M. (2014). The assessment of local sustainability using fuzzy logic: An expert opinion system to evaluate environmental sanitation in the Algarve region, Portugal. *Ecological Indicators*, 36: 711-718. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.030>.

Candelária, M. (2002). *Ecologia trófica da coruja-das-torres (Tyto alba Scopoli, 1769) no nordeste algarvio e sudeste alentejano*. [Relatório de Estágio de Licenciatura]. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Chapman, A. & Rosenberg, K.V. (1991). Diets of four sympatric Amazonian woodcreepers (Dendrocolaptidae). *The Condor*, 93(4): 904-915.

Chinery, M. (1986). *Collins guide to the insects of Britain and western Europe*. (3<sup>rd</sup> ed.). HarperCollins Publisher.

Civantos, E., Thuiller, W., Maiorano, L., Guisan, A. & Araújo, M.B. (2012). Potential impacts of climate change on ecosystem services in Europe: The case of pest control by vertebrates. *Biological Sciences*, 62 (7): 658-666. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.7.8>.

Comissió de Natura de l'IEV. (1982). Règim alimentari de la *Tyto alba* a la comarca de l'Alt Camp. *Quaderns de Natura*, 1: 55-59. <https://raco.cat/index.php/QuadernsVilaniu/article/view/107460/135174>.

Cortés, J. (1988). Sobre diferencias individuales en la alimentación de *Tyto alba*. *Doñana Acta Vertebrata*, 15(1): 99-109. <http://hdl.handle.net/10261/128838>.

Cramp., S., Brooks, D.J., Dunn, E., Gillmor, R., Hollom, P.A.D., Hudson, R., Nicholson, E.M., Ogilvie, M.A., Olney, P.J.S., Roselaar, C.S., Simmons, K.E.L., Voous, K.H., Wallace, D.I.M., Wattel, J. & Wilson, M.G. (1985). *Handbook of the birds of Europe the Middle East and north Africa: the birds of the western Palearctic. Vol. IV – Terns to Woodpeckers* (S. Cramp, Ed.). Oxford University Press.

Cramp, S., Simmons, K.E.L., Brooks, D.J., Collar, N.J., Dunn, E., Gillmor, R., Hollom, P.A.D., Hudson, R., Nicholson, E.M., Ogilvie, M.A., Olney, P.J.S., Roselaar, C.S., Voous, K.H., Wallace, D.I.M., Wattel, J. & Wilson, M.G. (1983). *Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa: the birds of the Western Palearctic. Vol III – Waders to Gulls* (S. Cramp, Ed.). Oxford University Press.

Daily, G.C. (1997). Introduction: what are ecosystem services? In H. Mooney (Ed.), *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. [https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/37236592/Daily\\_1-with-cover-page-v2.pdf?Expires=1655824253&Signature=Ai2bm01X34o68MgrcYFpYLiiMIT2V6~-pCx~z7-PfazNgDIK7j0E-hoPwglUyez3EM4xjmQ6am8f5BajfW6iEPHdyBNeccNSWj~FZOP5Rb7hAEZ7r4UuDUyXh~f0cv4gBDyELsslaxbEsqOI0Bpk-uj7fHzTWaIl3Z4xU5UHrKB4Yvkd6QX~pYR5Z2iZWaF7Am1MV~nN-leUck94~NyblWVL8dPzLdaTqVN5q8Q6Yl5j8QhpA~A~Q36s-wjS79TAlIa6q3qoNwz1Z6rjNaJZAw9URHOSNV1ZOH53S36s1qf5PiqT7IVXvPG8Eon6ceITG4rJ487a7mUcTUC3mJvIIA &Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA](https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/37236592/Daily_1-with-cover-page-v2.pdf?Expires=1655824253&Signature=Ai2bm01X34o68MgrcYFpYLiiMIT2V6~-pCx~z7-PfazNgDIK7j0E-hoPwglUyez3EM4xjmQ6am8f5BajfW6iEPHdyBNeccNSWj~FZOP5Rb7hAEZ7r4UuDUyXh~f0cv4gBDyELsslaxbEsqOI0Bpk-uj7fHzTWaIl3Z4xU5UHrKB4Yvkd6QX~pYR5Z2iZWaF7Am1MV~nN-leUck94~NyblWVL8dPzLdaTqVN5q8Q6Yl5j8QhpA~A~Q36s-wjS79TAlIa6q3qoNwz1Z6rjNaJZAw9URHOSNV1ZOH53S36s1qf5PiqT7IVXvPG8Eon6ceITG4rJ487a7mUcTUC3mJvIIA &Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA).

Daily, G.C. (2003). What are ecosystem services? In D.E. Lorey (Ed.), *Global environmental challenges for the twenty-first century: Resources, consumption and sustainable solutions* (pp. 227-231). Scholarly Resources Inc. [https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=2WhuAAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA227&dq=ecosystem+services&ots=5c79\\_Ao29&sig=aXF5Q7Ge29Q2es3iDUtuso3n3SU&redir\\_esc=y#v=onepage&q=ecosystem%20services&f=false](https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=2WhuAAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA227&dq=ecosystem+services&ots=5c79_Ao29&sig=aXF5Q7Ge29Q2es3iDUtuso3n3SU&redir_esc=y#v=onepage&q=ecosystem%20services&f=false).

Delibes, J., Hiraldo, F. & Heredia, B. (1991). Datos sobre la dieta invernal de la lechuza campestre (*Asio flammeus*) en un período de abundancia de topillo campesino (*Microtus arvalis*) en la submeseta norte (España). *Ecología*, 5: 355-358. [https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf\\_REPN%2FECO\\_199\\_1\\_5\\_355\\_358.pdf](https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf_REPN%2FECO_199_1_5_355_358.pdf).

Delibes, M., Brunet-Lecomte, P. & Máñez, M. (1984). Datos sobre la alimentación de la lechuza común (*Tyto alba*), el buho chico (*Asio otus*) y el mochuelo (*Athene noctua*) en una misma localidad de Castilla la Vieja. *Ardeola*, 30: 57-63. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/25.pdf>.

Diez, C. & Morillo, C. (1974). Contenido de egagrópilas de *Tyto alba* de Galapagar (Madrid). *Ardeola*, 19: 395-396. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/1024.pdf>.

Dinno, A. (2017). *dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. R package version 1.3.5*. <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>.

Direção-Geral do Território. (2020). *Uso e ocupação do solo em Portugal continental*. Análises temáticas Junho 2020. [https://www.dgterritorio.gov.pt/sites/default/files/publicacoes/folheto\\_cos\\_lq.pdf](https://www.dgterritorio.gov.pt/sites/default/files/publicacoes/folheto_cos_lq.pdf).

Donázar, J. (1989). Variaciones geográficas y estacionales en la alimentación del búho real (*Bubo bubo*) en Navarra. *Ardeola*, 36(1): 25-39. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/143.pdf>.

Donázar, J. & Ceballos, O. (1988). Sur l'alimentation du hibou grand duc (*Bubo bubo*) dans une localité de la haute montagne pyrénéenne espagnole. *Alauda*, 56(3): 274-276. [https://www.researchgate.net/profile/Jose-Donazar/publication/259563229\\_Sur\\_l'alimentation\\_du\\_Hibou\\_Grand\\_Duc\\_Bubo\\_bubo\\_dans\\_une\\_localite\\_de\\_la\\_haute\\_montagne\\_pyreneenne\\_espagnole/links/00b4952e4142f4c78f000000/Sur-l'alimentation-du-Hibou-Grand-Duc-Bubo-bubo-dans-une-localite-de-la-haute-montagne-pyreneenne-espagnole.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Jose-Donazar/publication/259563229_Sur_l'alimentation_du_Hibou_Grand_Duc_Bubo_bubo_dans_une_localite_de_la_haute_montagne_pyreneenne_espagnole/links/00b4952e4142f4c78f000000/Sur-l'alimentation-du-Hibou-Grand-Duc-Bubo-bubo-dans-une-localite-de-la-haute-montagne-pyreneenne-espagnole.pdf).

Donázar, J.A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J.A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moren-Opo, R., Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A., Zugerogitia, I. & Serrano, D. (2016). Roles of raptors in a changing world: From flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola*, 63(1): 181-234. <https://doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp8>.

Dueñas, M.E. & Peris, S.J. (1985). Análisis de egagrópilas de *Tyto alba* en la sierra de Gata (W de España). *Alytes*, 3: 109-144. [https://www.researchgate.net/publication/303767231\\_Analisis\\_de\\_egagropilas\\_de\\_Tyto\\_alba\\_en\\_la\\_Sierra\\_de\\_Gata\\_W\\_de\\_Espana](https://www.researchgate.net/publication/303767231_Analisis_de_egagropilas_de_Tyto_alba_en_la_Sierra_de_Gata_W_de_Espana).

Eilenberg, J., Hajek, A. & Lomer, C. (2001). Suggestions for unifying the terminology in biological control. *Biological Control*, 46: 387-400. <https://doi.org/10.1023/A:1014193329979>.

Escala, C., Alonso, D., Mazuelas, D., Mendiburu, A., Vilches, A. & Arizaga, J. (2009). Winter diet of long-eared owls *Asio otus* in the Ebro valley (NE Iberia). *Revista Catalana d'Ornitologia*, 25: 49-53. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4670366>.

Fernández, L. (1991). Aportaciones al estudio del espectro trófico de la lechuza común (*Tyto alba* Scop.) en el entorno del parque natural de Monfragüe. *Alcántara: revista del Seminario de Estudios Cacerños*, 23-24: 81-86. <https://ab.dip-caceres.es/opencms-caceres/opencms/handle404?exporturi=/export/sites/default/comun/galerias/galeriaDescargas/archivo-y-biblioteca-de-la-diputacion/Alcantara/03-023-024-alc/03-023-024-005-Aportaciones.pdf>.

Franco, A. (1982). Datos sobre la alimentación otoñal del cárabo *Strix aluco* en la sierra de Cádiz. *Doñana Acta Vertebrata*, 9: 409-411. <http://hdl.handle.net/10261/129109>.

Furlan, L., Contiero, B., Chiarini, F., Bottazzo, M. & Milosavljević, I. (2021). Risk factors and strategies for integrated management of bird pests affecting maize establishment. *Crop Protection*, 148: 105744. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2021.105744>.

Gahbauer, M.A., Miller, R.A., Paprocki, N., Morici, A., Smith, A.C. & Wiggins, D.A. (2021). Status and monitoring of short-eared owls (*Asio flammeus*) in North and South America. *Airo*, 29: 115-142. <https://avianknowledgenorthwest.net/wp-content/uploads/2021/12/Gahbauer-et-al-2021-Status-and-monitoring-of-Short-eared-Owls-.pdf>.

Gama, M.M. (1957). *Mamíferos de Portugal: claves para a sua determinação*. (1st ed.). Coimbra Editora.

García, L. (1981). Análisis de la dieta de *Tyto alba* en un medio árido antropógeno de los alrededores de Almería. *Doñana Acta Vertebrata*, 9(1): 397-402. <http://hdl.handle.net/10261/129109>.

García, A. & Cervera, F. (2001). Notas sobre la variación estacional y geográfica de la dieta del búho chico *Asio otus*. *Ardeola*, 48(1): 75-80. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/472.pdf>.

Geier, P.W. (1966). Management of insect pests. *Annual Review of Entomology*, 11: 471-490. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.11.010166.002351>.

Gil, J., González, F. & Puig, D. (1986). Alimentació de l'òliba (*Tyto alba*). Distribució dels mamífers insectívors i rosegadors al Ripollès. *Butll. Centre Estudis Ripollès*, 10: 22-33. <https://raco.cat/index.php/AnnalsCER/article/view/211281/304905>.

González-Oreja, J.A., Lorenzo Rodolfo, J.C. & Pérez de Ana, J.M. (1993). Nota sobre la alimentación de la lechuza común en dos zonas de Vizcaya. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, 8: 227-230. [https://www.researchgate.net/profile/Juan-Manuel-Perez-De-Ana/publication/230583798\\_Nota\\_sobre\\_la\\_alimentacion\\_de\\_la\\_Lechuza\\_Comun\\_en\\_dos\\_zonas\\_de\\_Vizcaya\\_Note\\_on\\_diet\\_of\\_barn\\_owl\\_in\\_two\\_areas\\_of\\_Biscay\\_Northern\\_Spain/links/00b495252ac2172d0c000000/Nota-sobre-la-alimentacion-de-la-Lechuza-Comun-en-dos-zonas-de-Vizcaya-Note-on-diet-of-barn-owl-in-two-areas-of-Biscay-Northern-Spain.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Juan-Manuel-Perez-De-Ana/publication/230583798_Nota_sobre_la_alimentacion_de_la_Lechuza_Comun_en_dos_zonas_de_Vizcaya_Note_on_diet_of_barn_owl_in_two_areas_of_Biscay_Northern_Spain/links/00b495252ac2172d0c000000/Nota-sobre-la-alimentacion-de-la-Lechuza-Comun-en-dos-zonas-de-Vizcaya-Note-on-diet-of-barn-owl-in-two-areas-of-Biscay-Northern-Spain.pdf).

Goutner, V. & Alivizatos, H. (2003). Diet of the barn owl (*Tyto alba*) and little owl (*Athene noctua*) in wetlands of northeastern Greece. *Belgian Journal of Zoology*, 133(1): 15-22. [https://biblio.naturalsciences.be/associated\\_publications/biz/bibliographic-references/133-1/volume-133-1-pp-15-22.pdf](https://biblio.naturalsciences.be/associated_publications/biz/bibliographic-references/133-1/volume-133-1-pp-15-22.pdf).

Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat. (s.d.). *Control biológico de la plaga de topillos*. [https://www.irec.es/wp-content/uploads/2018/10/guia\\_control\\_biologico\\_topillos\\_GREFA\\_IREC2018.pdf](https://www.irec.es/wp-content/uploads/2018/10/guia_control_biologico_topillos_GREFA_IREC2018.pdf).

Grupo de Trabalho sobre Aves Noturnas. (2015, Outubro). *Relatório do programa NOCTUA Portugal 2009/10 – 2014/15* (6º Relatório NOCTUA Portugal). <https://livrozilla.com/doc/882519/relat%C3%B3rio-do-programa-noctua-portugal-2009-10---2014-15>.

Grupo de Trabalho sobre Aves Noturnas. (2021, Dezembro). *Relatório do programa NOCTUA Portugal (2009/10 – 2020/21)* (12º Relatório NOCTUA Portugal).

<https://www.spea.pt/wp-content/uploads/2020/03/12-Relatorio-NOCTUA-Dez2021-GTAN-SPEA.pdf>.

Habel, J.C., Braun, J., Fischer, C., Weisser, W.W. & Gossner, M.M. (2015). Population restoration of the nocturnal bird *Athene noctua* in western Europe: an example of evidence based species conservation. *Biodiversity Conservation*, 24: 1743-1753. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0893-9>.

Heisler, L.M., Sommers, C.M. & Poulin, R.G. (2015). Owl pellets: a more effective alternative to conventional trapping for broad-scale studies of small mammal communities. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(1): 96-103. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12454>.

Herrera, C.M. & Hiraldo, F. (1976). Food-niche and trophic relationships among European owls. *Ornis Scandinavica*, 7: 29-41. <https://doi.org/10.2307/3676172>.

Hill, D.S. (1987). *Agricultural insect pests of temperate regions and their control*. Cambridge University Press. [https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=3-w8AAAAIAAJ&oi=fnd&pg=PP11&dq=agriculture+insect+pests&ots=90X\\_VmJZL-&sig=sHqAhQJXD8iR5KojI7chMSO0Xq0&redir\\_esc=y#v=onepage&q=agriculture%20insect%20pests&f=false](https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=3-w8AAAAIAAJ&oi=fnd&pg=PP11&dq=agriculture+insect+pests&ots=90X_VmJZL-&sig=sHqAhQJXD8iR5KojI7chMSO0Xq0&redir_esc=y#v=onepage&q=agriculture%20insect%20pests&f=false).

Hiraldo, F., Andrada, J. & Parreño, F.F. (1975). Diet of the eagle owl (*Bubo bubo*) in Mediterranean Spain. *Doñana Acta Vertebrata*, 2(2): 161-177. <http://hdl.handle.net/10261/129492>.

Howarth, R.B. & Farber, S. (2002). Accounting for the value of ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3): 421-429. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00091-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00091-5).

Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2022, 28 de Fevereiro). *Mapa da Rede Nacional de Áreas Protegidas*. <https://www.icnf.pt/api/file/doc/e848b511d3f24c2d>.

Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (s.d.). *Áreas Classificadas Dashboard*. [https://geocatalogo.icnf.pt/geovisualizador/areas\\_classificadas/](https://geocatalogo.icnf.pt/geovisualizador/areas_classificadas/).



Instituto Nacional de Estatística. (2021). *Resultados Provisórios*. Plataforma de Divulgação dos Resultados dos Censos 2021. [https://www.ine.pt/scripts/db\\_censos\\_2021.html](https://www.ine.pt/scripts/db_censos_2021.html).

Jiguet, F. (2020). The fox and the crow. A need to update pest control strategies. *Biological Conservation*, 248: 108693. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108693>.

Jubete, F. (2011). ¿Tuvieron efecto los tratamientos químicos contra los topillos?: inferencia a partir del estudio de la dieta de la lechuza común y censos de rapaces diurnas. *Galemys*, 23(NE): 91-98. [https://www.researchgate.net/profile/Fernando-Jubete/publication/307476449\\_Tuvieron\\_efecto\\_los\\_tratamientos\\_quimicos\\_contra\\_los\\_topillos\\_inferencia\\_a\\_partir\\_del\\_estudio\\_de\\_la\\_dieta\\_de\\_la\\_lechuza\\_comun\\_y\\_censos\\_de\\_rapaces\\_diurnas/links/57c692b408ae9d64047ccb24/Tuvieron-efecto-los-tratamientos-quimicos-contra-los-topillos-inferencia-a-partir-del-estudio-de-la-dieta-de-la-lechuza-comun-y-censos-de-rapaces-diurnas.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Fernando-Jubete/publication/307476449_Tuvieron_efecto_los_tratamientos_quimicos_contra_los_topillos_inferencia_a_partir_del_estudio_de_la_dieta_de_la_lechuza_comun_y_censos_de_rapaces_diurnas/links/57c692b408ae9d64047ccb24/Tuvieron-efecto-los-tratamientos-quimicos-contra-los-topillos-inferencia-a-partir-del-estudio-de-la-dieta-de-la-lechuza-comun-y-censos-de-rapaces-diurnas.pdf).

Keene, A. (2009). Study of small mammal populations within two barn owl corridors at Folly Farm. *Bioscience Horizons*, 2(2): 155-163. <https://doi.org/10.1093/biohorizons/hzp018>.

Kirk, D.A. (1992). Diet changes in breeding tawny owls (*Strix aluco*). *Journal of Raptor Research*, 26(4): 239-242. <https://sora-dev.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v026n04/p00239-p00242.pdf>.

König, C. & Weick, F. (2010). *Owls of the world* (2<sup>a</sup> ed.). Christopher Helm Publishers. <https://books.google.com.br/books?id=Rnz1c8olqWcC&pg=PA18&lpg=PA18&dq=owls+anatomy&source=bl&ots=spG1dOroM5&sig=ACfU3U2Xaj9Bjhwwfr14vWSa2fDMx5EXXA&hl=pt-BR&sa=X&ved=2ahUKEwjR36WtqKHIAhXHLLkGHd5VBCY4ChDoATAHegQIBxAB#v=onepage&q=owls%20anatomy&f=false>.

Krieger, D.J. (2001). *The economic value of forest ecosystem services: a review*. [Relatório]. The Wilderness Society. <http://www.truevaluemetrics.org/DBpdfs/EcoSystem/The-Wilderness-Society-Ecosystem-Services-Value.pdf>.

Kross, S.M. & Baldwin, R.A. (2016). *Gopherbusters? A review of the candidacy of barn owls as the ultimate natural pest control option*. Proceedings of the 27<sup>th</sup> Vertebrate Pest Conference. <https://doi.org/10.5070/V427110691>.

Kross, S.M., Bourbour, R.P. & Martinico, B.L. (2016). Agricultural land use, barn owl diet, and vertebrate pest control implications. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 223: 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.002>.

Kupriyanov, V.M.S., Daza, J.D., Bauer, A.M., Gaban-Lima, R., Rocha-Brito, G.R. & Höfling, E. (2012). Six species of Amazonian woodcreepers (Aves: Dendrocolaptidae) preying upon lizards and frogs. *Journal of Natural History*, 46(47-48): 2985-2997. <http://dx.doi.org/10.1080/00222933.2012.717646>.

Labuschagne, L., Swanepoel, L.H., Taylor, P.J., Belmain, S.R. & Keith, M. (2016). Are avian predators effective biological control agents for rodent pest management in agricultural systems? *Biological Control*, 101: 94-102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2016.07.003>.

Lambrechts, M.M., Wiebe, K.L., Sunde, P., Solonen, T., Sergio, F., Roulin, A., Møller, A.P., López, B.C., Fargallo, J.A., Exo, K., Dell'Omo, G., Costantini, D., Charter, M., Butler, M.W., Bortolotti, G.R., Arlettaz, R. & Korpimäki, E. (2012). Nest box design for the study of diurnal raptors and owls is still an overlooked point in ecological, evolutionary and conservation studies: a review. *Journal of Ornithology*, 153: 23-34. <https://doi.org/10.1007/s10336-011-0720-3>.

Lamichhane, J.R. (2021). Editorial – Impact assessment, ecology and management of animal pests affecting field crop establishment: an introduction to the special issue. *Crop Protection*, 150: 105779. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2021.105779>.

Lara, Á. (1995). Contribución al conocimiento de la dieta de la lechuza común (*Tyto alba*) en la provincia de Albacete. *Al-Basit: Revista de estudios albacetenses*, 36: 177-217. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1300785>.

Larson, E.R. & Olden, J.D. (2008). Do schools and golf courses represent emerging pathways for crayfish invasions? *Aquatic Invasions*, 4(3): 465-468. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2008.3.4.18>.

Lima, A.L. (2008). *Ecologia trófica de aves insetívoras de sub-bosque em uma área de mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil*. [Dissertação de Mestrado]. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Lindenmayer, D.B., Welsh, A., Donnelly, C., Crane, M., Michael, D., Macgregor, C., McBurney, L., Montague-Drake, R. & Gibbons, P. (2009). Are nest boxes a viable alternative source of cavities for hollow-dependent animals? Long-term monitoring of nest box occupancy, pest use and attrition. *Biological Conservation*, 142: 33-42. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.09.026>.

Liordos, V., Kontsiotis, V.J., Georgari, M., Baltzi, K. & Baltzi, I. (2017). Public acceptance of management methods under different human-wildlife conflict scenarios. *Science of the Total Environment*, 579: 685-693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.040>.

López-Gordo, J., Lázaro, E. & Fernández-Jorge, A. (1977). Comparación de las dietas de *Strix aluco*, *Asio otus* y *Tyto alba* en un mismo biotopo de la provincia de Madrid. *Ardeola*, 23: 189-221. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/1129.pdf>.

Losey, J.E. & Vaughan, M. (2006). The economic value of ecological services provided by insects. *BioScience*, 56(4): 311-323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2).

Lourenço, R. (2000). *Distribuição, situação populacional e ecologia trófica do bufo-real (Bubo bubo Linnaeus, 1758) no nordeste algarvio*. [Relatório de Estágio de Licenciatura]. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Lourenço, R. (2005). The food habits of eurasian eagle owls in southern Portugal. *Journal of Raptor Research*, 40(4): 297-300. [https://doi.org/10.3356/0892-1016\(2006\)40\[297:TFHOEE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3356/0892-1016(2006)40[297:TFHOEE]2.0.CO;2).

Lourenço, R., Delgado, M.M., Campioni, L., Korpimäki, E. & Penteriani, V. (2015). Evaluating the influence of diet-related variables on breeding performance and home range behaviour of a top predator. *Population Ecology*, 57: 625-636. <https://doi.org/10.1007/s10144-015-0506-1>.

Lourenço, R., Moreira, S., Roque, I. & Tomé, R. (2021). Estimating the population and distribution trends of owls in Portugal using citizen science data from program NOCTUA Portugal and other sources. *Airo*, 29: 291-305. <https://dspace.uevora.pt/rdpc/bitstream/10174/31564/1/38%20Louren%C3%A7o%20et%20al.%202021%20AIRO%20estimating%20population%20size%20distribution%20owls%20Portugal%20Noctua.pdf>.

Lourenço, R., Roque, I., Tomé, R., Sepúlveda, P., Equipa Atlas, Melo, C. & Pereira, C. (2015b). Current status and distribution of nocturnal birds (Strigiformes and Caprimulgiformes) in Portugal. *Airo*, 23: 36-50. <https://www.researchgate.net/publication/311963967>.

Lovari, S., Renzoni, A. & Fondi, R. (1976). The predatory habits of the barn owl (*Tyto alba* Scopoli) in relation to the vegetation cover. *Italian Journal of Zoology*, 43(1-2): 173-191. <https://doi.org/10.1080/11250007609434894>.

Macdonald, D. & Barrett, P. (1993). *Collins field guide to the Mammals of Britain & Europe*. HarperCollins Publisher.

Machado, F. (2011). *Efeito das alterações agrícolas na coruja-das-torres (Tyto alba): Variação na abundância e no uso do espaço*. [Dissertação de Mestrado]. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Madureira, M.L. (1979). Contribuição para o conhecimento da alimentação de *Tyto alba* Scop. no centro de Portugal. *Arquivos do Museu Bocage*, 6(21): 343-360.

Madureira, M.L. & Ramalhinho, M.G. (1981). Notas sobre a distribuição, diagnose e ecologia dos Insectivora e Rodentia portugueses. In Museu e Laboratório Zoológico e Antropológico (Ed.), *Arquivos do Museu Bocage* (10th ed., 166-263). Faculdade de Ciências de Lisboa.

Magalhães, C.M. (1971). *Sobre os hábitos alimentares de Tyto alba (Scop.) – coruja-das-torres – na Tapada de Mafra*. [Estudos e Divulgação Técnica]. Secretaria de Estado da Agricultura. Direcção-Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas.

Magalhães, C.M. (1974). *Hábitos alimentares do bufo-pequeno – Asio otus – na Tapada de Mafra*. [Estudos e Divulgação Técnica]. Secretaria de Estado da Agricultura. Direcção-Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas.

Manee, M.M., Al-Shomrani, B.A., Altammami, M.A., El-Shafie, H.A.F., Alsayah, A.A., Alhoshani, F.M. & Alqahtani, F.H. (2022). Microsatellite variation in the most devastating beetle pests (Coleoptera: Curculionidae) of agricultural and forest crops. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(17): 9847. <https://doi.org/10.3390/ijms23179847>.

Marti, C.D. (1973). Food consumption and pellet formation rates in four owl species. *The Wilson Bulletin*, 85(2): 178-181. <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/wilson/v085n02/p0178-p0181.pdf>.

Martín, J. & Vericad, J.R. (1977). Datos sobre la alimentación de la lechuza (*Tyto alba*) en Valencia. *Mediterránea: Serie de estudios sobre biología terrestre mediterránea*, 2: 35-47. [https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/7152/1/Mediterranea\\_02\\_04.pdf](https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/7152/1/Mediterranea_02_04.pdf).

Martínez, J.A. & Zuberogoitia, I. (2001). The response of the eagle owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *Journal of Ornithology*, 142: 204-211. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF01651788.pdf>.

Martínez J.A. & Zuberogoitia I. (2004). Habitat preferences and causes of population decline for barn owls *Tyto alba*: a multi-scale approach. *Ardeola*, 51(2): 303-317. <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.732.1802&rep=rep1&type=pdf>.

Martínez, J.E. & Calvo, J.F. (2001). Diet and breeding success of eagle owl in southeastern Spain: effect of rabbit haemorrhagic disease. *Journal of Raptor Research*, 35(3): 259-262. [https://www.researchgate.net/publication/230667854\\_Diet\\_and\\_breeding\\_success\\_of\\_Eagle\\_Owl\\_in\\_southeastern\\_Spain\\_effect\\_of\\_Rabbit\\_Heamorrhagic\\_Desease](https://www.researchgate.net/publication/230667854_Diet_and_breeding_success_of_Eagle_Owl_in_southeastern_Spain_effect_of_Rabbit_Heamorrhagic_Desease).

Martínez-Salinas, A., Declerck, F., Vierling, K., Vierling, L., Legal, L., Vílchez-Mendoza, S. & Avelino, J. (2016). Bird functional diversity supports pest control services in a Costa Rican coffee farm. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 235: 277-288. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.029>.

McCravy, K.W. (2008) Conservation Biological Control. In: Capinera J.L. (eds). Encyclopedia of Entomology. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6359-6\\_812](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6359-6_812).

Meaney, K.M., Peacock, D.E., Taggart, D. & Smith, J. (2021). Rapid colonization, breeding and successful recruitment of eastern barn owls (*Tyto alba delicatula*) using a customized wooden nest box in remnant mallee cropping areas of southern Yorke Peninsula, South Australia. *Wildlife Research*, 48(4): 334-344. <https://doi.org/10.1071/WR20021>.

Mendelsohn, J.M. (1973). Some observations on age ratio, weight and moult of the European swallow, *Hirundo rustica* L. in the central Transvaal (Aves: Hirundinidae). *Annals of the Transvaal Museum*. [https://journals.co.za/doi/epdf/10.10520/AJA00411752\\_262](https://journals.co.za/doi/epdf/10.10520/AJA00411752_262).

Meyrom, K., Motro, Y., Leshem, Y., Aviel, S., Izhaki, I., Argyle, F. & Charter, M. (2009). Nest-box use by the Barn Owl *Tyto alba* in a biological pest control program in the Beit She'an valley, Israel. *Ardea*, 97(4): 463-467. <https://doi.org/10.5253/078.097.0410>.

Michalonek, D., Busse, W. & Lasecki, R. (2005). Age structure of the long-eared owl (*Asio otus*) migration at Bukowo-Kopań station (southern Baltic coast) in Autumns 1996-2003. *The Ring*, 27(2): 145-157. <https://doi.org/10.2478/v10050-008-0023-0>.

Mikkola, H. (1983). *Owls of Europe*. T & A D Poyser.

Millan, J. (1994). Nota sobre alimentación de mochuelo (*Athene noctua* L., Aves: Strigiformes). *Doñana Acta Vertebrata*, 21(2): 183-185. <http://hdl.handle.net/10261/128316>.

Millennium Ecosystem Assessment. (2003). Ecosystem and their services. In *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.300.aspx.pdf>.

Montoya, A., Cabodevilla, X., Fargallo, J.A., Biescas, E., Mentaberre, G. & Villanúa, D. (2021). Vertebrate diet of the common kestrel (*Falco tinnunculus*) and barn owl (*Tyto alba*) in rain-fed crops: implications to the pest control programs. *European Journal of Wildlife Research*: 67-79. <https://doi.org/10.1007/s10344-021-01515-0>.

Moon, E.L. (1940). Notes on hawk and owl pellet formation and identification. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 43: 457-466.

Moore, H. (2014, Setembro, 22). *Are all the ants as heavy as all the humans?* BBC News. <https://www.bbc.com/news/magazine-29281253>.

Moreno, E. (1985). Clave osteológica para la identificación de los paseriformes ibéricos. I. Aegithalidae, Remizidae, Paridae, Emberizidae, Passeridae, Fringillidae, Alaudidae. *Ardeola*, 32(2): 295-377.

Moreno, E. (1986). Clave osteológica para la identificación de los paseriformes ibéricos. II. Hirundinidae, Prunellidae, Sittidae, Certhiidae, Troglodytidae, Cinclidae, Laniidae, Oriolidae, Corvidae, Sturnidae, Motacillidae. *Ardeola*, 33(1-2): 69-129.

Moreno, E. (1987). Clave osteológica para la identificación de los paseriformes ibéricos. III. Muscicapidae. *Ardeola*, 34(2): 243-273.

Moreno, S. & Balbontin, J. (1998). Roedores. In J.C. Blanco (Ed.), *Mamíferos de España, II. Cetáceos, Artiodáctilos, Roedores y Lagomorfos de la Península Ibérica, Baleares y Canarias* (pp. 166-273). Planeta.

Morris, P. (1979). Rats in the diet of barn owl (*Tyto alba*). *Journal of Zoology*, 189(4): 540-545.

Motro, Y. (2011). Economic evaluation of biological rodent control using barn owls *Tyto alba* in alfalfa. *8th European Vertebrate Pest Management Conference*. <https://doi.org/10.5073/jka.2011.432.040>.

Nakamura, Y., Takahashi, A. & Ota, H. (2013). Recent cryptic extinction of squamate reptiles on Yoronjima Island of the Ryukyu Archipelago, Japan, inferred from garbage dump remains. *Acta Herpetologica*, 8(1): 19-34. [https://doi.org/10.13128/Acta\\_Herpetol-11924](https://doi.org/10.13128/Acta_Herpetol-11924).

Navarro, M., San Segundo, C., Caballero, J. & Rodríguez, J.L. (1990). Segunda puesta de lechuza común (*Tyto alba*) asociada al aumento de consumo del topillo campesino (*Mictorus arvalis*). *Doñana Acta Vertebrata*, 17(1): 106-108. <http://hdl.handle.net/10261/128604>.

Nores, C. (1980). Comparación del régimen alimenticio de *Strix aluco* y *Tyto alba* en la costa oriental asturiana. *Rev. Fac. Cienc. Univ. Oviedo (Ser. Biología)*, 21-22: 189-194.

[https://digibuo.uniovi.es/dspace/bitstream/handle/10651/4745/1196383\\_327.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://digibuo.uniovi.es/dspace/bitstream/handle/10651/4745/1196383_327.pdf?sequence=1&isAllowed=y).

Nos, M.R. (1961). Estudio de los ovidos regurgitados por una pareja de *Tyto alba* en la comarca de La Maresma (prov. De Barcelona). *Miscelánea Zoológica*, 1(4): 139-146. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8131843>.

Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Solymos, P., Stevens, M.H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M., Sebastien Durand, S., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-2*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Oliveira, I. (2011). *Ecologia do mocho-galego Athene noctua em habitats de estepe cerealífera do baixo Alentejo*. [Dissertação de Mestrado]. Universidade de Évora e Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Paz, A., Bintanel, H., Viñuela, J. & Villanúa, D. (2020). Nest-boxes for raptors as a biological control system of vole pests: High local success with moderate negative consequences for non-target species. *Biological Control*, 146: 104267. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104267>.

Peleg, O., Nir, S., Meyrom, K., Aviel, S., Roulin, A., Izhaki, I., Leshem, Y. & Charter, M. (2018). *Three decades of satisfied Israeli farmers: Barn owls (Tyto alba) as biological pest control of rodents*. [Paper presentation]. Proceedings of the 28<sup>th</sup> Vertebrate Pest Conference. <https://doi.org/10.5070/V42811039>.

Penteriani, V. & Delgado, M.M. (2019). *The Eagle Owl*. T & AD Poyser.

Pereira, P., Godinho, C., Roque, I. & Rabaça, J.E. (2015). *O montado e as aves: boas práticas para uma gestão sustentável*. (1<sup>a</sup> ed.). LabOr – Laboratório de Ornitologia / ICAAM, Universidade de Évora, Câmara Municipal de Coruche, Coruche.



Pérez, V. (1980). Alimentación del búho real (*Bubo bubo* L.) en España central. *Ardeola*, 25: 93-112. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/1161.pdf>.

Pinheiro, A.I. (2003). *Biologia e ecologia do bufo-real (Bubo bubo) na área de regolfo da barragem de Alqueva + Pedrógão*. [Dissertação de Mestrado]. Universidade de Évora.

Puckett, S. & van Riper III, C. (2014). *Influences of the Tamarisk leaf beetle (Diorhabda carinulata) on the diet of insectivorous birds along the Dolores River in southwestern Colorado*. US Department of the Interior, US Geological Survey.

Pustkowiak, S., Kwieciński, Z., Lenda, M., Żmihorski, M., Rosin, Z.M., Tryjanowski, P. & Skórka, P. (2021). Small things are important: the value of singular point elements for birds in agricultural landscapes. *Biological Reviews*, 96(4): 1386-1403. <https://doi.org/10.1111/brv.12707>.

Quinn, G.P. & Keough, M.J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press. [https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=VtU3-y7LaLYC&oi=fnd&pg=PR15&dq=Experimental+design+and+data+analysis+for+biologists&ots=cBvl-yImjD&sig=qy1\\_jSkzqoZAjxzBZWpixYsqpM&redir\\_esc=y#v=onepage&q=Experimental%20design%20and%20data%20analysis%20for%20biologists&f=false](https://books.google.pt/books?hl=pt-PT&lr=&id=VtU3-y7LaLYC&oi=fnd&pg=PR15&dq=Experimental+design+and+data+analysis+for+biologists&ots=cBvl-yImjD&sig=qy1_jSkzqoZAjxzBZWpixYsqpM&redir_esc=y#v=onepage&q=Experimental%20design%20and%20data%20analysis%20for%20biologists&f=false).

R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Rajendran, T.P. & Singh, D. (2016). *Ecofriendly pest management for food security*. Academic Press: 1-24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803265-7.00001-4>.

Ralph, C.P., Nagata, S.E. & Ralph, C.J. (1985). Analysis of droppings to describe diets of small birds. *Journal of Field Ornithology*, 56(2): 165-174.

Real, J., Galobart, A. & Fernández, J. (1985). Estudi preliminar d'una població de duc (*Bubo bubo*) al Vallès i Bages. In J. Real (Ed.), *El Medi Natural del Vallès (Colloqui de Naturalistes Vallesans)* (pp. 175-187.). [https://www.researchgate.net/profile/Angel-Galobart/publication/257965203\\_Estudi\\_preliminar\\_d%27una\\_poblacio\\_de\\_duc\\_Bubo](https://www.researchgate.net/profile/Angel-Galobart/publication/257965203_Estudi_preliminar_d%27una_poblacio_de_duc_Bubo)

[\\_bubo\\_al\\_Valles\\_i\\_Bages/links/0c9605267e4dfe7ea0000000/Estudi-preliminar-duna-poblacio-de-duc-Bubo-bubo-al-Valles-i-Bages.pdf](#).

Reardon, B.J. & Spurgeon, D.W. (2002). Critical weights of boll weevil (Coleoptera: Curculionidae) larvae in relation to square desiccation and natural mortality. *Environmental Entomology*, 31(6): 972-976. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-31.6.972>.

Rocha, C.P., Cabral, H.N. Marques, J.C. & Gonçalves, A.M. (2022). A global overview of aquaculture food production A.M. (2022). A global overview of aquaculture food production with a focus on the activity's development in transitional systems – the case study of a southern European country (Portugal). *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(3): 417. <https://doi.org/10.3390/jmse10030417>.

Román, J. & Ibáñez, F. (2001). Alimentación invernal de la lechuza campestre (*Asio flammeus*) y de la lechuza común (*Tyto alba*) en un área marismeña de Doñana. *Anuario ornitológico Doñana*, 1: 148-153. [https://www.researchgate.net/profile/Jose-Arroyo-3/publication/270575094\\_Anuario\\_Ornitologico\\_de\\_Donana\\_N1\\_Septiembre\\_1999\\_-\\_agosto\\_2001/links/54ae53910cf2828b29fcdc31/Anuario-Ornitologico-de-Donana-N1-Septiembre-1999-agosto-2001.pdf#page=148](https://www.researchgate.net/profile/Jose-Arroyo-3/publication/270575094_Anuario_Ornitologico_de_Donana_N1_Septiembre_1999_-_agosto_2001/links/54ae53910cf2828b29fcdc31/Anuario-Ornitologico-de-Donana-N1-Septiembre-1999-agosto-2001.pdf#page=148).

Roque, I. (2003). *A população de coruja-das-torres Tyto alba (Scopoli 1769) no concelho de Coruche: abundância e distribuição, seleção de habitat, biologia de reprodução, alimentação e mortalidade*. [Relatório de Estágio de Licenciatura]. Universidade de Évora.

Roulin, A. & Christe, P. (2013). Geographical and temporal variation in the consumption of bats by European barn owls. *Bird Study*, 60(4): 561-569. <https://doi.org/10.1080/00063657.2013.847051>.

Rugman-Jones, P.F., Hoodle, C.D., Hoodle, M.S. & Stouthamer, R. (2013). The lesser of two weevils: molecular-genetics of pest palm weevil populations confirm *Rhynchophorus vulneratus* (Panzer 1798) as a valid species distinct from *R. ferrugineus* (Olivier 1790), and reveal the global extent of both. *PLoS ONE*, 8(10): e78379. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0078379>.

Ruiz, R. (1996). Variaciones geográfica y temporal en la dieta de la lechuza campestre (*Asio flammeus*) en Europa. *Doñana, Acta Vertebrata*, 23(1): 5-20. <http://hdl.handle.net/10261/128400>.

Ruprecht, A.L. (1987). Klucz do oznaczania żuchw nietoperzy fauny Polski. *Przegląd Zoologiczny* 31(1): 89-105.

Saavedra, D. (1987). Règim alimentari de l'òliba, *Tyto alba* (Scopoli, 1769), en una localitat de l'Alt Empordà. *Scientia gerundensis*, 13: 131-134. <https://revistes.udg.edu/scientia-gerundensis/article/viewFile/1836/3128>.

Salles, J.M. (2011). Valuing biodiversity and ecosystem services: Why put economic values on nature? *Comptes Rendus Biologies*, 334(5-6): 469-482. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2011.03.008>.

Samways, M.J. & Lockwood, J.A. (1998). Orthoptera conservation: pests and paradoxes. *Journal of Insect Conservation*, 2: 143-149. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1009699914515.pdf>.

Sans-Coma, V. (1974). Sobre la alimentación de *Tyto alba* en la región continental catalana. *Miscelánea Zoológica*, 3: 163-169. <https://other.museocienciasjournals.cat/other/mz/mz-volum-03-4-1974/sobre-la-alimentacion-de-tyto-alba-en-la-region-continental-catalana>.

Santos, S. (1998). *Rapinas nocturnas (Aves, Strigiformes) do Parque Natural da Serra de São Mamede*. [Relatório de Estágio de Licenciatura]. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Santos, S.M., Lourenço, R., Mira, A. & Beja, P. (2013). Relative effects of road risk, habitat suitability, and connectivity on wildlife roadkills: The case of tawny owls (*Strix aluco*). *PLoS ONE*, 8(11), e79967. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079967>.

Şekercioğlu, C.H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(8): 464-471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>.

Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., McHugh, K. & Hiraldo, F. (2008). Top predators as conservation tools: ecological rationale,

assumptions, and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 1-19. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173545>.

Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L. & Pedrini, P. (2006). Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology*, 43: 1049-1055. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01218.x>.

Serrano, D. (1998). Diferencias interhabitat en la alimentación del búho real (*Bubo bubo*) en el valle medio del Ebro (NE de España): efecto de la disponibilidad de conejo (*Oryctolagus cuniculus*). *Ardeola*, 45(1): 35-46. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/369.pdf>.

Shave, M.E., Shwiff, S.A., Elser, J.L. & Lindell, C.A. (2018). Falcons using orchard nest boxes reduce fruit-eating bird abundances and provide economic benefit for a fruit-growing region. *Journal of Applied Ecology*, 55: 2451-2460. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13172>.

Shawyer, C. (1998). *The Barn Owl*. Arlequin Press.

Sieradzki, A. & Mikkola, H. (2020). A review of European owls as predators of bats. In H. Mikkola (Ed.), *Owls* (pp. 67-86). Intechopen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.90330>.

Silva, M.M., Resende, F.C., Freitas, B., Aníbal, J., Martins, A. & Duarte, A. (2022). Urban wastewater reuse for citrus irrigation in Algarve, Portugal – environmental benefits and carbon fluxes. *Sustainability*, 14(17): 10715. <https://doi.org/10.3390/su141710715>.

Simberloff, D. & Stiling P. (1996). Risks of species introduced for biological control. *Biological Conservation*, 78(1-2): 185-192. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00027-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00027-4).

Soriguer, R.C. (1981). Estructuras de sexos y edades en una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) de Andalucía Occidental. *Doñana Acta Vertebrata*, 8: 225-236. <http://hdl.handle.net/10261/129102>.

Stigter, T.Y., van Ooijen, S.P., Posta, V.E., Appelo, C.A. & Dill, A.M. (1998). A hydrogeological and hydrochemical explanation of the groundwater composition under

irrigated land in a Mediterranean environment, Algarve, Portugal. *Journal of Hydrology*, 208(3-4): 262-279. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00168-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00168-1).

Strand, T.M. & Lundkvist, Å. (2019). Rat-borne diseases at the horizon. A systematic review on infectious agents carried by rats in Europe 1995-2016. *Infectious ecology & Epidemiology*, 9(1): 1553461. <https://doi.org/10.1080/20008686.2018.1553461>.

Tallis, H. & Kareiva, P. (2005). Ecosystem services. *Current biology*, 15(18): 746-748. [https://www.cell.com/current-biology/pdf/S0960-9822\(05\)01029-8.pdf](https://www.cell.com/current-biology/pdf/S0960-9822(05)01029-8.pdf).

Tavares, J.P., Abreu, M.P., Castro, L.P., Moreira, L.M. & Petrucci-Fonseca, F. (1989). *Estudo dos hábitos alimentares da águia-real (Aquila chrysaetos L.), do bufo-real (Bubo bubo L.) e da coruja-das-torres (Tyto alba Scop.) no Parque Natural de Montesinho*. [Actas de Congresso]. II Congresso de Áreas Protegidas.

Taylor, I. (1994). *Barn owls: Predator-prey relationships and conservation*. (1<sup>a</sup> ed.). Cambridge University Press.

Teixeira, S.B. (2016). A alimentação artificial como medida de redução do risco em praias suportadas por arribas rochosas na costa do Barlavento (Algarve, Portugal). *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 16(3): 327-342. <https://doi.org/10.5894/rqci683>.

The Barn Owl Trust. (s.d.). *Barn owl pellet analysis*. <https://www.barnowltrust.org.uk/barn-owl-facts/barn-owl-pellet-analysis/>.

Tomé, R. (1994). *A coruja das torres (Tyto alba Scopoli, 1769) no Estuário do Tejo: Fenologia, dinâmica populacional, utilização do espaço e ecologia trófica*. [Relatório de Estágio de Licenciatura]. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Tomé, R., Catry, P., Bloise, C. & Korpomäki, E. (2008). Breeding density and success, and diet composition of Little Owls *Athene noctua* in steppe-like habitats in Portugal. *Ornis Fennica*, 85: 22-32. [https://www.researchgate.net/profile/Erkki-Korpimaeki/publication/238536968\\_Breeding\\_density\\_and\\_success\\_and\\_diet\\_composition\\_of\\_Little\\_Owls\\_Athene\\_noctua\\_in\\_steppe-like\\_habitats\\_in\\_Portugal/links/0046351c80a09c735a000000/Breeding-density-and-](https://www.researchgate.net/profile/Erkki-Korpimaeki/publication/238536968_Breeding_density_and_success_and_diet_composition_of_Little_Owls_Athene_noctua_in_steppe-like_habitats_in_Portugal/links/0046351c80a09c735a000000/Breeding-density-and-)

[success-and-diet-composition-of-Little-Owls-Athene-noctua-in-steppe-like-habitats-in-Portugal.pdf](#).

Tomé, R., Falé, J.S., Lourenço, R., Roque, I., Leitão, A.H., Botelho, A., Gonçalves, A.J., Monteiro, A., Almeida, C., Santos, C., Canário, F., Réthoré, G., Cardoso, H., Lousa, H., Santana, J., Tomás, J., Safara, J., Reino, L., Alves, P., ..., Carvalho, T. (2022). *Relatório do 1º censo nacional da população invernante de coruja-do-nabal (Asio flammeus)*. [Relatório não publicado]. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30779.08480>.

Tores, M., Motro, Y., Motro, U. & Yom-Tov, Y. (2005). The barn owl – a selective opportunist predator. *Israel Journal of Zoology*, 51: 349-360. [https://www.researchgate.net/profile/Yoav-Motro/publication/240764874\\_The\\_barn\\_owl\\_-\\_A\\_selective\\_opportunist\\_predator/links/53e73c020cf21cc29fd9be1d/The-barn-owl-A-selective-opportunist-predator.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Yoav-Motro/publication/240764874_The_barn_owl_-_A_selective_opportunist_predator/links/53e73c020cf21cc29fd9be1d/The-barn-owl-A-selective-opportunist-predator.pdf).

Torre, I., Tella, J.L. & Ballesteros, T. (1997). Tendencias tróficas de la lechuza común (*Tyto alba*) en la depresión media del Ebro. *Historia animalium*, 3: 34-44. [https://www.researchgate.net/publication/236888890\\_Tendencias\\_troficas\\_de\\_la\\_Lechuza\\_Comun\\_Tyto\\_alba\\_en\\_la\\_Depresion\\_Media\\_del\\_Ebro\\_Historia\\_animalium\\_3\\_34-44](https://www.researchgate.net/publication/236888890_Tendencias_troficas_de_la_Lechuza_Comun_Tyto_alba_en_la_Depresion_Media_del_Ebro_Historia_animalium_3_34-44).

Vale-Gonçalves, H.M., Barros, P., Braz, L. & Cabral, J.A. (2015). The contribution of the barn owl (*Tyto alba*) feeding ecology to confirm bat species occurrence in north Portugal. *Barbastella*, 8(1): 22-26. <http://dx.doi.org/10.14709/BarbJ.8.1.2015.05>.

Valverde, J.A. (1967). *Estructura de una comunidad mediterránea de vertebrados terrestres*. [Monografías de ciência moderna]. Estación biológica de Doñana. <http://hdl.handle.net/10261/114370>.

van der Horst, S., Goytre, F., Marques, A., Sara, S., Mira, A. & Lourenço, R. (2019). Road effects on species abundance and population trend: a case study on the tawny owl. *European Journal of Wildlife Research*, 65: 99. <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1325-z>.

van Nieuwenhuysse, D., Génot, J. & Johnson, D.H. (2008). *The little owl: conservation, ecology and behavior of Athene noctua*. Cambridge University Press.

Vargas, J.M., Miguel, E. & Blasco, M. (1980). Estudio estacional comparativo del régimen alimentario de *Tyto alba* Scopoli en Fuentelapiedra de Málaga y El Padul de Granada (España). *Miscelánea Zoológica*, 6: 95-102. <https://museocienciasjournals.cat/other/mz/mz-volum-06-1980-1982/estudio-estacional-comparativo-del-regimen-alimentario-de-tyto-alba-scopoli-en-fuentepiedra-de-malaga-y-el-padul-de-granada-espana>.

Vasconcelos, J.L. (1930). Divisões geográficas. *Biblos (Coimbra)*, 6(7): 486. <https://www.proquest.com/openview/c666d30b3ef265163d10909edab5a0be/1?pq-origsite=gscholar&cbl=1821873>.

Vaz, E., De Noronha, T. & Nijkamp, P. (2014). Exploratory landscape metrics for agricultural sustainability. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 38(1): 92-108. <https://doi.org/10.1080/21683565.2013.825829>.

Veiga, J.P. (1980). Alimentación y relaciones tróficas entre la lechuza común (*Tyto alba*) y el búho chico (*Asio otus*) en la sierra de Guadarrama (España). *Ardeola*, 25: 118-142. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/1162.pdf>.

Vericad, J.R. (1965). Nuevos datos sobre el contenido de ovillos de lechuza (*Tyto alba*) en Orrius (Maresma, prov. Barcelona). *Miscelánea Zoológica*, 2: 145-147. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8147611>.

Vericad, J.R., Escarré, A. & Rodríguez, E. (1976). Datos sobre la dieta de *Tyto alba* y *Bubo bubo* en Alicante (SE de Iberia). *Mediterranea*, 1: 47-59. [https://web.archive.org/web/20170816072056id/http://digital.csic.es/bitstream/10261/100916/1/Vericad\\_Datos%20sobre%20la%20dieta%20de%20Tyto%20alba%20y%20Bubo%20bubo%20en%20Alicante\\_Mediterranea\\_01\\_03.pdf](https://web.archive.org/web/20170816072056id/http://digital.csic.es/bitstream/10261/100916/1/Vericad_Datos%20sobre%20la%20dieta%20de%20Tyto%20alba%20y%20Bubo%20bubo%20en%20Alicante_Mediterranea_01_03.pdf).

Villarán, A. (2000). Análisis comparativo de la dieta de ambos sexos en el cárabo común *Strix aluco* en la Península Ibérica. *Ardeola*, 47(2): 203-213. [https://www.researchgate.net/profile/Alfonso-Villaran/publication/242206365\\_Analisis\\_comparativo\\_de\\_la\\_dieta\\_de\\_ambos\\_sexos\\_en\\_el\\_carabo\\_comun\\_Strix\\_aluco\\_en\\_la\\_Peninsula\\_Iberica/links/54d9417a0cf2970e4](https://www.researchgate.net/profile/Alfonso-Villaran/publication/242206365_Analisis_comparativo_de_la_dieta_de_ambos_sexos_en_el_carabo_comun_Strix_aluco_en_la_Peninsula_Iberica/links/54d9417a0cf2970e4)

[e7b1b8c/Analisis-comparativo-de-la-dieta-de-ambos-sexos-en-el-carabo-comun-Strix-aluco-en-la-Peninsula-Iberica.pdf](https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y).

Villarán, A. & Medina, C.T. (1983). Alimentación del cárabo (*Strix aluco* L. 1758) en España. *Alytes*, 1: 291-306. [https://www.researchgate.net/profile/Alfonso-Villaran/publication/315498870\\_Diet\\_of\\_Tawny\\_Owl\\_in\\_Spain/links/58d302dda6fdccd24d43bfe3/Diet-of-Tawny-Owl-in-Spain.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Alfonso-Villaran/publication/315498870_Diet_of_Tawny_Owl_in_Spain/links/58d302dda6fdccd24d43bfe3/Diet-of-Tawny-Owl-in-Spain.pdf).

Wang, Q., Yang, J., Zhou, G.Q. & Zhu, Y.A. (2011). Length-weight and chelae length-width relationships of the crayfish *Procambarus clarkia* under culture conditions. *Journal of Freshwater Ecology*, 26(2): 287-294. <https://doi.org/10.1080/02705060.2011.564380>.

Wendt, C.A. & Johnson, M.D. (2017). Multi-scale analysis of barn owl nest box selection on Napa Valley vineyards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247: 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.023>.

Wenny, D.G., Devault, T.L., Johnson, M.D., Kelly, D., Şekercioğlu, C.H., Tomback, D.F. & Whelan, C.J. (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk*, 128(1): 1-14. <https://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>.

Westrip, J.R.S., BirdLife International, Cuzin, F., Essetti, I., Fellous-Djardini, A., Noaman, M., Onrubia, A., Radi, M. & Saheb, M. (2022a). *Otus scops*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T155019854A210524518. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T155019854A210524518.en>.

Westrip, J.R.S., BirdLife International, Saheb, M., Cuzin, F., Essetti, I., Fellous-Djardini, A., Noaman, M., Onrubia, A. & Radi, M. (2022b). *Tyto alba*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T22688504A210527163. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T22688504A210527163.en>.

Whelan, C.J., Şekercioğlu, Ç.H. & Wenny, D.G. (2015). Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 156: 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y>.



Whelan, C.J., Wenny, D.G. & Marquis, R.J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *The Year in Ecology and Conservation Biology*, 1134(1): 25-60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>.

Wood, S.L., Jones, S.K., Johnson, J.A., Brauman, K.A., Chaplin-Kramer, R., Fremier, A., Girvetz, E., Gordon, L.J., Kappel, C.V., Mandle, L., Mulligan, M., O'Farrel, P., Smith, W.K., Willemen, L., Zhang, W. & DeClerck, F.A. (2018). Distilling the role of ecosystem services in the sustainable development goals. *Ecosystem Services*, 29: 70-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.010>.

Xie, B., Wang, X., Ding, Z. & Yang, Y. (2003). Critical impact assessment of organic agriculture. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 16: 297-311. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1023632201788>.

Yalden, D.W. & Morris, P.A. (1993). *The analysis of owl pellets*. An occasional publication of the Mammal Society: No.13.

Yalden, D.W. & Warburton, A.B. (1979). The diet of the kestrel in the Lake District. *Bird Study*, 26(3): 163-170. <https://doi.org/10.1080/00063657909476634>.

Zaitzove-Raz, M., Comay, O., Motro, Y. & Dayan, T. (2020). Barn owls as biological control agents: potential risks to non-target rare and endangered species. *Animal Conservation*, 23: 646-659. <https://doi.org/10.1111/acv.12576>.

Zhang, Y., Zhang, Z. & Liu, J. (2003). Burrowing rodents as ecosystem engineers: the ecology and management of plateau zokors *Myospalax fontanierii* in alpine meadow ecosystems on the Tibetan Plateau. *Mammal review*, 33(3-4): 284-294. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00020.x>.



©König & Weick, 2010.

## Anexos

Tabela I – Valores das percentagens relativas de cada grupo de presas presentes na dieta das aves de rapina nocturnas de Portugal. Os dados obtidos neste estudo não estão incluídos na média ( $\bar{X}$ ) e no desvio-padrão ( $\sigma$ ). n = número de presas, Long= longitude, Lat= latitude.

Espécie	n	país	Mammalia	Eulipotyphlia	Camivora	Rodentia	Lagomorpha	Aves	Reptilia	Amphibia	Peixes	Arthropoda	Long	Lat	Ponto mapa	Referência
	233	SP	86,70	48,50	0,00	38,20	0,00	2,15	1,72	0,00	0,00	9,44	2,548457	41,609917	1	Nos, 1961
	115	SP	88,70	27,83	0,00	60,87	0,00	5,22	0,00	0,00	0,00	6,09	2,346269	41,552033	2	Vericad, 1965
	1490	SP	64,90	13,15	0,00	50,40	0,20	13,42	0,54	11,28	0,00	9,33	-5,563518	37,438147	3	Valverde, 1967
	55	PT	100,00	52,73	0,00	47,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-9,302323	38,964894	4	Magalhães, 1971
	5285	SP	97,60	14,61	0,00	82,99	0,00	2,40	0,00	0,00	0,00	0,00	1,584857	41,932983	5	Sans-Coma, 1974
	342	SP	68,71	26,61	0,00	42,11	0,00	31,29	0,00	0,00	0,00	0,00	-4,005546	40,576614	6	Diez & Morillo, 1974
	14806	SP	86,10	NA	NA	NA	NA	4,30	0,80	3,60	0,00	4,30	-5,311017	36,673503	7	Herrera & Hiraldo, 1976
	2292	SP	92,80	19,76	0,00	72,82	0,17	1,66	0,00	0,26	0,00	5,28	-3,685353	40,415124	8	López-Gordo et al., 1977
	6570	SP	84,03	28,60	0,00	55,20	0,03	15,60	0,20	0,00	0,00	0,00	-0,467358	38,371298	9	Vericad et al., 1976
	3977	SP	82,49	26,46	0,00	54,41	0,05	9,85	3,11	4,50	0,00	0,00	-0,44232	38,936994	10	Martín & Vericad, 1977
	1131	SP	86,47	13,00	0,09	73,30	0,09	5,57	0,00	0,62	0,00	7,34	-5,726533	41,267327	11	Campos, 1978
	2047	SP	73,23	8,16	0,00	65,07	0,00	22,72	0,15	0,00	0,00	3,91	-4,177016	37,072718	12	Vargas et al., 1980
	2460	SP	98,70	25,41	0,00	73,29	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,80	-3,941418	40,843873	13	Veiga, 1980
	234	SP	72,70	9,90	0,00	62,80	0,00	5,10	0,00	0,40	0,00	21,80	-6,688578	39,108741	14	Amat & Sorriquer, 1981
	480	SP	25,63	5,83	0,00	19,17	0,00	7,438	0,00	0,00	0,00	0,00	-2,450662	36,846955	15	García, 1981
	696	SP	94,83	14,66	0,00	80,32	0,00	5,03	0,00	0,00	0,00	0,14	1,301023	41,332113	16	Comissió de Natura de l'IEV [CNIEV], 1982
	20875	SP	97,20	24,80	0,00	70,70	0,00	1,50	0,00	0,50	0,00	1,80	-4,873976	40,395212	17	Brunet-Lecomte & Delibes, 1984
	259	SP	98,84	24,32	0,00	74,52	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	-3,973758	42,132588	18	Delibes et al., 1984
	1713	PT	94,34	14,54	0,00	79,45	0,00	2,45	0,00	1,63	0,00	1,58	-8,312992	38,826556	19	Barbosa & Loureiro, 1985
	6735	SP	89,02	26,09	0,00	61,59	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00	2,80	-6,731854	40,141067	20	Dueñas & Peris, 1985
	4859	SP	99,65	26,98	0,00	72,65	0,02	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	2,238177	42,287915	21	Gil et al., 1986
	3521	SP	99,55	30,53	0,00	68,96	0,06	0,37	0,09	0,00	0,00	0,00	2,975168	42,325553	22	Saavedra, 1987
	841	SP	90,73	26,28	0,00	64,45	0,00	3,09	0,00	5,71	0,00	0,48	-3,216552	40,416337	23	Cortés, 1988
	3843	SP	97,89	39,14	0,00	58,68	0,00	0,60	0,00	0,23	0,00	1,28	-5,550193	42,595145	24	Alegre et al., 1989b
	578	PT	99,48	29,24	0,00	70,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,52	-6,802289	41,911926	25	Tavares et al., 1989
	611	SP	93,29	8,35	0,00	84,78	0,00	1,47	0,16	1,31	0,00	3,76	-4,492576	40,946735	26	Navarro et al., 1990
	461	SP	99,57	1,52	0,00	98,05	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0,22	-6,009185	39,77102	27	Fernández, 1991

*Tyto alba*

Tabela I – Valores das percentagens relativas de cada grupo de presas presentes na dieta das aves de rapina nocturnas de Portugal. Os dados obtidos neste estudo não estão incluídos na média ( $\bar{x}$ ) e no desvio-padrão ( $\sigma$ ). n= número de presas, Long= longitude, Lat= latitude. (cont.).

Espécie	n	país	Mammalia	Eulipotyphla	Carnivora	Rodentia	Lagomorpha	Aves	Reptilia	Amphibia	Peixes	Arthropoda	Long	Lat	Ponto mapa	Referência	
<i>Tyto alba</i>	1304	SP	97,01	41,79	0,08	55,14	0,00	1,53	0,00	0,00	0,00	0,92	-3,084788	43,185102	28	González-Oreja et al., 1993	
	118	SP	84,75	22,03	0,00	61,86	0,00	13,56	0,00	0,00	0,00	1,69	2,057538	41,283402	29	Ballesteros, 1994	
	3299	PT	93,10	14,30	0,00	78,80	0,00	1,60	0,00	0,00	0,00	5,00	-8,97179	38,831642	30	Tomé, 1994	
	1970	SP	89,54	8,53	0,00	80,91	0,10	5,89	0,05	0,41	0,00	4,11	-1,856506	38,988799	31	Lara, 1995	
	16219	SP	95,48	11,14	0,00	84,30	0,01	2,96	0,13	0,06	0,00	1,37	-0,852341	41,647423	32	Torre et al., 1997	
	1643	PT	86,60	20,39	0,00	65,42	0,00	7,85	0,00	1,28	0,00	3,62	-7,409107	39,307132	33	Santos, 1998	
	224	SP	92,41	20,98	0,00	71,43	0,00	1,79	0,00	5,36	0,00	0,45	-6,478257	37,072669	34	Román & Ibáñez, 2001	
	3804	PT	98,63	25,13	0,00	73,50	0,00	0,92	0,34	0,05	0,00	0,05	-7,708401	37,278329	35	Candelária, 2002	
	2452	PT	91,31	17,33	0,00	73,17	0,00	4,45	0,00	0,40	0,00	3,80	-8,525405	38,953581	36	Roque, 2003	
	3964	SP	96,37	6,00	0,00	90,34	0,03	2,52	0,00	0,45	0,00	0,40	-4,783711	42,083445	37	Jubete, 2011	
	1235	PT	84,61	11,98	0,00	72,55	0,00	1,78	0,00	10,04	0,00	3,56	-8,97179	38,831642	38	Machado, 2011	
	2016	PT	91,27	22,87	0,00	66,67	0,20	4,66	0,40	0,74	0,00	2,93	-8,162037	37,208181		Este estudo, 2022	
	$\bar{x}$	3230		88,76	21,26	0,00	67,29	0,02	6,81	0,19	1,27	0,00	2,79				
	$\sigma$	4610		13,77	11,70	0,02	15,31	0,05	13,04	0,58	2,70	0,00	4,12				
	<i>Otus scops</i>	159	SP	1,20	0,00	0,00	1,20	0,00	0,60	2,50	1,20	0,00	94,30	-5,311017	36,673503	7	Herrera & Hiraldo, 1976
		13	SP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	30,77	0,00	69,23	-6,436378	37,043105	39	Valverde, 1967
$\bar{x}$		86,00	0,60	0,00	0,60	0,60	0,30	1,25	15,99	0,00	81,77						
$\sigma$	103	0,85	0,00	0,00	0,85	0,00	0,42	1,77	20,91	0,00	17,73						
<i>Bubo bubo</i>	3499	SP	64,90	2,31	0,26	8,00	54,22	25,35	0,80	0,34	2,63	5,97	-4,088358	39,230676	40	Hiraldo et al., 1975	
	3392	SP	65,10	NA	NA	NA	NA	25,90	0,70	0,30	2,70	5,10	-5,311017	36,673503	7	Herrera & Hiraldo, 1976	
	1442	SP	80,19	1,18	0,21	14,15	64,00	17,48	0,35	1,73	0,07	0,42	-4,127865	40,117032	41	Pérez, 1980	
	724	SP	85,64	0,28	0,14	62,85	22,10	12,57	0,14	0,00	1,52	0,14	1,841364	41,784869	42	Real et al., 1985	
	102	SP	63,73	0,00	0,00	61,76	1,96	11,76	0,00	11,76	0,00	12,75	-0,269834	42,408072	43	Donázar & Ceballos, 1988	
	2558	SP	77,37	2,46	0,31	54,53	20,05	19,47	0,70	0,55	1,41	0,51	-1,585101	42,712025	44	Donázar, 1989	
	33	PT	67,57	10,81	0,00	8,11	48,65	18,92	2,70	0,00	0,00	0,00	-6,802289	41,911926	25	Tavares et al., 1989	
	3670	SP	78,99	0,93	0,03	60,98	16,98	10,87	2,43	0,00	0,00	0,50	7,20	-0,852341	41,647423	45	Serrano, 1998

Tabela I – Valores das percentagens relativas de cada grupo de presas presentes na dieta das aves de rapina nocturnas de Portugal. Os dados obtidos neste estudo não estão incluídos na média ( $\bar{x}$ ) e no desvio-padrão ( $\sigma$ ). n= número de presas, Long= longitude, Lat= latitude. (cont.).

Espécie	n	pais	Mammalia	Eulipotyphla	Carnivora	Rodentia	Lagomorpha	Aves	Reptilia	Amphibia	Peixes	Arthropoda	Long	Lat	Ponto mapa	Referência
<i>Bubo bubo</i>	168	PT	61,90	12,50	0,00	0,00	49,44	14,90	0,00	0,00	0,60	7,15	-7,409107	39,307132	33	Santos, 1998
	2026	SP	82,43	NA	NA	NA	55,18	17,57	0,00	0,00	0,00	0,00	-1,143968	37,987166	46	Martinez & Calvo, 2001
	1395	SP	65,23	11,40	0,93	17,92	34,98	30,68	0,50	0,00	0,00	3,60	-0,467358	38,371298	47	Martinez & Zuberogoitia, 2001
	692	PT	79,63	5,49	0,00	6,94	67,20	19,80	0,14	0,00	0,00	0,43	-7,507659	38,217681	48	Pinheiro, 2003
	2666	PT	63,80	4,95	0,11	12,42	46,32	32,33	0,04	1,46	0,64	1,72	-7,835947	38,343903	49	Lourenço, 2006
	604	SP	87,75	1,66	0,00	14,90	69,70	11,59	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,832292	38,078133	50
$\bar{x}$	1641		73,16	4,50	0,17	26,88	42,37	19,23	0,63	1,15	0,72	3,21				
$\sigma$	1322		9,32	4,59	0,27	24,98	21,37	7,01	0,87	3,11	0,97	3,91				
<i>Athene noctua</i>	5018	SP	2,80	NA	NA	2,50	0,00	0,40	0,50	0,20	0,00	95,90	-5,311017	36,673503	7	Herrera & Hiraldo, 1976
	4118	SP	4,86	0,32	0,00	3,35	0,00	0,34	0,24	0,00	0,00	93,61	-3,973758	42,132588	18	Delibes et al., 1984
	159	SP	61,00	2,52	0,00	51,57	0,00	1,89	0,00	0,00	0,00	37,11	0,16885	41,177195	51	Millan, 1994
	156	PT	3,84	0,64	0,00	3,20	0,00	0,64	0,00	1,28	0,00	92,95	-7,409107	39,307132	33	Santos, 1998
	3291	PT	1,09	NA	NA	NA	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	98,69	-8,035568	37,674335	52	Tomé et al., 2008
	717	PT	1,26	0,00	0,00	1,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	98,75	-8,086102	37,698706	53	Oliveira, 2011
	778	PT	0,64	0,00	0,00	0,39	0,26	0,39	0,13	0,13	0,00	98,59	-8,162037	37,208181		Este estudo, 2022
$\bar{x}$	2243		12,47	0,87	0,00	12,38	0,00	0,59	0,12	0,25	0,00	86,17				
$\sigma$	2161		23,82	1,13	0,00	21,93	0,00	0,67	0,21	0,51	0,00	24,16				
<i>Strix aluco</i>	1033	SP	28,50	NA	NA	23,20	NA	8,90	1,30	4,00	0,00	57,20	-5,311017	36,673503	7	Herrera & Hiraldo, 1976
	500	SP	49,00	5,80	0,20	34,60	8,40	11,40	0,00	0,20	0,00	39,40	-3,685353	40,415124	8	López-Gordo et al., 1977
	263	SP	74,14	30,42	0,00	43,35	0,00	1,52	0,76	3,04	0,00	20,53	-5,225348	43,476591	54	Nores, 1980
	720	SP	65,56	28,06	0,00	37,08	0,28	4,03	0,14	0,00	0,00	29,72	-4,919431	36,708232	55	Franco, 1982
	1002	SP	32,13	4,19	0,00	27,54	0,30	2,59	0,30	0,70	0,00	64,28	-3,580225	41,921043	56	Villarán & Medina, 1983
	57	PT	96,49	8,77	0,00	84,21	3,51	0,00	0,00	0,00	0,00	3,51	-8,80173	39,416144	57	Barbosa & Loureiro, 1985
	270	SP	54,07	16,67	0,00	37,41	0,00	12,22	0,37	0,00	0,00	33,33	-5,898489	42,860173	58	Alegre et al., 1989a
	250	PT	38,00	3,60	0,00	34,40	0,00	9,60	0,00	0,40	0,00	46,80	-7,409107	39,307132	33	Santos, 1998
	688	SP	19,77	3,20	0,00	15,20	0,30	3,20	0,00	0,58	0,00	76,45	-3,580225	41,921043	59	Villarán, 2000

Tabela 1 – Valores das percentagens relativas de cada grupo de presas presentes na dieta das aves de rapina nocturnas de Portugal. Os dados obtidos neste estudo não estão incluídos na média ( $\bar{x}$ ) e no desvio-padrão ( $\sigma$ ). n= número de presas, Long= longitude, Lat= latitude. (cont.).

Espécie	n	país	Mammalia	Eulipotyphla	Carnivora	Rodentia	Lagomorpha	Aves	Reptilia	Amphibia	Peixes	Arthropoda	Long	Lat	Ponto mapa	Referência
$\bar{x}$	531		50,85	12,59	0,03	37,44	1,60	5,94	0,32	0,99	0,00	41,25				
$\sigma$	350		24,59	11,17	0,07	19,48	2,99	4,59	0,45	1,48	0,00	22,66				
	7052	SP	93,87	3,80	0,00	90,00	0,03	4,61	0,00	0,00	0,00	1,52	-3,685353	40,415124	60	Araujo et al., 1974
	184	PT	96,74	16,30	0,00	78,80	1,09	3,26	0,00	0,00	0,00	0,00	-9,302323	38,964894	4	Magalhães, 1974
	255	SP	98,82	1,57	0,00	96,47	0,78	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00	-3,685353	40,415124	8	López-Gordo et al., 1977
	3185	SP	94,54	15,98	0,00	78,52	0,00	3,08	0,03	0,00	0,00	2,35	-3,941418	40,843873	13	Veiga, 1980
	804	SP	75,60	1,60	0,00	73,90	0,00	11,00	0,00	0,00	0,00	13,40	-6,688578	39,108741	14	Anat & Soriquier, 1981
	232	SP	99,10	3,02	0,00	96,12	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	-3,973758	42,132588	18	Delibes et al., 1984
	864	SP	45,60	0,90	0,00	43,10	0,00	53,50	0,00	0,00	0,00	0,90	-0,325177	39,313113	61	García & Cervera, 2001
	874	SP	87,88	1,14	0,00	86,58	0,14	12,12	0,00	0,00	0,00	0,00	-5,550193	42,595145	62	Escala et al., 2009 (tabela completa de Alegre et al., 1989)
	6249	SP	94,26	0,04	0,00	94,13	0,04	5,17	0,00	0,00	0,00	0,57	-3,591843	37,177266	63	Escala et al., 2009 (tabela completa de Corral et al., 1979)
	846	SP	98,10	0,00	0,00	98,10	0,00	1,89	0,00	0,00	0,00	0,00	-1,788564	42,114754	64	Escala et al., 2009
	2574	SP	93,32	2,95	0,00	87,11	0,00	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	-4,685627	40,658964	65	Escala et al., 2009 (tabela completa de San Segundo, 1988)
$\bar{x}$	2102		88,89	4,30	0,00	83,89	0,19	8,87	0,00	0,00	0,00	1,70				
$\sigma$	2449		15,83	5,98	0,00	15,77	0,38	15,29	0,01	0,00	0,00	3,96				
	98	SP	96,94	3,85	0,00	93,88	0,00	2,04	0,00	0,00	0,00	1,02	-3,973758	42,132588	18	Delibes et al., 1991
	504	SP	57,54	9,53	0,00	54,41	0,20	33,33	0,00	0,99	0,00	8,13	-3,396278	36,861839	66	Ruiz, 1996
	240	SP	97,92	0,83	0,00	97,08	0,00	2,08	0,00	0,00	0,00	0,00	-3,6903	42,348943	67	Calvo, 1998
	129	SP	74,40	6,20	0,00	64,40	0,00	22,40	0,00	0,00	0,00	3,10	NA	NA	68	Calvo, 1998 (tabela completa de González et al., 1980)
	302	SP	91,10	2,00	0,00	88,40	0,00	7,30	0,00	0,00	0,00	1,60	-0,325177	39,313113	69	Calvo, 1998 (tabela completa de Jiménez et al., 1989)
	158	SP	92,41	0,00	0,00	92,41	0,00	6,96	0,00	0,00	0,00	0,63	-6,478257	37,072669	34	Román & Ibáñez, 2001
$\bar{x}$	239		85,05	3,74	0,00	81,76	0,03	12,35	0,00	0,17	0,00	2,41				
$\sigma$	150		15,92	3,61	0,00	17,82	0,08	12,71	0,00	0,40	0,00	2,99				

Tabela II – Valor do número mínimo de indivíduos (n), percentagem numérica (%n) e percentagem de biomassa (%b) das categorias de presas identificadas nas regurgitações de coruja-das-torres nos diferentes locais de amostragem, por estação do ano.

	Quinta do Sobral de Baixo (P1)						M6AL08 (P2)						Reserva ICNF (P3)											
	Verão		Inverno		Primavera		Verão		Primavera 2021		Outono		Inverno		Primavera									
	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b						
<b>MAMMALIA</b>	80	96,39	94,93	226	81,29	85,86	62	96,88	94,86	334	97,09	95,95	270	96,77	96,58	87	89,81	97,85	95,60	98,98	64	91,43	93,47	
<i>Eulipotyphla</i>	52	62,65	43,20	50	17,99	5,32	10	15,63	4,77	85	24,71	13,87	58	20,79	6,49	18	16,87	6,31	11	12,09	4,85	22	31,43	13,54
<i>Crocodyra russula</i>	51	61,45	43,05	28	9,35	4,58	8	12,50	4,57	79	22,97	13,78	28	10,04	5,46	9	8,33	5,37	9	9,89	4,67	13	18,57	12,08
<i>Suncus etruscus</i>	1	1,20	0,15	24	8,93	0,74	2	3,13	0,20	6	1,74	0,18	30	10,75	1,02	9	8,33	0,94	2	2,20	0,18	9	12,88	1,46
<i>Rodentia</i>	28	33,73	51,73	174	62,59	79,21	50	78,13	85,80	247	71,80	78,15	212	75,99	90,09	79	73,15	91,54	76	83,52	94,13	42	60,00	79,92
<i>Mus spp.</i>	9	10,84	10,64	62	22,30	15,30	22	34,38	17,59	156	45,35	38,10	105	37,63	28,68	58	53,70	48,44	35	38,46	25,43	22	31,43	28,62
<i>Apodemus sylvaticus</i>	13	15,66	24,14				1	1,56	1,26	20	5,81	7,68	4	1,43	1,72	3	2,78	3,94						
<i>Rattus spp.</i>	2	2,41	8,44	7	2,52	6,17	4	6,25	11,43	6	1,74	5,23	7	2,51	6,83	3	2,78	8,95	8	8,79	20,76			
<i>Muridae ni</i>				4	1,44	1,41	5	7,81	5,71	31	9,01	10,82	6	2,15	2,34							1	1,43	1,88
<i>Microtus duodecimcostatus</i>	2	2,41	4,73	98	34,53	47,38	14	21,88	22,39	29	8,43	14,17	83	29,75	45,34	13	12,04	21,72	33	38,28	47,95	18	25,71	48,84
<i>Microtus spp.</i>				1	0,36	0,49				2	0,58	0,98	2	0,72	1,09							1	1,43	2,60
<i>Elyomis quercinus</i>				4	1,44	8,48	4	6,25	27,42				1	0,36	2,34	1	0,93	7,16						
<i>Rodentia ni</i>	2	2,41	3,78							3	0,87	1,17	4	1,43	1,75	1	0,93	1,34						
<i>Lagomorpha</i>	0	0,00	0,00	1	0,36	1,23	1	1,56	4,00	2	0,58	3,84	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
<i>Oryctolagus cuniculus</i>				1	0,36	1,23	1	1,56	4,00															
<i>Lepus granatensis</i>										2	0,58	3,84												
<i>Chiroptera</i>	0	0,00	0,00	1	0,36	0,09	1	1,56	0,29	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
<i>Pipistrellus spp.</i>				1	0,36	0,09	1	1,56	0,29															
<b>AVES</b>	3	3,61	5,07	32	11,51	11,82	2	3,13	5,14	7	2,03	4,01	5	1,79	3,32	1	0,93	1,25	1	1,10	0,91	3	4,29	5,34
<i>Passeriformes</i>	3	3,61	5,07	32	11,51	11,82	2	3,13	5,14	4	1,16	1,40	5	1,79	3,32	1	0,93	1,25	1	1,10	0,91	3	4,29	5,34
<i>Sylviidae</i>	1	1,20	1,69	3	1,08	1,06				2	0,58	0,70												
<i>Muscicapidae</i>				1	0,36	0,31																1	1,43	1,83
<i>Alaudidae</i>				1	0,36	0,69																		
<i>Hirundinidae</i>				3	1,08	1,00																		
<i>Motacillidae</i>				1	0,36	0,35																		
<i>Turdidae</i>				1	0,36	1,59																		
<i>Acrocephalidae</i>				2	0,72	0,71																		
<i>Cisticolidae</i>				1	0,36	0,14																		
<i>Phylloscopidae</i>				10	3,60	1,32																		

Tabela II – Valor do número mínimo de indivíduos (n), percentagem numérica (%n) e percentagem de biomassa (%b) das categorias de presas identificadas nas regurgitações de coruja-das-torres nos diferentes locais de amostragem, por estação do ano (cont.).

	Quinta do Sobral de Baixo (P1)						M6AL08 (P2)						Reserva ICNF (P3)											
	Verão		Inverno		Primavera		Verão		Primavera 2021		Outono		Inverno		Primavera									
	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b						
Paridae	1	1,20	1,89																					
Remizidae																								
Corvidae																								
Passeridae				2	0,72	0,95																		
Fringillidae											1	0,93												
Emberizidae				1	0,36	0,35										1	1,43	1,86						
Sylvidae / Cettiidae	1	1,20	1,69							1	0,36	0,39												
Sturnidae / Turdidae				1	0,36	1,59																		
Passeriforme ni				5	1,80	1,76	1	1,56	1,14	2	0,58	0,70				1	1,43	1,86						
Charadriiformes	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00						
Charadriiforme ni																								
Strigiformes	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00						
Tyto alba							3	0,87	2,62	3	0,87	2,62												
REPTILIA	0	0,00	0,00	8	2,88	1,13	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00						
Gekkonidae	0	0,00	0,00	8	2,88	1,13	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00						
Gekkonidae ni				8	2,88	1,13																		
AMPHIBIA	0	0,00	0,00	5	1,80	1,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	1,06						
Anura	0	0,00	0,00	5	1,80	1,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	1,43	1,06					
Anura ni				5	1,80	1,00										1	1,43	1,06						
ARTHROPODA	0	0,00	0,00	7	2,52	0,19	0	0,00	0,00	3	0,87	0,04	4	1,43	0,10	10	9,26	0,89	3	3,30	0,11	2	2,86	0,13
Insecta	0	0,00	0,00	7	2,52	0,19	0	0,00	0,00	3	0,87	0,04	4	1,43	0,10	10	9,26	0,89	3	3,30	0,11	2	2,86	0,13
Coleoptera				2	0,72	0,02				1	0,29	0,01	1	0,36	0,01				1	1,10	0,04	2	2,86	0,13
Orthoptera				1	0,36	0,03				1	0,29	0,03	3	1,08	0,09	10	9,26	0,89	1	1,10	0,08			
Hymenoptera							1	0,29	0,00										1	1,10	0,00			
Mantodea				4	1,44	0,14																		
Dermaptera																								
Insecta NI																								
<b>TOTAL</b>	<b>83</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>278</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>64</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>344</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>279</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>108</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>91</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>70</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Tabela II – Valor do número mínimo de indivíduos (n), percentagem numérica (%n) e percentagem de biomassa (%b) das categorias de presas identificadas nas regurgitações de coruja-das-torres nos diferentes locais de amostragem, por estação do ano (cont.).

	Moncarapacho (P4)			Vila do Bispo (P5)			Marinha do Garganta (P6)			Nº Sra. do Rosário (P7)			MSAL55 (P8)			TOTAL						
	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b				
<b>MAMMALIA</b>	52	77,61	65,17	76	95,00	97,93	130	89,66	94,60	173	89,64	85,08	69	79,31	83,58	120	94,49	95,77	1840	94,27	91,65	
<i>Eulipotyphla</i>	2	2,98	1,27	33	41,25	31,81	68	45,52	37,10	20	10,36	6,02	7	8,05	3,68	27	21,28	12,97	481	22,87	11,07	
<i>Crocodyra russula</i>	2	2,98	1,27	33	41,25	31,81	68	44,83	37,00	19	9,84	5,98	4	4,60	3,16	25	19,68	12,78	371	18,40	10,62	
<i>Suncus etruscus</i>							1	0,68	0,10	1	0,52	0,05	3	3,45	0,42	2	1,57	0,18	90	4,46	0,45	
<b>Rodentia</b>	50	74,63	63,90	43	53,75	66,12	64	44,14	57,49	124	64,25	74,51	62	71,28	80,00	93	73,23	82,80	1344	66,67	79,10	
<i>Mus spp.</i>	30	44,78	28,62	34	42,50	45,88	56	38,62	44,83	99	51,30	43,50	53	60,92	58,66	59	46,48	42,27	800	39,88	32,07	
<i>Apodemus sylvaticus</i>	1	1,49	1,39	3	3,75	6,36	3	2,07	3,76	3	1,55	2,07				8	6,30	9,01	59	2,93	3,72	
<i>Rattus spp.</i>	3	4,48	9,51				2	1,38	5,99	15	7,77	23,54	3	3,45	11,88				60	2,98	8,59	
<i>Mundae ni</i>	4	5,97	5,07	3	3,75	5,78	3	2,07	3,42	3	1,55	1,88	6	6,90	9,49	14	11,02	14,33	80	3,97	4,58	
<i>Microtus</i>																						
<i>Microtus pennsylvanicus</i>	11	16,42	19,52	3	3,75	8,10				4	2,07	3,62				11	8,68	15,78	317	15,72	25,42	
<i>Microtus spp.</i>	1	1,49	1,77													1	0,79	1,43	8	0,40	0,64	
<i>Elyomys quercinus</i>																			10	0,50	3,44	
<i>Rodentia ni</i>																			10	0,50	0,64	
<b>Legomorpha</b>	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	4	0,20	1,03	
<i>Oryctolagus cuniculus</i>																			2	0,10	0,40	
<i>Lepus granatensis</i>																			2	0,10	0,63	
<b>Chiroptera</b>	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	29	15,03	4,55	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	31	1,54	0,44	
<i>Pipistrellus spp.</i>										29	15,03	4,55							31	1,54	0,44	
<b>AVES</b>	13	19,40	34,64	1	1,25	1,93	1	0,69	5,12	15	7,77	14,09	6	6,90	9,88	4	3,15	4,09	94	4,66	7,52	
<b>Passeriformes</b>	13	19,40	34,64	1	1,25	1,93	1	0,68	5,12	12	6,22	9,87	6	6,90	9,88	4	3,15	4,09	88	4,37	6,88	
<b>Syvitidae</b>										1	0,52	0,63	1	1,15	1,58	1	0,79	1,02	9	0,45	0,52	
<b>Muscepididae</b>										2	1,04	1,10							5	0,25	0,25	
<b>Alaudidae</b>																			1	0,05	0,11	
<b>Hirundinidae</b>																			3	0,15	0,16	
<b>Motacillidae</b>	1	1,49	1,27																3	0,15	0,17	
<b>Turdidae</b>	2	2,98	11,41							1	0,52	2,82							5	0,25	1,29	
<b>Acrocephalidae</b>																			2	0,10	0,11	
<b>Cisticolidae</b>																			1	0,05	0,02	
<b>Phylloscopidae</b>																			10	0,50	0,21	



Tabela II – Valor do número mínimo de indivíduos (n), percentagem numérica (%n) e percentagem de biomassa (%b) das categorias de presas identificadas nas regurgitações de coruja-das-torres nos diferentes locais de amostragem, por estação do ano (cont.).

	Moncarapacho (P4)			Vila do Bispo (P5)						Marinha do Garganta (P6)			N.º Sra. do Rosário (P7)			MGAL55 (P8)			TOTAL				
	Outono		%b	Inverno		Primavera		Inverno		Inverno		Inverno		Primavera		Primavera		TOTAL					
	n	%n		n	%n	n	%n	n	%n	n	%n	n	%n	n	%n	n	%n	n	%n	%b			
Paridae																		3	0,15	0,17			
Remizidae	1	1,49	0,60															1	0,05	0,03			
Corvidae																		1	0,05	0,20			
Passeridae	2	2,99	3,42															4	0,20	0,31			
Fringillidae	3	4,48	3,99															9	0,46	0,54			
Emberizidae	1	1,49	1,27															4	0,20	0,23			
Sylviidae / Cettiidae	1	1,49	1,27															3	0,15	0,17			
Sturnidae / Turdidae	2	2,99	11,41				1	0,99	5,12									4	0,20	1,03			
Passeriforme ni				1	1,25	1,93					8	4,15	5,02					2	1,57	2,05	1,15		
Charadriiformes	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	3	1,55	4,52	0	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	3	0,15	0,41	
Charadriiforme ni										3	1,55	4,52						3	0,15	0,41			
Strigiformes	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	3	0,15	0,43	
Tyto alba																		3	0,15	0,43			
REPTILIA	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	8	0,40	0,18	
Gekkonidae	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0,00	8	0,40	0,18	
Gekkonidae ni																		8	0,40	0,18			
AMPHIBIA	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	2	1,04	0,72	7	8,05	6,31	0	0,00	0,00	0,00	15	0,74	0,49	
Anura	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	2	1,04	0,72	7	8,05	6,31	0	0,00	0,00	0,00	15	0,74	0,49	
Anura ni										2	1,04	0,72	7	8,05	6,31			15	0,74	0,49			
ARTHROPODA	2	2,99	0,19	3	3,75	0,14	14	9,66	0,28	3	1,55	0,11	5	5,75	0,23	3	2,36	0,14	0,14	59	2,93	0,16	
Insecta	2	2,99	0,19	3	3,75	0,14	14	9,66	0,28	3	1,55	0,11	5	5,75	0,23	3	2,36	0,14	0,14	59	2,93	0,16	
Coleoptera				2	2,50	0,13	7	4,83	0,28	2	1,04	0,04	2	2,30	0,11	1	0,79	0,04	0,04	21	1,04	0,04	
Orthoptera	2	2,99	0,19										1	1,15	0,12			19	0,94	0,08			
Hymenoptera							7	4,83	0,00				2	2,30	0,00			11	0,55	0,00			
Mantodea										1	0,52	0,06						5	0,25	0,03			
Dermoptera				1	1,25	0,01												1	0,05	0,00			
Insecta NI																		2	1,57	0,10	2	0,10	0,01
TOTAL	67	100	100	80	100	100	145	100	100	193	100	100	87	100	100	127	100	100	100	2016	100	100	

Tabela III – Valor do número mínimo de indivíduos (n), percentagem numérica (%n) e percentagem de biomassa (%b) das categorias de presas identificadas nas regurgitações de mocho-galego nos diferentes locais de amostragem, por estação do ano.

	M4AL35 (Q1)			M4AL33 (Q2)			M3AL24 (Q3)			M4AL87 (Q4)			M4AL83 (Q5)			TOTAL					
	Outono			Outono			Inverno			Inverno			Primavera			Primavera			TOTAL		
	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b
<b>MAMMALIA</b>	1	0,56	32,72	0	0	0	2	4,35	91,24	2	3,17	55,56	0	0	0	5	0,64	43,49			
Rodentia	1	0,56	32,72	0	0	0	1	2,17	10,30	1	1,59	9,26	0	0	0	3	0,39	8,23			
Mus spp.	1	0,56	32,72				1	2,17	10,30	1	1,59	9,26				3	0,39	8,23			
Lagomorpha	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	2,17	80,94	1	1,59	46,30	0	0,00	0,00	2	0,26	35,26			
Oryctolagus cuniculus										1	1,59	46,30				1	0,13	13,71			
Lepus granatensis							1	2,17	80,94		0,00	0,00				1	0,13	21,55			
<b>AVES</b>	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,35	16,27	0	0,00	0,00	2	3,17	26,46	3	0,39	11,75			
Passeriformes	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,35	16,27	0	0,00	0,00	2	3,17	26,46	3	0,39	11,75			
Passeriforme ni							1	0,35	16,27				2	3,17	26,46	3	0,39	11,75			
<b>REPTILIA</b>	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	1,59	5,29	1	0,13	1,57			
Gekkonidae	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	1,59	5,29	1	0,13	1,57			
Gekkonidae ni													1	1,59	5,29	1	0,13	1,57			
<b>AMPHIBIA</b>	0	0,00	0,00	1	0,57	24,75	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,13	2,23			
Anura	0	0,00	0,00	1	0,57	24,75	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,13	2,23			
Anura ni				1	0,57	24,75										1	0,13	2,23			
<b>ARTHROPODA</b>	177	99,44	67,28	173	98,86	75,21	281	99,65	83,73	44	95,85	8,76	58	92,06	12,88	34	100,00	100,00	767	98,59	40,95
<b>INSECTA</b>	175	98,31	54,66	168	96,00	60,88	215	76,24	60,96	41	89,13	4,42	54	85,71	8,58	34	100,00	100,00	687	88,30	30,74
Orthoptera	8	4,49	28,04	3	1,71	9,77	14	4,96	17,08	1	2,17	0,44	5	7,94	4,37	0	0,00	0,00	31	3,98	8,76
Gryllidae							1	2,17	0,44	1	1,59	0,40	1	1,59	0,40	2	0,26	0,24			
Orthoptera ni	8	4,49	28,04	3	1,71	9,77	14	4,96	17,08				4	6,35	3,97	29	3,73	8,52			
Dermoptera	0	0,00	0,00	34	19,43	7,38	40	14,18	3,25	30	65,22	2,21	41	65,08	2,71	0	0,00	0,00	145	18,64	2,84
Forficulidae				34	19,43	7,38	40	14,18	3,25	30	65,22	2,21	41	65,08	2,71				145	18,64	2,84
Coleoptera	167	93,82	26,62	130	74,29	41,55	142	50,35	40,55	9	19,57	1,04	5	7,94	1,49	34	100,00	100,00	487	62,60	18,73
Scarabaeidae							8	2,84	9,76				1	1,59	0,99				9	1,16	2,64
Carabidae	11	6,18	9,00	21	12,00	15,96	97	34,40	27,61				1	1,59	0,23	33	97,06	99,91	163	20,95	11,18
Staphylinidae	1	0,56	0,23	7	4,00	1,52	35	12,41	2,85	2	4,35	0,15							45	5,78	0,88
Curculionidae	124	69,66	2,90	49	28,00	1,06				1	2,17	0,01	1	1,59	0,01	1	2,94	0,09	176	22,62	0,34
Coleoptera ni	31	17,42	14,49	53	30,29	23,01	2	0,71	0,33	6	13,04	0,88	2	3,17	0,26				94	12,08	3,68

Tabela III – Valor do número mínimo de indivíduos (n), percentagem numérica (%n) e percentagem de biomassa (%b) das categorias de presas identificadas nas regurgitações de mocho-galego nos diferentes locais de amostragem, por estação do ano (cont.).

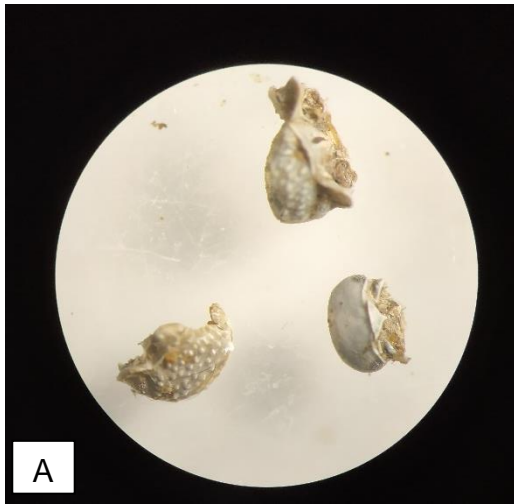
	M4AL35 (Q1)			M4AL33 (Q2)			M3AL24 (Q3)			M4AL87 (Q4)			M4AL83 (Q5)			TOTAL					
	Outono			Outono			Inverno			Inverno			Primavera			Primavera			TOTAL		
	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b	n	%n	%b
Hymenoptera	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	19	6,74	0,08	0	0,00	0,00	3	4,76	0,01	0	0,00	0,00	22	2,83	0,02
Formicidae							19	6,74	0,08										19	2,44	0,02
Hymenoptera ni													3	4,76	0,01				3	0,39	0,00
Insecta ni				1	0,57	2,17				1	2,17	0,74							2	0,26	0,39
<b>ARACHNIDA</b>	<b>1</b>	<b>0,56</b>	<b>0,93</b>	<b>4</b>	<b>2,29</b>	<b>3,47</b>	<b>50</b>	<b>17,73</b>	<b>16,27</b>	<b>1</b>	<b>2,17</b>	<b>0,29</b>	<b>3</b>	<b>4,76</b>	<b>0,79</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>59</b>	<b>7,58</b>	<b>4,62</b>
Araneae	1	0,56	0,93	4	2,29	3,47	50	17,73	16,27	1	2,17	0,29	3	4,76	0,79	0	0,00	0,00	59	7,58	4,62
Araneae ni	1	0,56	0,93	4	2,29	3,47	50	17,73	16,27	1	2,17	0,29	3	4,76	0,79				59	7,58	4,62
<b>DIPLOPODA</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>16</b>	<b>5,67</b>	<b>6,51</b>	<b>1</b>	<b>2,17</b>	<b>0,37</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>17</b>	<b>2,19</b>	<b>1,67</b>
Diplopoda ni							16	5,67	6,51	1	2,17	0,37							17	2,19	1,67
<b>MALACOSTRACA</b>	<b>1</b>	<b>0,56</b>	<b>11,68</b>	<b>1</b>	<b>0,57</b>	<b>10,86</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>2,17</b>	<b>3,68</b>	<b>1</b>	<b>1,59</b>	<b>3,31</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>4</b>	<b>0,51</b>	<b>3,92</b>
Decapoda	1	0,56	11,68	1	0,57	10,86	0	0,00	0,00	1	2,17	3,68	1	1,59	3,31	0	0,00	0,00	4	0,51	3,92
Procambarus clarkii	1	0,56	11,68	1	0,57	10,86				1	2,17	3,68	1	1,59	3,31				4	0,51	3,92
<b>BIVALVIA</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>0,57</b>	<b>0,04</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>1</b>	<b>0,13</b>	<b>0,00</b>
Bivalvia ni				1	0,57	0,04													1	0,13	0,00
<b>TOTAL</b>	<b>178</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>175</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>282</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>46</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>63</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>34</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>778</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Tabela IV – Descrição dos locais de recolha das regurgitações de coruja-das-torres e mocho-galego.

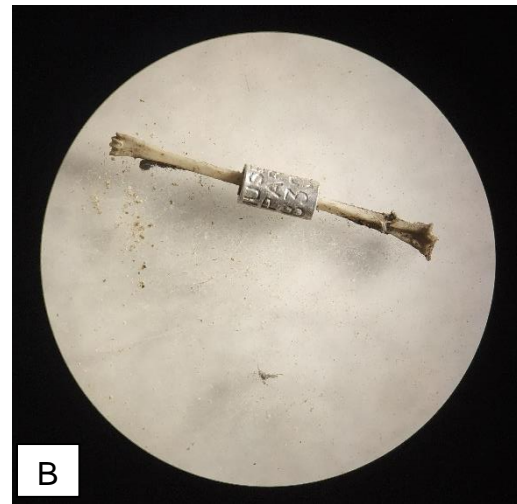
<b>Espécie</b>	<b>Ponto</b>	<b>Local de recolha</b>	<b>Município</b>	<b>Habitat</b>
Coruja-das-torres	P1	Quinta do Sobral de Baixo	V.R.S. António	Campos agrícolas
	P2	M6AL08	Silves	Pomares de sequeiro
	P3	Reserva ICNF	Castro Marim	Sapal
	P4	Moncarapacho	Olhão	Pomares de sequeiro
	P5	Vila do Bispo	Vila do Bispo	Campos agrícolas
	P6	Marinha do Garganta	Faro	Salinas
	P7	Nª Sra.do Rosário	Lagoa	Arrozal
	P8	M6AL55	Alcoutim	Urbano
Mocho-galego	Q1	M4AL35	Portimão	Pomares de sequeiro
	Q2	M4AL33	Portimão	Laranjal
	Q3	M3AL24	Portimão	Campos agrícolas
	Q4	M4AL78	Castro Marim	Campos agrícolas
	Q5	M4AL83	Olhão	Pinhal costeiro

Tabela V – Valores de biomassa (em gramas) atribuídos a cada classe de presas.

	Biomassa (g)	Referência
<b>MAMMALIA</b>		
<i>Crocidura russula</i>	10	Lourenço, 2000
<i>Suncus etruscus</i>	1,75	Tomé, 1994
<i>Mus</i> spp.	14	Lourenço, 2000
<i>Apodemus sylvaticus</i>	22	Lourenço, 2000
<i>Rattus</i> spp.	50	Morris, 1979
Muridae ni	20	Lourenço, 2000
<i>Microtus duodecimcostatus</i>	28	Lourenço, 2000
<i>Microtus</i> spp.	28	Lourenço, 2000
<i>Elyomis quercinus</i>	120	Lourenço, 2000
Rodentia ni	22,4	
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	70	Soriguer, 1981
<i>Lepus granatensis</i>	110	Macdonald & Barrett 1993
<i>Pipistrellus</i> spp.	5	Roulin & Christe, 2013
<b>AVES</b>		
Sylviidae	20	Tomé, 1994
Muscicapidae	17,5	Tomé, 1994
Alaudidae	39	Tomé, 1994
Hirundinidae	19	Mendelsohn, 1973
Motacillidae	20	Tomé, 1994
Turdidae	90	Lourenço, 2000
Acrocephalidae	20	Tomé, 1994
Cisticolidae	8	Tomé, 1994
Phylloscopidae	7,5	Tomé, 1994
Paridae	20	Tomé, 1994
Remizidae	9,5	Tomé, 1994
Corvidae	70	Lourenço, 2000
Passeridae	27	Tomé, 1994
Fringilidae	21	Tomé, 1994
Emberizidae	20	Tomé, 1994
Sylviidae / Cettiidae	20	Tomé, 1994
Sturnidae / Turdidae	90	Lourenço, 2000
Passeriforme ni	20	Tomé, 1994
Charadriiforme ni	48	Cramp, 1983
<i>Tyto alba</i>	50	Taylor, 1994
<b>REPTILIA</b>		
Gekkonidae ni	8	Lourenço, 2000
<b>AMPHIBIA</b>		
Anura ni	11,4	Tomé, 1994
<b>INSECTA</b>		
Gryllidae	0,6	Tomé, 1994
Orthoptera ni	1,5	Tomé, 1994
Mantodea	2	Tomé, 1994
Forficulidae	0,1	Aradis et al., 2019
Scarabaeidae	1,5	Tomé, 1994
Carabidae	0,35	Tomé, 1994
Staphylinidae	0,1	Yalden & Warburton, 1979
Curculionidae	0,01	Reardon & Spurgeon, 2002
Coleoptera ni	0,2	Yalden & Warburton, 1979
Formicidae	0,005	Moore, 2014
Hymenoptera ni	0,005	Moore, 2014
Insecta ni	1	Tomé, 1994
<b>ARACHNIDA</b>		
Araneae ni	0,4	Tomé, 1994
<b>DIPLOPODA</b>		
Diplopoda ni	0,5	Aradis et al., 2019
<b>MALACOSTRACA</b>		
<i>Procambarus clarkii</i>	5	Wang et al., 2011
<b>BIVALVIA</b>		
Bivalvia ni	0,02	



A



B



C

Figura I - Fotografias de algumas presas mais invulgares encontradas nas regurgitações, tiradas através da lupa binocular: estruturas de lagostim-vermelho-do-Louisiana (A), um tarso-metatarso anilhado de pisco-de-peito-azul (*Luscinia svecica*) (B) e estruturas de Gekkonidae (C).

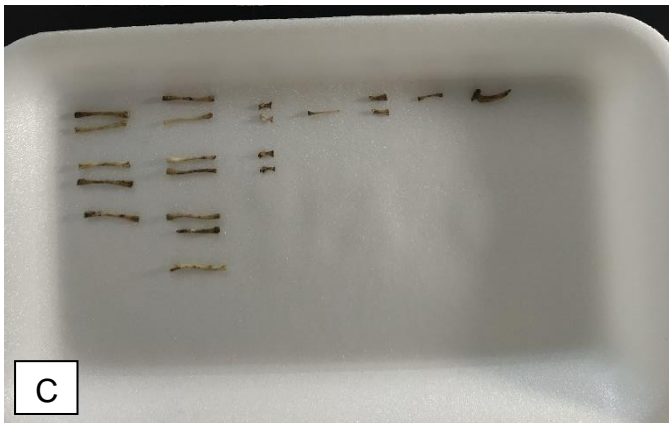


Figura II - Fotografias de presas menos comuns, encontradas nas regurgitações: estruturas de morcegos (A), um osso pélvico de *Lagomorpha* (destacado na figura) (B), ossos de anfíbios (C) e ossos de Charadriiformes (D).