



**UNIVERSIDADE DE ÉVORA**

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**Abundância e distribuição de aves de rapina  
noturnas no Parque Natural da Arrábida e  
Parque Natural Sintra-Cascais**

**Lídia Raquel Rocha Freixa**

Orientação: Rui Fazenda Lourenço

**Mestrado em Biologia da Conservação**

Dissertação

Évora, 2015

UNIVERSIDADE DE ÉVORA  
ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Abundância e distribuição de aves de rapina noturnas no Parque Natural da Arrábida e  
Parque Natural de Sintra-Cascais

Lídia Raquel Rocha Freixa

Orientação: Rui Fazenda Lourenço

Mestrado em Biologia da Conservação  
Dissertação

Évora, 2015

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao João Paulo Lopes e à Raquel Neves por toda a ajuda durante o trabalho de campo.

Em especial ao Rui Lourenço por toda a disponibilidade, paciência e ajuda.

Aos meus pais por tudo e por me pagarem as propinas.

# ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	I
ÍNDICE .....	II
ÍNDICE DE FIGURAS .....	III
ÍNDICE DE TABELAS .....	IV
RESUMO .....	V
ABSTRACT .....	VI
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	4
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	5
3.1. Caracterização das espécies-alvo .....	5
3.1.1. Coruja-do-mato, <i>Strix aluco</i> , Linnaeus, 1758 .....	6
3.1.2. Mocho-galego, <i>Athene noctua</i> , Scopoli, 1769.....	8
3.2. CARACTERIZAÇÃO GEOGRÁFICA E BIOFÍSICA DAS ÁREAS DE ESTUDO .....	10
3.2.1. Parque Natural da Arrábida (PNArr).....	11
3.2.2. Parque Natural Sintra-Cascais (PNSC) .....	13
3.3. Censo das aves de rapina noturnas.....	16
3.4. Recolha de variáveis ambientais para o estudo da seleção de habitat.....	18
3.5. Análise estatística .....	19
4. RESULTADOS.....	21
5. DISCUSSÃO .....	36
5.1. Censo das aves de rapina noturnas.....	36
5.2. Recolha de variáveis ambientais para o estudo da seleção do habitat e análise estatística.....	39
6. CONCLUSÃO .....	46
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	48

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Localização geográfica das áreas de estudo (PNArr e PNSC) .....	10
<b>Figura 2</b> - Mapa de distribuição dos pontos-de-amostragem no PNArr.....	17
<b>Figura 3</b> - Mapa de distribuição dos pontos-de-amostragem no PNSC.....	18
<b>Figura 4</b> - Mapa de distribuição do Mocho-galego no PNArr .....	22
<b>Figura 5</b> - Mapa de distribuição do Mocho-galego no PNSC .....	22
<b>Figura 6</b> - Mapa de distribuição da Coruja-do-mato no PNArr .....	23
<b>Figura 7</b> - Mapa de distribuição da Coruja-do-mato no PNSC .....	23
<b>Figura 8</b> - Mapa de distribuição da Coruja-das-torres no PNArr.....	23
<b>Figura 9</b> - Mapa de distribuição da Coruja-das-torres no PNSC.....	23
<b>Figura 10</b> - Mapa de distribuição do Bufo-real no PNArr .....	24
<b>Figura 11</b> - Mapa de distribuição do Bufo-real no PNSC .....	24
<b>Figura 12</b> - Mapa de distribuição do Mocho-galego no PNArr sobre a COS 2007 .....	26
<b>Figura 13</b> - Mapa de distribuição do Mocho-galego no PNSC sobre a COS 2007 .....	26
<b>Figura 14</b> - Mapa de distribuição da Coruja-do-mato no PNArr sobre a COS 2007 .....	27
<b>Figura 15</b> - Mapa de distribuição da Coruja-do-mato no PNArr sobre a COS 2007 .....	27
<b>Figura 16</b> - Gráficos da probabilidade de presença/ausência de Mocho-galego em determinadas ocupações do solo .....	30
<b>Figura 17</b> - Gráficos da probabilidade de presença/ausência de Mocho-galego em determinadas ocupações do solo .....	34

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Período de realização das visitas nas áreas de estudo .....	17
<b>Tabela 2</b> - Número de indivíduos detetados em cada visita e nº de pontos de escuta com presença para cada espécie de ave de rapina noturna no Parque Natural da Arrábida .....	21
<b>Tabela 3</b> - Número de indivíduos detetados em cada visita e nº de pontos de escuta com presença para cada espécie de ave de rapina noturna no Parque Natural Sintra-Cascais.....	21
<b>Tabela 4</b> - Lista de modelos competidores para análise da presença de mocho-galego <i>Athene noctua</i> .....	28
<b>Tabela 5</b> - Ponderação média dos modelos (model averaging) e importância relativa das variáveis dos modelos para análise de mocho-galego <i>Athene noctua</i> .....	29
<b>Tabela 6</b> - Lista de modelos competidores para análise da presença de coruja-do-mato <i>Strix aluco</i> .....	32
<b>Tabela 7</b> - Ponderação média dos modelos (model averaging) e importância relativa das variáveis dos modelos para análise da coruja-do-mato <i>Strix aluco</i> .....	33

## RESUMO

### **Abundância e distribuição de aves de rapina noturnas no Parque Natural da Arrábida e Parque Natural de Sintra-Cascais**

Atualmente assiste-se a um declínio generalizado da biodiversidade, em grande medida devido a alterações significativas no uso e ocupação do solo.

Estudou-se a densidade e abundância de duas espécies de aves de rapina noturnas, Mocho-galego (*Athene noctua*) e Coruja-do-mato (*Strix aluco*) no Parque Natural da Arrábida e no Parque Natural de Sintra-Cascais durante o período de Janeiro a Junho de 2013 e estabeleceram-se associações entre variáveis ambientais e a presença das espécies nestas áreas.

A diversidade da paisagem revelou-se uma variável ambiental altamente significativa para ambas as espécies. Sendo que o Mocho-galego apresenta preferência por habitats agrícolas e a coruja-do-mato por florestas de alta/média densidade.

Uma gestão correta dos usos e ocupação do solo nas áreas de estudo é fundamental para assegurar a presença destas espécies.

**Palavras-chave:** rapinas noturnas, densidade, abundância, uso e ocupação do solo e conservação

## **ABSTRACT**

### **Abundance and distribution of nocturnal birds of prey in the natural park Arrábida and natural park Sintra-Cascais**

Nowadays there is a general decline of biodiversity, due to significant changes of soil use and occupation. The density of two nocturnal birds of prey species was studied, Little Owl (*Athene noctua*) and Tawny Owl (*Strix aluco*) at Natural Park Arrábida and natural park Sintra-Cascais throughout January and June 2013. Various associations between environmental variables and the presence of these species in these areas were found. The landscape diversity revealed itself to be a highly significant environmental variable for both species. Little Owl prefers agricultural habitats, the Tawny Owl prefers high/medium density forests. The right management of soil use and occupation on the studied areas is fundamental to assure the presence of the species.

**Key-words:** nocturnal birds of prey, density, abundance, soil use and occupation, conservation



# 1. INTRODUÇÃO

A ordem Strigiformes reúne todas as aves de rapina noturnas, vulgarmente denominadas mochos, corujas ou bufos. Esta ordem divide-se em duas famílias: a Strigidae e a Tytonidae. A primeira engloba 241 espécies, sendo que em Portugal é representada pelas espécies: Coruja-do-mato (*Strix aluco*), o Mocho-galego (*Athene noctua*), o Mocho-d'orelhas (*Otus scops*), a Coruja-do-nabal (*Asio flammeus*), o Bufo-pequeno (*Asio otus*) e o Bufo-real (*Bubo bubo*). À segunda pertencem globalmente 27 espécies, sendo representada em Portugal pela Coruja-das-torres (*Tyto alba*) (Mikkola, 2013).

Estas espécies estão associadas em grande parte a habitats humanizados, nomeadamente os rurais, agrícolas e áreas envolventes, sendo estes, reconhecidamente ricos de um ponto de vista ecológico (Donald *et al.* 2001). Esta dependência dos habitats humanizados por parte das aves poderá estar relacionado com um ou mais fatores como a alimentação, locais para nidificação e locais de repouso (Newton 1979, Newton & Wyllie 1992, Donald *et al.* 2001).

Há séculos que estas espécies co-existem com o ser humano (Shultz *et al.*, 1999), e com as suas características particulares que as permitem facilmente distingui-las das rapinas diurnas, este grupo de aves devido aos hábitos noturnos da maior parte das espécies e às vocalizações particulares, causaram desde sempre grande fascínio mas também uma enorme quantidade de mitos e conotações negativas (Stri, 2012).

Devido às ideias socialmente enraizadas e ao abandono da agricultura tradicional, tornaram-se principais fatores de ameaça das aves de rapina na Europa, a perseguição intencional pelo Homem e a degradação dos habitats (que implica perda de locais de nidificação e diminuição das presas). (Cabral *et al.* 2005, Hagemeyer & Blair 1997, Martí & Del Moral 2003).

O homem tornou-se desde sempre o principal perseguidor destas místicas espécies associando-as, e a outras espécies de predadores, a "devoradores insaciáveis" de espécies cinegéticas e, por isso, responsáveis pelo seu acentuado decréscimo populacional. Esta visão negativa do homem relativamente às aves de rapina criou uma imagem sobre estas espécies de principais inimigos destas atividades (Palma, *et al.* 2004), por outro lado, constata-se uma alteração significativa do uso do solo devido essencialmente ao alastramento da área urbana, sub-urbana e industrial, situação que se revela crítica ao longo das rodovias, como o caso da periferia de Setúbal (PNA 1996).

Mudanças em larga escala nas paisagens agrícolas podem resultar na perda de habitat e fragmentação dos habitats agrícolas e pastoris tradicionais (Šálek *et al.* 2010, Thorup *et al.* 2010), e como espécies dependentes destes habitats, o abandono das práticas agrícolas tradicionais e a prática de monoculturas intensivas agrícolas e florestais tem consequências nas espécies que deles dependem, alterando a densidade das espécies de predadores e de presas (Newton 1979, Newton & Wyllie 1992, Donald *et al.* 2001, Palma, *et al.* 2004) e afetando fortemente as comunidades de aves e abundância das espécies, facto que tem sido repetidamente demonstrado ser uma das principais causas de declínio das espécies (Benton *et al.* 2003, Moreno-Mateos *et al.* 2011).

Ao longo do tempo, o impacto de uma única espécie sobre o ambiente global do Planeta nunca se fez sentir de forma tão intensa e num tão curto espaço de tempo como o que se observa atualmente com a espécie humana (Shultz *et al.*, 1999), embora consideradas abundantes, grande parte das espécies de aves de rapina têm sofrido um decréscimo moderado/acentuado ao longo de toda a Europa nas últimas décadas (Tucker & Heath 1994, BirdLife International 2004) apresentando estatutos de conservação desfavoráveis, quer a nível europeu (Hagemeijer & Blair 1997), quer em Portugal (Cabral *et al.* 2005), bem como tendências populacionais negativas (Hagemeijer & Blair 1997, Palma *et al.* 1999, Martí & Del Moral 2003).

Cada vez mais investigadores têm-se dedicado ao estudo da seleção de habitat e fatores que afetam a sua seleção, e regulação da população. Analisando parâmetros de habitat em diferentes escalas espaciais proporciona uma melhor visão para preferências de habitat e, portanto, fatores ambientais que limitam a densidade populacional, em especial para as espécies que habitam uma grande diversidade de paisagens naturais e antrópicos. (Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008).

O facto das suas áreas vitais cobrirem vários habitats, permite potencialmente detetar fatores negativos num vasto conjunto de unidades espaciais (Greenwood *et al.* 1994) sendo que a presença de aves é considerada como bom indicador da qualidade do habitat em termos de biodiversidade geral (Donald *et al.* 2001), por outro lado, pela sua posição nas teias alimentares, as aves de rapina podem facilmente fornecer sinais de determinados fatores negativos acumuláveis ao longo dos níveis tróficos. (Greenwood *et al.* 1994).

Alguns estudos têm abordado as relações entre as espécies de aves noturnas e preferências de habitat (por exemplo, Martinez *et al.*, 2003, Martinez & Zuberogoitia 2004a), mas existem poucos estudos sobre as relações de coexistência entre várias espécies de aves noturnas e o tipo de habitat (Rey Benayas *et al.* 2010).

Sendo as aves noturnas, no geral, caracterizadas por uma baixa detetabilidade (Equipa Atlas 2008), a informação adicional, a nível de estudos populacionais e de habitat tem-se revelado crucial para o conhecimento da sua distribuição e para a sua conservação (Van Nieuwenhuyse et al. 2008).

Segundo os estudos realizados em Portugal até ao ano 2014, as estimativas de tendência populacional para a espécie *Athene noctua*, Scopoli 1769 (Mocho-galego) são de regressão, ao contrário da espécie *Strix aluco*, Linnaeus 1758 (Coruja-do-mato) que apresenta tendência populacional positiva. Embora sejam dados concretos, são ainda estimativas que necessitam ser consolidadas com informação adicional, nomeadamente estudos populacionais à escala regional e distribuição à escala nacional. (GTAN-SPEA, 2014).

Embora as espécies em estudo (*Strix aluco* e *Athene noctua*) não se encontrem em estado crítico no panorama nacional, é neste sentido, e dado a escassez de dados referentes a esta temática no Parque Natural da Arrábida (PNArr) e no Parque Natural de Sintra-Cascais (PNSC) que é de extrema importância o levantamento da sua distribuição e abundância em ambos os parques, de forma a salvaguardar a conservação e manutenção dos ecossistemas bem como das espécies em questão. Ambas as áreas de estudo estão localizadas perto de grandes áreas urbanas e são influenciadas pelo seu alastramento e crescimento demográfico, no entanto, há espécies que estão bem adaptadas e dependem desta humanização, nestas estão incluídas algumas aves de rapina noturnas, como o Mocho-galego e a Coruja-do-mato (Martínez & Zuberogoitia 2004b) espécies alvo deste estudo.

Medir e monitorizar a biodiversidade bem como o conhecimento sobre os efeitos do uso da terra na composição da comunidade e abundância das espécies é fundamental pois este afeta fortemente as comunidades de aves e abundância de espécies. Determinar como certas atividades humanas afetam a biodiversidade e como minimizar os seus efeitos torna-se essencial para a conceção de estratégias de conservação realistas e implementação de decisões políticas e de gestão ambiental adequadas (D.Moreno-Mateos et al. & Mikkola, 1983).

Nas últimas décadas têm sido concentrados esforços na compreensão da forma como as aves selecionam e utilizam o seu habitat. Ao revelarem padrões de resposta a alterações introduzidas nos habitats, estes estudos permitem o estabelecimento de melhores medidas de conservação (Cody 1985; Jones 2001; Martínez et al. 2003; Benton 2003). A análise

do uso do espaço baseia-se, geralmente, na determinação do nível de utilização de cada biótopo em relação à sua disponibilidade mediante a comparação da proporção de localizações ou de trajetórias observadas dentro de cada biótopo com aquelas esperadas em função da sua representatividade (Aebischer et al. 1993).

Este tipo de abordagem possibilita a elaboração de modelos estatísticos que permitem estimar valores de probabilidade de uso do espaço pelos indivíduos estudados (Boyce *et al.* 2002)

## **2. OBJETIVOS**

- Estudar a distribuição espacial e abundância de aves de rapina noturnas no Parque Natural da Arrábida (PNArr) e no Parque Natural de Sintra-Cascais (PNSC)
- Estabelecer associações entre variáveis ambientais e a presença das espécies Mocho-galego e Coruja-do-mato, contribuindo para a informação de base de valores faunísticos das áreas protegidas.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Caracterização das espécies-alvo

Neste estudo, analisou-se a distribuição de quatro espécies de aves de rapina noturnas: *Bubo bubo* (Bufo-real), Coruja-do-mato, *Tyto alba* (Coruja-das-torres) e Mocho-galego.

As duas principais espécies-alvo deste estudo foram a Coruja-do-mato e o Mocho-galego, para as quais se estudou a seleção de habitat. A informação relativamente às espécies Coruja-das-torres e Bufo-real apenas foi utilizada complementarmente, uma vez que os dados obtidos não foram quantitativamente satisfatórios para a realização da análise estatística e estudo da seleção do habitat, inversamente aos dados obtidos para a Coruja-do-mato e o Mocho-galego.

Desta forma, segue-se uma descrição mais pormenorizada relativamente às duas últimas espécies.

Ambas apresentam, a nível global, um estatuto de conservação pouco preocupante - LC (IUCN, 2014), o mesmo se verifica em Portugal (Cabral *et al.* 2005) sendo ambas as espécies residentes e consideradas comuns.

Estas duas espécies ao longo do tempo adaptaram-se ao crescimento demográfico e atualmente subsistem maioritariamente em habitats humanizados, nomeadamente os rurais, agrícolas, sistemas agro-florestais e áreas envolventes. Esta frequente associação das aves de rapina a habitats humanizados poderá estar relacionado com um ou mais fatores como a alimentação, locais para nidificação e locais de repouso.

Apesar desta adaptabilidade, será que o crescimento demográfico e consequente alteração das práticas tradicionais de agricultura e uso do solo podem influenciar a natural seletividade de habitat por parte destas espécies?

Neste sentido, é interessante estudar a sua abundância e distribuição nas áreas de estudo para que se possa estabelecer eventuais associações entre as variáveis habitat e uso do solo.

### 3.1.1. Coruja-do-mato, *Strix aluco*, Linnaeus, 1758

A coruja-do-mato é uma espécie comum e reproduz em grande parte da Europa (Mikkola, 1983 & Saurola, 1995).

A uma escala mundial esta espécie tem uma distribuição alargada e a sua tendência populacional parece estar estável (IUCN, 2015). A coruja-do-mato é uma espécie geralmente noturna, ainda que em época de reprodução pode ser vista a caçar à luz do dia. É uma rapina de médio porte (37 – 43 cm) e o seu peso varia entre as 350-530 g nos machos e varia entre as 365 – 575 g nas fêmeas (Martínez & Zuberogoitia, 2002). Os sexos são morfologicamente semelhantes mas as fêmeas são maiores que os machos (Lack, 1986).

A sua coloração é independente da idade e sexo mas está relacionada com o clima, assim em zonas quentes predomina a variação castanha avermelhada e em áreas frias e secas prevalecem as de tom acinzentado (Galeotti, 1996). Apresenta uma cabeça grande e arredondada com um disco facial bastante marcado com limites negros e olhos pretos o que facilita a sua identificação. A sua plumagem apresenta uma coloração acinzentada ou castanho-avermelhada, listada de tons mais escuros e com manchas brancas no dorso e asas. A parte de baixo é mais clara (Borralho, 1992).

É uma espécie mais generalista que outras corujas do género *Strix* fazendo parte da sua dieta: pequenos mamíferos, aves, anfíbios, répteis, insetos, entre outros. (Mikkola, 1983)

Habita em zonas arborizadas de diferentes tipos, em geral não muito fechadas. Podemos encontrar esta coruja mesmo em parques de vilas e cidades (Borralho, 1992).

O habitat mais típico para esta espécie é a floresta mista mas também pode ser encontrada em parques, zonas de cultivo, zonas mais urbanas e florestas de coníferas (RSPB, 2003). No Inverno podem utilizar edifícios abandonados ou cavidades rochosas para se abrigarem (Lack, 1986). Tese no ambiente trabalho

Em Portugal é particularmente comum nos montados de sobro e azinheira e em certos pinhais. Em Lisboa, por exemplo, encontra-se em pequenas zonas florestadas e parques urbanos, apesar de raramente nestes últimos (Equipa Atlas 2008).

Cria normalmente em buracos de árvores ou ninhos antigos de outras aves. A época reprodutora é geralmente entre Fevereiro e Abril. Os pares começam a escolher territórios no Outono, o que envolve muitos chamamentos e demonstrações por parte dos machos (Borralho, 1992).

Ouve-se a grande distância e produz uma série de vocalizações características e facilmente ouvidas durante a noite como o familiar “ke-wick” e um trémulo e típico “hu-hu-huuu-huuú” (Borrvalho, 1992).

Nas últimas décadas, as populações desta espécie parecem estar num processo expansivo em toda a sua área de distribuição Europeia (Mikkola, 1995; SEO/BirdLife, 1997), devido em parte, a sua alta capacidade de adaptação a qualquer habitat de caça e de nidificação, o que a leva a colonizar, inclusive, zonas humanizadas (Galeotti, 1990; Mikkola, 1995; SEO/BirdLife, 1997).

### 3.1.2. Mocho-galego, *Athene noctua*, Scopoli, 1769

Esta espécie apresenta uma grande área de distribuição e uma capacidade de coexistir com muitas habitações humanas (Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008), embora seja considerada comum em Portugal, a população desta espécie tem diminuído rapidamente durante os últimos 60 anos em muitos países Europeus, (Cramp 1985, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008), e esta tendência é especialmente evidente na Europa Central, onde a sua distribuição e tendência populacional é melhor conhecida.

Em toda a Europa, o declínio desta espécie é causado principalmente pela destruição do habitat, especialmente a partir da intensificação e mecanização da agricultura.

Estas mudanças a larga escala causam a destruição de árvores velhas (por ex. em sebes) e muros que tradicionalmente separavam propriedades – locais de nidificação e poisos de caça – sendo substituídos por parcelas extensas de monoculturas, para serem facilmente exploradas por meios mecânicos (maquinaria em vez de manual);

Devido à intensificação agrícola também há uma diminuição das áreas em pousio, com mais insetos que monoculturas de sequeiro ou regadio; substituição de edifícios agrícolas tradicionais (com buracos – ninhos potenciais) por pré-fabricados; aumento no uso de pesticidas ou inseticidas – diminuição de presas (insetos e micro-mamíferos) ou dos seus micro-habitats (vegetação adventícia) e aumento de estradas e tráfego em zonas agrícolas, levando a maior mortalidade.

Todas estas mudanças nas práticas agrícolas levaram a um declínio dos locais de nidificação adequados e áreas de caça, e a diminuição populacional associada resultou no aumento do isolamento e fragmentação da população europeia de criação.

O mocho-galego é uma espécie sedentária de pequenas dimensões (21-23 cm; envergadura 54-58 cm; 140-200 g, que possui um corpo arredondado, olhos claros amarelados e plumagem às pintas. Estão reconhecidas treze sub-espécies de mocho-galego que variam em tamanho e coloração, mas tipicamente exibem plumagens em vários tons de castanho-acinzentado, castanho-avermelhado e castanho-amarelado. O corpo e a cabeça têm marcas brancas, que aparecem como pontos nas asas. Os juvenis são mais pálidos e possuem um padrão mais uniforme que o adulto (Génot & van Nieuwenhuyse 2002)

Esta pequena rapina noturna começa a caçar ao fim do dia quando ainda há luz, ao contrário da maior parte das aves de rapina noturnas. Alimenta-se principalmente de insetos, pequenos pássaros, musaranhos e ratos. (Borralho, 1992).



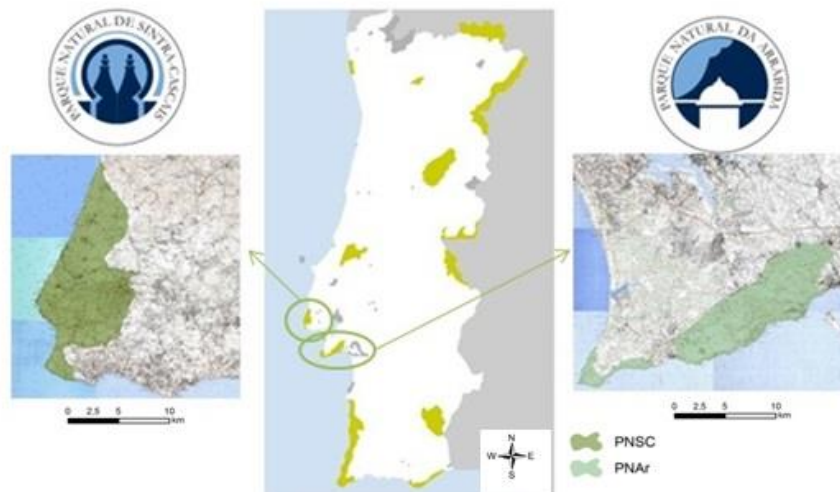
Relativamente ao habitat apresenta preferência por terrenos abertos com árvores e arbustos mais ou menos espalhados. Zonas de culturas agrícolas, olivais. Evita bosques densos. Cria em buracos de árvores ou taludes rochosos e arenosos, como são exemplo os montes de pedras. Não constrói ninho.

A época reprodutora varia consoante a latitude. Em Portugal encontra-se distribuído por todo o território sendo a mais comum de todas as aves de rapina de Portugal, pensa-se que existam entre 10 000 e 100 000 casais nidificantes em Portugal. A sua vocalização soa por vezes como um miado, algo como um "quiuuu". (Borrvalho, 1992).

### 3.2. CARACTERIZAÇÃO GEOGRÁFICA E BIOFÍSICA DAS ÁREAS DE ESTUDO

Ambas as áreas de estudo, o Parque Natural da Arrábida e o Parque Natural Sintra-Cascais estão localizadas perto de grandes áreas urbanas, como Lisboa e Setúbal (Figura 1) onde cada vez mais se acentua com maior intensidade a pressão demográfica e as consequências do crescimento urbano e industrial.

Visando proteger os valores geológicos, florísticos, faunísticos e paisagísticos locais, bem como testemunhos materiais de ordem cultural e histórica foram classificadas como parques naturais e são dirigidos pelo Instituto da Conservação da Natureza e Florestas, ICNF. E integrados na rede natura 2000.



**Figura 1** - Localização geográfica das áreas de estudo (PNAr e PNSC)

### **3.2.1. Parque Natural da Arrábida (PNArr)**

Já desde os anos 40 que as características particulares desta área despertaram a consciência para a importância da sua conservação. No entanto, “o reconhecimento da insuficiente proteção conferida pelas medidas preventivas decretadas para a zona” e com a publicação do Decreto-Lei nº 622/76, de 28 de julho é criado o Parque Natural da Arrábida, PNArr.

Assente na cadeia montanhosa da Arrábida e área marítima adjacente, o Parque Natural da Arrábida (PNArr), ocupa uma superfície de aproximadamente 17 mil ha, dos quais mais de 5 mil são de superfície marinha, abrangendo território pertencente aos concelhos de Palmela, Sesimbra e Setúbal.

A cordilheira da Arrábida é formada por várias serras variando a sua altitude entre os 200 e os 500 metros, a sua orientação é ENE-OSO (orientação alpina) apresentando um comprimento de cerca de 35 km e uma largura média de 6 km.

A norte da cordilheira estende-se uma vasta área de planície que apresenta a sua maior largura junto ao limite Oeste do Parque, estreitando-se, progressivamente, à medida que se caminha para este. O litoral é bastante rochoso, recortado por pequenas baías com praias de areia branca encimadas por escarpas que apresentam alturas consideráveis. Na parte mais ocidental, as falésias adquirem especial importância botânica com espécies de distribuição restrita da flora Macaronésica, desempenhando também um papel fundamental a nível da fauna, ao proporcionar áreas de abrigo e nidificação a rapinas e aves marinhas.

Como é característica das regiões cuja geologia é predominantemente constituída por calcário, a hidrografia apresenta aspetos específicos desse tipo de constituição, tais como a não perenidade e exiguidade dos cursos de água.

Os principais cursos de água no Parque Natural da Arrábida localizam-se na sua maioria na parte Este, entre Setúbal, Palmela e o vale dos Picheleiros. As ribeiras e as torrentes “constituem” as linhas de água predominantes nesta região, as primeiras que escoam água durante a maior parte do ano, e as segundas em que apenas existe água no inverno. Assim, se em termos de recursos hídricos superficiais é fácil inferir a pobreza da Península de Setúbal e área do Parque, já não se passa o mesmo em relação aos recursos hídricos subterrâneos relativamente aos quais a sua abundância se encontra comprovada.

A Arrábida apresenta acentuadas características mediterrânicas, traduzindo-se este em duas estações extremas, verão quente e seco chegando a atingir temperaturas com

valores aproximados às temperaturas das regiões tropicais, com períodos de seca prolongados que se podem estender por vários meses e o inverno frio geralmente húmido. Estas são intercaladas com duas estações intermédias, o outono e a primavera.

A orientação e conseqüente exposição do relevo juntamente com a proximidade do mar, no caso o oceano Atlântico, são fatores de relevante importância dando à região maiores humidades e conseqüentemente uma maior amenidade nas temperaturas ao longo do ano. Pode-se deste modo afirmar que existe uma influência atlântica sobre a tipicidade mediterrânica que se vai exercer essencialmente ao nível da diminuição da amplitude térmica e do aumento da humidade atmosférica, situação que ocorre desde os meados do outono até meados da primavera. No que respeita aos fatores climáticos e com base em dados obtidos no posto meteorológico de Setúbal, é importante mencionar a insolação que, nesta região, tem duas fases, uma de luminosidade crescente (janeiro a agosto) e outra de luminosidade decrescente (setembro a dezembro) exerce grande influência a nível da vegetação. O coberto vegetal de uma região está sempre dependente de fatores ligados à conjugação do tipo de solo com o tipo de clima. Pelo que na região da Arrábida a diversidade florística é muito diversificada. A fisionomia mediterrânica da vegetação da Arrábida é confirmada pelo aparecimento do tipo Garrigue (solos calcários) e Maquis (solos siliciosos), podendo-se mesmo citar como exemplos de localização: o caso da serra do Risco para o garrigue e do Vale do Solitário para o maquis. Toda esta heterogeneidade permite uma grande diversidade de habitats e composição faunística. Deste modo, a Arrábida concentra uma elevada riqueza de biodiversidade vegetal, assim, em 42 tipos e subtipos de habitats presentes, 10 são prioritários para a conservação. A complexidade e diversidade de habitats marinhos presentes no mar da Arrábida contribuem para que este seja um *hotspot* de biodiversidade - local excecional do ponto de vista dos índices de biodiversidade à escala europeia com mais de 1400 espécies registadas. A sua localização privilegiada no extremo ocidental do continente europeu, aliada às suas características climáticas e geológicas e aos fatores de natureza antrópica que exerceram a sua influência nos últimos milénios, permitiram que neste local se desenvolvessem processos naturais ímpares ao longo da história da vegetação. Todas estas características permitiram-lhe ser um local de grande diversidade de espécies de fauna. (ICNF, 2014)

### **3.2.2. Parque Natural Sintra-Cascais (PNSC)**

Por todo o PNSC abundam vestígios de afetação da paisagem pela presença humana, desde o Paleolítico.

A crescente e intensa pressão turística e urbana ameaçavam cada vez mais esta zona de grande sensibilidade e repleta de valores naturais a preservar, como a Serra de Sintra, a faixa litoral e as áreas adjacentes, fazendo face a estas ameaças foi criada pelo Decreto-Lei nº 292/81, de 15 de Outubro a Área de Paisagem Protegida de Sintra Cascais (APPSC)

A conservação da natureza, a proteção dos espaços naturais e das paisagens, a preservação das espécies da fauna e da flora, a manutenção dos equilíbrios ecológicos e a proteção dos recursos naturais justificam medidas de proteção adequadas a uma zona que constitui património nacional.

Impôs-se, portanto, a necessidade de reclassificação da Área de Paisagem Protegida de Sintra-Cascais em Parque Natural, atendendo aos critérios definidos no Decreto-Lei nº 19/93 de 23 de janeiro, que estabelece a Rede Nacional das Áreas Protegidas. Assim, foi criado o Parque Natural de Sintra Cascais pelo Decreto Regulamentar nº 8/94, de 11 de março (Plano de ordenamento do PNSC).

O Parque Natural de Sintra-Cascais (PNSC) está inserido na região ocidental da Terra Saloia e na Área Metropolitana de Lisboa-Norte, estende-se do limite norte do concelho de Sintra, junto à foz do rio Falcão, para sul até à Cidadela de Cascais. A serra de Sintra, com 528 m de altitude máxima, é o seu elemento dominante, a que se juntam, a completar a paisagem, uma extensa área rural e uma belíssima faixa costeira, abrangendo 14 583 hectares, integrando propriedade pública e privada, distribuídos pelos concelhos de Sintra e Cascais, agrega quatro grandes unidades de paisagem: Terra Saloia, Serra de Sintra/Cabo da Roca, Abano/Penha Longa e Costa do Sol. O litoral do Parque e a serra de Sintra estão incluídos no “Sítio Sintra-Cascais”, inserido na Rede Natura 2000.

A paisagem do Parque Natural de Sintra-Cascais é marcada pelo relevo da serra de Sintra, em torno do qual se desenvolve um planalto litoral complexo que a rodeia completamente, a norte pela plataforma de S. João das Lampas com altitude entre os 100 m e os 250 m e a sul e a leste pela plataforma de Cascais várias dezenas de metros mais baixa do que a Plataforma de S. João das Lampas, é bastante regular inclinando suavemente para sul até ao cabo Raso e corresponde a uma superfície de abrasão marinha.

O maciço de Sintra representa na atualidade um relevo alongado com eixo maior de direção W-E e extensão aproximada de 10 km, cujos cumes se elevam a mais de 500 m de altitude.

A grande diversidade litológica do Parque Natural tem como consequência uma elevada complexidade dos solos com características físicas e químicas específicas, que afetam a utilização que se lhes pode dar. O Parque Natural de Sintra-Cascais é drenado por 12 bacias. Destacam-se as bacias hidrográficas das ribeiras de Colares e das Vinhas, pela dimensão, pelo importante suporte de atividades, pela magnitude dos problemas existentes, sobretudo as cheias e a poluição, e pela sua relevância ecológica. Os cursos de água localizados no concelho de Sintra são, de uma forma geral, de fraco caudal, encaixados em vales estreitos, desembocando nas praias ou em arribas da costa em leito suspenso. No concelho de Cascais, os cursos de água têm caráter intermitente, torrencial durante o inverno e sujeitos a estiagem estival. São predominantemente de reduzida extensão, drenando em vales encaixados e desaguando abruptamente nas arribas ao longo do litoral até à praia da Grota. O Parque Natural de Sintra-Cascais possui um clima temperado mediterrâneo, de tipo oceânico, com influência atlântica.

As temperaturas mais amenas fazem-se sentir junto ao mar, devido ao seu efeito atenuador sobre temperaturas extremas. É na serra de Sintra que se verificam as temperaturas mais baixas da região.

O vento faz-se sentir durante todo o ano e os valores de precipitação registados na serra são mais elevados do que nas áreas circundantes, enquanto no litoral se verificam os valores mínimos, sobretudo no cabo da Roca. A forma da serra de Sintra é uma barreira de condensação, mantendo sempre elevados valores de humidade, dando lugar ao característico capacete de nuvens.

A diversidade climática, de composição geológica e consequente riqueza dos solos permitem que aqui ocorram tipos e subtipos de habitats em que alguns são considerados prioritários para a conservação, consequentemente a esta heterogeneidade surge uma grande diversidade de flora, onde estão assinaladas cerca de 900 espécies de flora autóctone, no entanto, encontram-se cerca de 150 espécies introduzidas de outras partes do planeta, sendo algumas invasoras. Este tipo de paisagem, artificial, ainda que muito importante do ponto de vista cultural significa uma diminuição do valor natural dos ecossistemas.

Uma grande diversidade de habitats, alguns escassos no contexto nacional, permitem ainda grande diversidade faunística, muitos destes valores de grande interesse de conservação.

A presença de uma linha extensa de arribas costeiras permite a ocorrência de avifauna de nidificação rupícola, dadas as boas condições de abrigo a salvo de predadores, incluindo espécies com estatuto de ameaça em Portugal.

A invasão por espécies exóticas, a expansão urbana, o incremento das atividades ligadas ao turismo ou à construção de segunda habitação e a ocorrência frequente de fogos constituem atualmente os problemas mais graves para o Parque Natural no que respeita à conservação da flora, extensíveis à fauna e, de um modo geral, a todos os habitats naturais.

### **3.3. Censo das aves de rapina noturnas**

Os dados para a realização deste estudo foram recolhidos através do censo de aves de rapina noturnas, sendo que para além do mocho-galego e da coruja-do-mato foram também realizada a inventariação das espécies coruja-das-torres e bufo-real. Estas, embora incluídas no esforço de amostragem não foram incluídas na análise sobre os efeitos das variáveis ambientais devido à sua menor abundância nas áreas de estudo e limitações de detetabilidade.

Para tal, foram realizados pontos-de-escuta recorrendo à emissão de vocalizações conspecíficas, de modo a induzir uma resposta territorial (Zuberogoitia & Campos 1998).

Estes pontos foram selecionados previamente e marcados sobre a carta militar de ambos os parques numa malha de quadrículas de 2x2 km, desenhada sobre o sistema de coordenadas projetada UTM (Universal Transverse Mercator) do sistema WGS84 (World Geodetic System 1984), para a zona 29N, esta malha resulta da necessidade de encontrar um compromisso entre o esforço de amostragem e uma eficaz detetabilidade das espécies, considerando sempre os recursos disponíveis, a dificuldade de progressão no terreno e os constrangimentos temporais.

O período de amostragem foi realizado em ambos os parques naturais entre Janeiro e Junho de 2013, segundo o período reprodutor das espécies-alvo, uma primeira fase em Janeiro e Março de 2013 e uma segunda fase em Maio/Junho de 2013. A primeira fase em Janeiro e Março de 2013 para a inventariação do bufo-real e da coruja-do-mato, na qual só houve playback destas duas espécies e a segunda em Maio/Junho de 2013 para a inventariação da coruja-das-torres e do mocho-galego, havendo reprodução das vocalizações apenas destas duas espécies (Tabela 1).

Em cada quadrícula foi definido um ponto de amostragem, sendo o PNAr representado com 46 pontos de amostragem e o PNSC com 44, nem todos os pontos previamente marcados permitiram o acesso ao mesmo sendo que para cada ponto foram retiradas as respetivas coordenadas geográficas. (Figura 1 e 2).

Em todos os pontos foram emitidas duas vocalizações/playbacks para cada espécie com um tempo de 3 minutos de escuta passiva e um tempo de espera de 5 minutos entre espécies, começando sempre na de menor dimensão para a de maior, ou seja, Mocho-galego, coruja-das-torres, coruja-do-mato e Bufo-real, de forma a evitar a inibição de resposta por parte das espécies menores (Fuller & Mosher 1981).



Não foram realizados pontos de amostragem em condições meteorológicas adversas, como queda de chuva, vento forte ou outras que pudessem diminuir a audibilidade da emissão ou mesmo das respostas (Zuberogitia & Campos 1998).

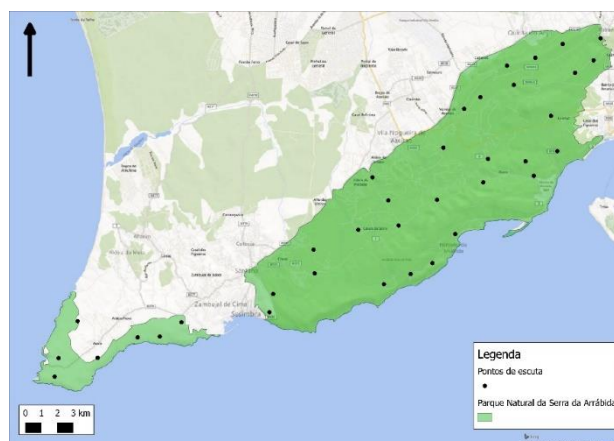
Para cada ponto de amostragem foram registados em fichas-de-campo todos os indivíduos escutados ou observados, bem como, estimativa da distância e ângulo à espécie-alvo.

Os dados obtidos foram cartografados num sistema de informação geográfica - SIG (QGIS 2.2.0).

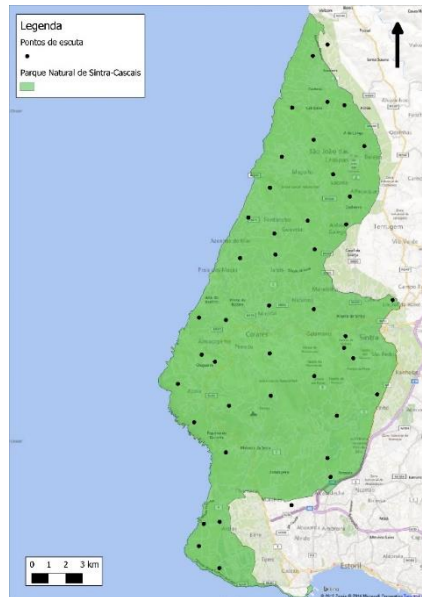
Para a distribuição das espécies foi considerada a sua presença/ausência dentro da quadrícula, sendo a presença  $y=1$  e a ausência  $y=0$ . Para todas as presenças foi feito um *buffer* de 1000m onde foram consideradas as áreas das parcelas de ocupação do solo que cada uma ocupava dentro do *buffer*. Para tal, foi utilizada a carta de ocupação do solo 2007 (COS 2007). Desta análise, incluíram-se na matriz variáveis ambientais relacionadas com a perturbação humana, habitat nidificação/alimentação, risco de predação e autocorrelação espacial. De forma a relacionar as variáveis de resposta (dados de presença/ausência das espécies) com as variáveis ambientais, foi realizada uma análise estatística no *software* R, utilizando a análise GML (modelo linear generalizado). Para o mocho-galego foram testados 33 modelos com 12 variáveis e para a coruja-do-mato 41 modelos com 10 variáveis correspondentes.

**Tabela 1** - Período de realização das visitas nas áreas de estudo

	<b>1º visita</b>	<b>2ª visita</b>
<b>PNArr</b>	7 a 12 janeiro 2013	2 a 6 maio 2013
<b>PNSC</b>	12 a 18 março 2013	13 maio a 04 Junho 2013



**Figura 2** - Mapa de distribuição dos pontos-de-amostragem no PNArr



**Figura 3** - Mapa de distribuição dos pontos-de-amostragem no PNSC

### **3.4. Recolha de variáveis ambientais para o estudo da seleção de habitat**

Para estudar a seleção do habitat do Mocho-galego e da Coruja-do-mato nos parques naturais de Sintra-Cascais e da Arrábida foram recolhidas variáveis ambientais que descrevem: (1) a localização geográfica; (2) o efeito da presença humana e potencial perturbação associada; (3) o efeito dos habitats de alimentação e nidificação preferenciais para cada espécie; e (4) o efeito do risco de predação. As variáveis de proporção de habitat foram recolhidas num raio de 1000 metros centrado nos pontos de escuta (daí em diante referida como “buffer”). A dimensão do raio foi selecionada tendo em consideração as distâncias de deteção obtidas em cada ponto, de forma a incluir todos os indivíduos detetados e incluir grande parte dos territórios potenciais registados. O habitat foi analisado considerando as tipologias de ocupação do solo da carta de ocupação do solo de 2007 no nível 2 (COS2007; Direção-Geral do Território).

A localização geográfica tida em consideração foram as coordenadas geográficas de cada ponto de escuta (sistema de coordenadas Hayford-Gauss, Lisboa) e a altitude (metros acima do nível do mar). O efeito da presença humana foi analisado utilizando (a) a distância do ponto de escuta à povoação mais próxima; (b) a distância à estrada alcatroada mais próxima; (c) a proporção de tecido urbano dentro do buffer; (d) a proporção de áreas industriais dentro do buffer; (e) a proporção de áreas de extração de inertes dentro do buffer; (f) a proporção de áreas humanizadas dentro do buffer (i.e. tecido

urbano, áreas industriais e áreas de extração de inertes). Para representar os habitats de alimentação e nidificação calculou-se a proporção das seguintes tipologias de ocupação do solo dentro do buffer de cada ponto de escuta: áreas verdes urbanas, culturas temporárias, culturas permanentes, pastagens permanentes, áreas agrícolas heterogêneas, florestas, florestas abertas e matos, zonas descobertas, zonas húmidas interiores, total de áreas agrícolas, total de áreas florestais, diversidade da paisagem (índice de diversidade de Shannon das tipologias de ocupação do solo nível 2 no buffer de 1000 m). O efeito do risco de predação foi considerado apenas para o mocho-galego, utilizando a variável binomial presença/ausência de coruja-do-mato no buffer.

O cálculo das variáveis foi realizada num sistema de informação geográfica (Quantum GIS versão 2.2.0).

### **3.5. Análise estatística**

Para analisar a seleção de habitat pelo Mocho-galego e Coruja-do-mato foram construídos vários modelos competidores, utilizando em seguida uma abordagem de inferência em multi-modelos (multi-model inference) baseada na teoria da informação (information-theoretic) para selecionar os melhores modelos (Burnham & Anderson 2002). Foi realizada uma análise exploratória dos dados para verificar a normalidade da distribuição das variáveis e detetar observações extremas (outliers). A variável “distância à povoação mais próxima” foi sujeita a uma transformação logarítmica, tendo sido usada uma transformação de raiz quadrada das variáveis “distância à estrada alcatroada mais próxima” e “altitude”. Considerando a possível falta de independência espacial dos pontos de escuta foi calculada uma auto-covariável (Dormann et al. 2007) para cada espécie que foi incluída nos modelos competidores. Verificou-se a colinearidade entre variáveis explicativas, não incluindo no mesmo modelo variáveis que apresentaram uma correlação (Pearson) superior a 0,7.

As variáveis dependentes utilizadas, ambas binomiais, foram: (1) presença/ausência de mocho-galego no ponto de escuta; (2) presença/ausência de coruja-do-mato no ponto de escuta. Neste sentido os modelos contruídos utilizaram uma distribuição binomial. A área de estudo (PNSC, PNAr) foi utilizada como fator aleatório, uma vez que não era objetivo desta análise procurar diferenças entre áreas. Tendo em consideração um racional dos requisitos ecológicos das duas espécies, foram construídos

vários modelos lineares generalizados mistos (generalised mixed-effects models) para cada espécie. Cada modelo foi estimado individualmente, calculando o critério de Akaike de segunda ordem (AICc), o número de parâmetros (graus de liberdade), o valor de “log-likelihood”, a diferença do AICc do modelo corrente face ao melhor modelo, e o peso de Akaike (Akaike weight –  $w_i$  – ou seja, a probabilidade de cada modelo ser o melhor tendo em consideração os modelos analisados). O modelo de efeitos aleatórios (um modelo apenas com a interceção e o fator aleatório, mas sem efeitos fixos) foi incluído na seleção de modelos para fins de inferência. A seleção dos melhores modelos foi feita considerando uma diferença de AICc inferior a 2, conjuntamente com a importância relativa de cada variável baseada no peso de Akaike (Burnham & Anderson 2002). Foi feita uma ponderação média dos modelos (model averaging) para obtenção dos parâmetros de cada variável, com base em todos os modelos competidores (Burnham & Anderson 2002). Os modelos foram validados utilizando os gráficos de diagnóstico (Pinheiro & Bates 2000). As análises estatísticas foram realizadas no programa R versão 3.1.1. (R Core Team 2014) com as livrarias `spdep`, `lme4`, `MuMIn`, `gplots`.

## 4. RESULTADOS

### Censo das espécies-alvo

Na 1ª visita ao PNArr registaram-se 58 deteções, onde 2% dos registos vocais detetados pertencem ao Bufo-real, 66% à do Coruja-do-mato, 3% à Coruja-das-torres e 29% ao Mocho-galego. Na 2ª visita foram obtidas 33 deteções, correspondendo a 52% indivíduos de Coruja-do-mato, 6% de Coruja-das-torres e 42% de Mocho-galego. (Tabela 2). Na 1ª visita ao PNSC registaram-se 38 deteções, onde 8% dos registos vocais detetados pertencem ao Bufo-real, 42% à Coruja-do-mato e 50% ao Mocho-galego. Na 2ª visita foram obtidas 27 deteções, correspondendo a 4% de Bufo-real, 30% de Coruja-do-mato, 15% de Coruja-das-torres e 52% de Mocho-galego. (Tabela 3).

Dos 46 e 44 pontos-de-escuta inventariados para o PNArr e PNSC, respetivamente, foi registada a quantidade de pontos onde foram detetadas presenças de indivíduos. Foi calculado o número mínimo de territórios com base nas duas visitas ao parque natural e a densidade regional tendo em conta a área terrestre abrangida dentro dos buffers. (Tabela 2 e 3).

**Tabela 2** - Número de indivíduos detetados em cada visita e nº de pontos de escuta com presença para cada espécie de ave de rapina noturna no Parque Natural da Arrábida.

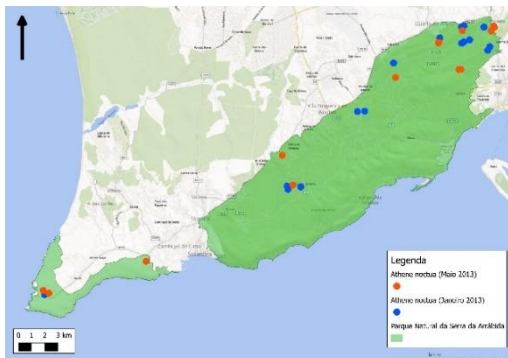
	<i>Bubo bubo</i>	<i>Strix aluco</i>	<i>Tyto alba</i>	<i>Athene noctua</i>
Nº inds detetados na 1ª visita (%)	1 (2%)	38 (66%)	2 (3%)	17 (29%)
Nº inds detetados na 2ª visita (%)	0 (0%)	17 (52%)	2 (6%)	14 (42%)
Nº pontos de escuta com presença (%)	1 (2%)	20 (43%)	4 (9%)	13 (28%)
Nº mínimo de territórios	1	30	4	16
Densidade (territórios/km <sup>2</sup> )	0,01	0,21	0,03	0,11

**Tabela 3** - Número de indivíduos detetados em cada visita e nº de pontos de escuta com presença para cada espécie de ave de rapina noturna no Parque Natural Sintra-Cascais.

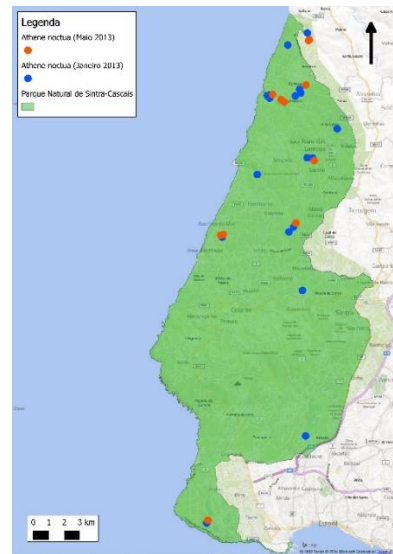
	<i>Bubo bubo</i>	<i>Strix aluco</i>	<i>Tyto alba</i>	<i>Athene noctua</i>
Nº inds detetados na 1ª visita (%)	3 (8%)	16 (42%)	0 (0%)	19 (50%)
Nº inds detetados na 2ª visita (%)	1 (4%)	8 (30%)	4 (15%)	14 (52%)
Nº pontos de escuta com presença (%)	3 (7%)	15 (34%)	4 (9%)	13 (30%)
Nº mínimo de territórios	4	15	3	15
Densidade (territórios/km <sup>2</sup> )	0,03	0,11	0,02	0,11

Após a monitorização dos pontos-de-escuta foram projetados espacialmente sobre os mapas de ambos os parques naturais o número de indivíduos/respostas obtidas durante ambas as visitas em cada ponto de amostragem, obtendo-se os seguintes mapas de distribuição para as quatro espécies nas áreas de estudo. Para o Mocho-galego (figuras 4 e 5), para a Coruja-do-mato (figuras 6 e 7), para a Coruja-das-torres (figuras 8 e 9) e para o Bufo-real (figuras 10 e 11).

### Para o Mocho-galego:



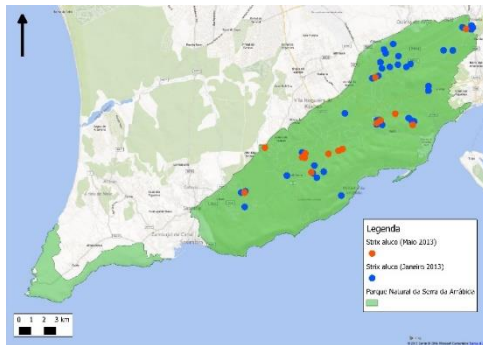
**Figura 4** - Distribuição do Mocho-galego no PNARR



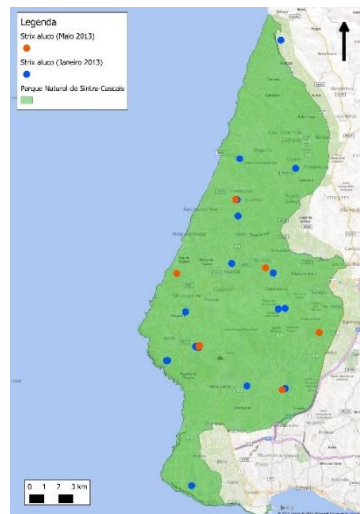
**Figura 5** - Distribuição do Mocho-galego no PNSC

O Mocho-galego foi detetado em grande parte do PNARR, mas sobretudo na zona Nordeste do parque mais longe do litoral, onde há mais dominância das áreas agrícolas (Figura 12). No PNSC foi detetado pontualmente na zona Sul encontrando-se a maioria dos indivíduos na zona centro norte do parque onde também há dominância de áreas agrícolas e maior urbanização (Figura 13).

### Para a Coruja-do-mato:



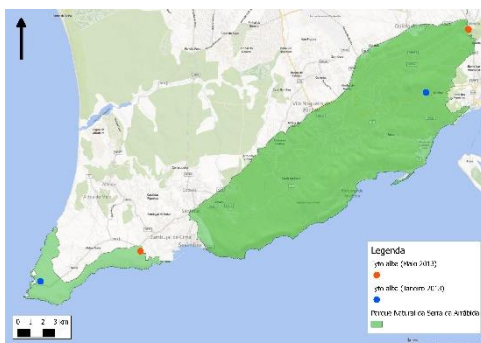
**Figura 6** - Distribuição da Coruja-do-mato no PNAr



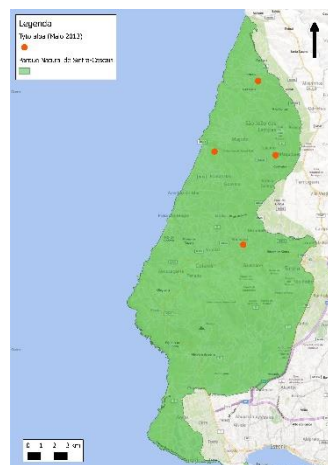
**Figura 7** - Distribuição da Coruja-do-mato no PNSC

A Coruja-do-mato ocorreu em praticamente todo o PNAr, à exceção da área do cabo Espichel. No PNSC encontra-se também distribuída uniformemente ao longo do parque, apresentando uma distribuição em zonas predominantemente florestais. (Figuras 14 e 15)

### Para a Coruja-das-torres:



**Figura 8** - Distribuição da Coruja-das-torres no PNAr



**Figura 9** - Distribuição da Coruja-das-torres no PNSC

A Coruja-das-torres foi detetada pontualmente em ambos os parques naturais, na zona nordeste e área do cabo Espichel do PNArr e na zona centro norte do PNSC. O número de indivíduos foi igual em ambos os parques, variando apenas na altura em que foi realizada a visita.

### Para o Bufo-real:



Figura 10 - Distribuição do Bufo-real no PNArr

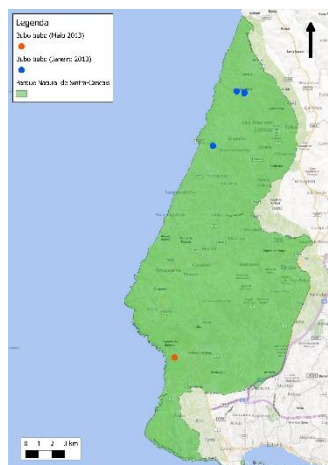


Figura 11 - Distribuição do Bufo-real no PNSC

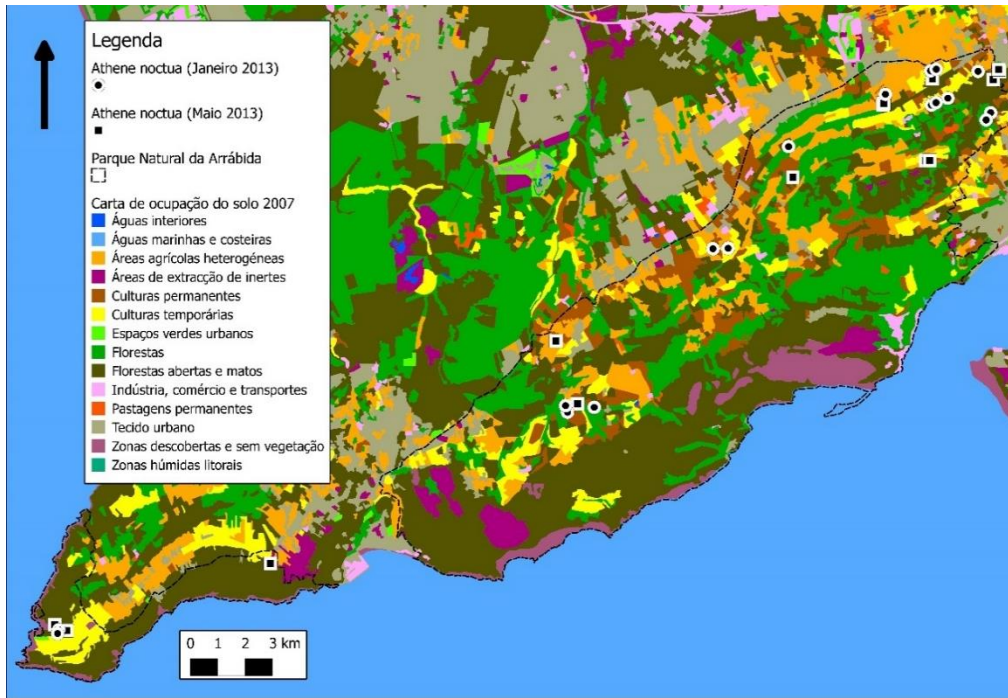
O único indivíduo de Bufo-real foi detetado na zona nor-nordeste do PNArr. No PNSC foi detetado principalmente na zona Norte perto da praia e ribeira da Samarra e praia de Magoito, e um indivíduo detetado perto da praia da Grotta. Em ambos os parques as zonas correspondem a áreas com afloramentos rochosos.

Como citado anteriormente, embora durante o censo tenham sido monitorizadas as quatro espécies de aves de rapina noturnas, as espécies Bufo-real e Coruja-das-torres não foram incluídas na análise sobre os efeitos das variáveis ambientais devido à sua menor abundância nas áreas de estudo e limitações de detetabilidade.

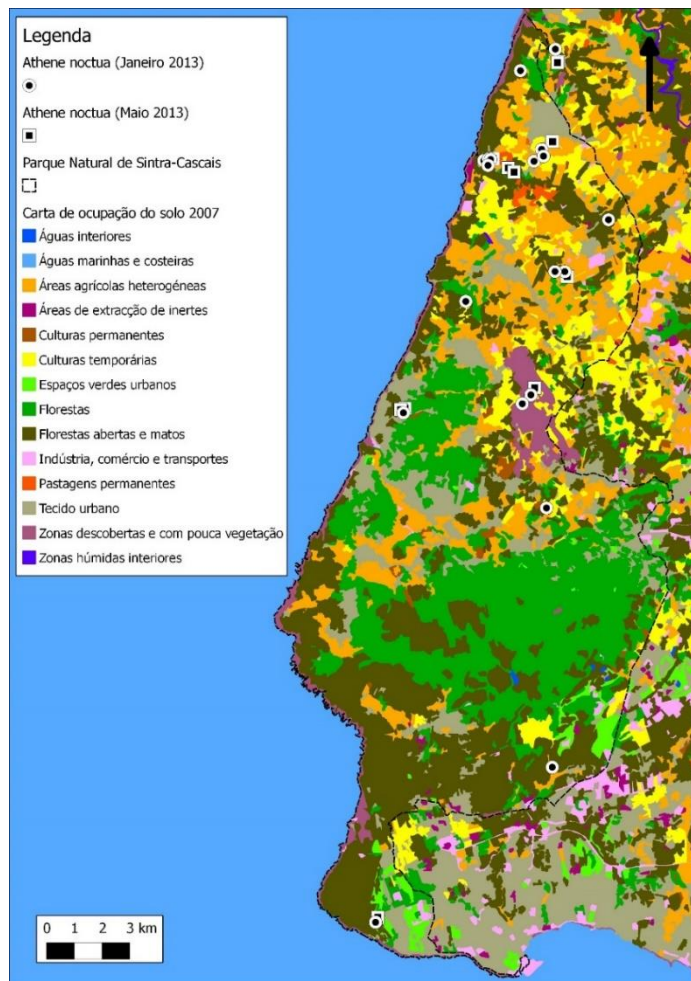
Para estudar a seleção de habitat do Mocho-galego e da Coruja-do-mato nas áreas de estudo, foram projetados espacialmente os registos das presenças em ambas as visitas sobre a Carta de Ocupação do Solo 2007 (COS 2007). (Figuras 12, 13, 14 e 15) e retiradas as proporções de cada parcela de ocupação do solo dentro buffer, deste modo, relacionaram-se as variáveis de resposta (dados de presença/ausência das espécies) com as variáveis ambientais.



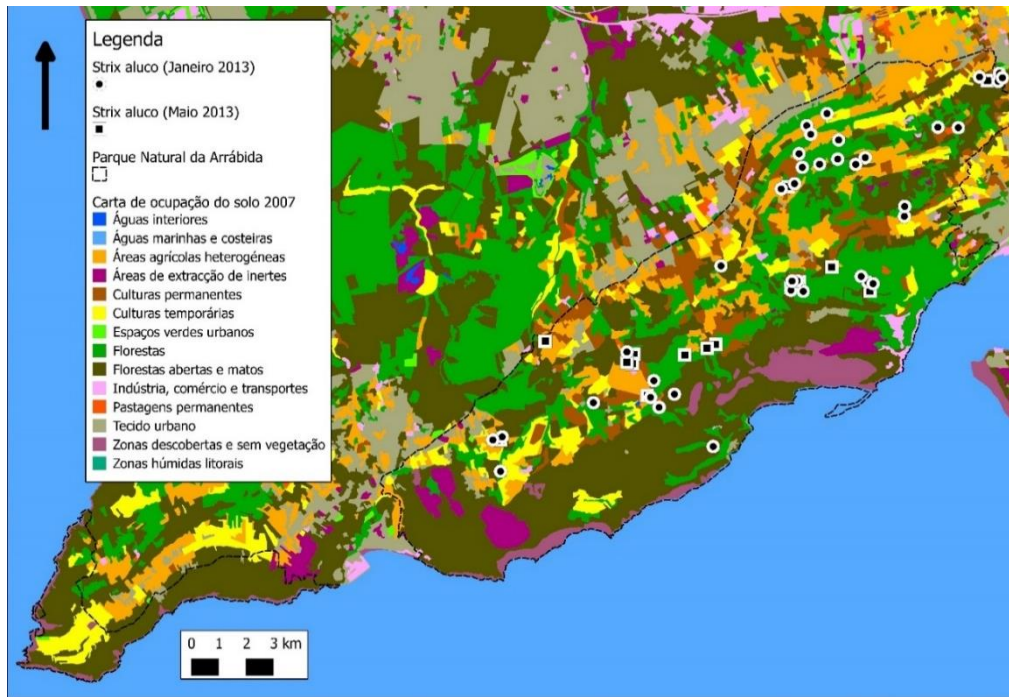
Através da análise estatística no software R utilizando o modelo linear generalizado, análise GML, foram testados 33 modelos com 12 variáveis para o mocho-galego e 41 modelos com 10 variáveis para a coruja-do-mato. Desta análise obtiveram-se as tabelas 4, 5, 6 e 7.



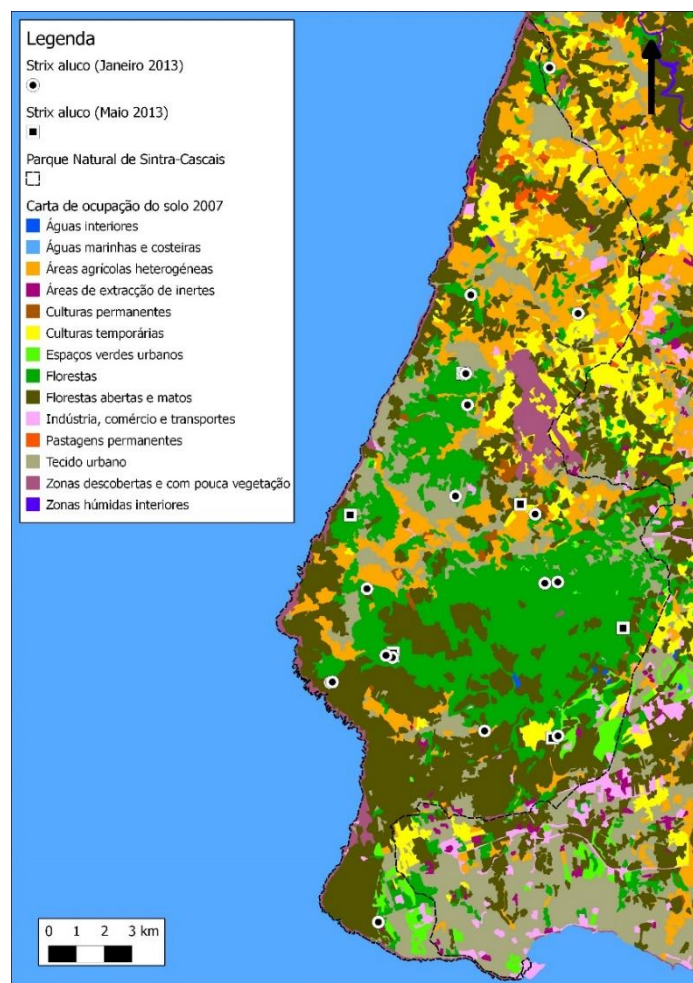
**Figura 12** - Mapa de distribuição do Mocho-galego no PNAr sobre a COS 2007



**Figura 13** - Mapa de distribuição do Mocho-galego no PNSC sobre a COS 2007



**Figura 14** - Mapa de distribuição da Coruja-do-mato no PNAr sobre a COS 2007



**Figura 15** - Mapa de distribuição da Coruja-do-mato no PNAr sobre a COS 2007

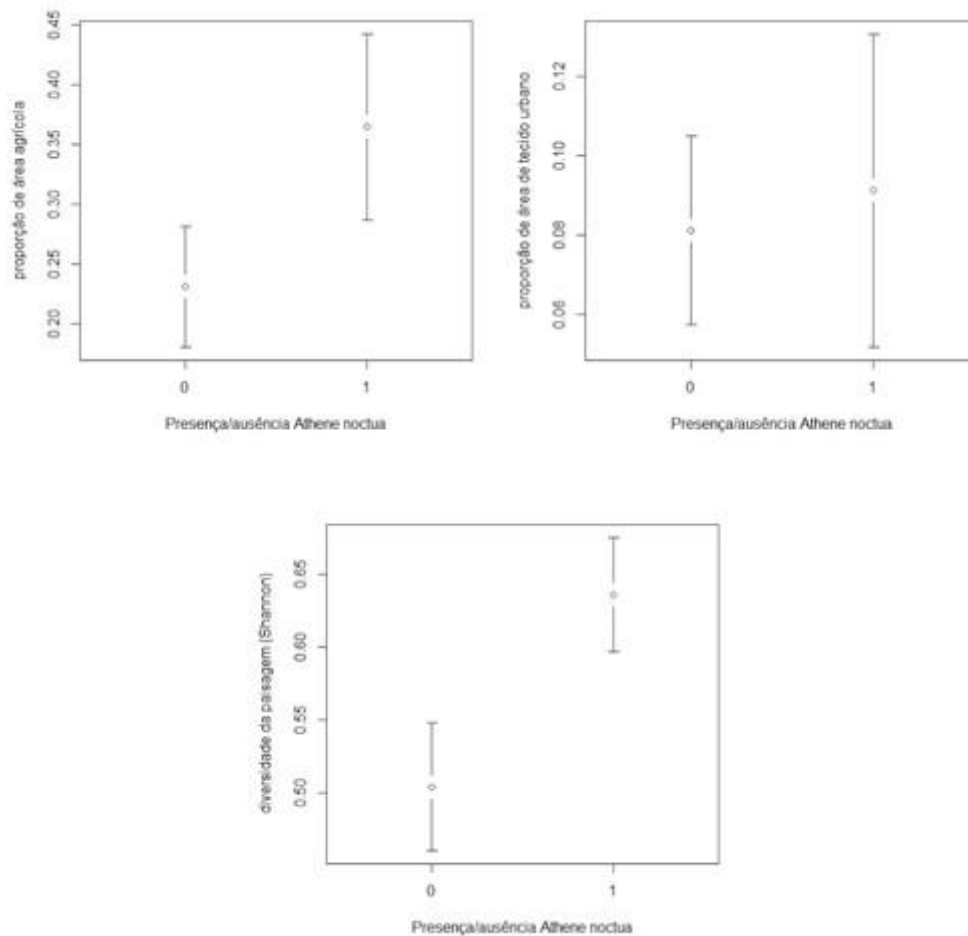
**Tabela 4** - Lista de modelos competidores para análise da presença de mocho-galego *Athene noctua*.

Variáveis no modelo	df	Log-likelihood	AICc	Delta AICc	w <sub>i</sub>
Autocovariável + Índice de Shannon	4	-45,25	98,99	0,00	0,25
Índice de Shannon	3	-46,46	99,20	0,22	0,22
Proporção de tecido urbano + Índice de Shannon	4	-46,07	100,61	1,63	0,11
Autocovariável + proporção de tecido urbano + Índice de Shannon	5	-45,04	100,81	1,82	0,10
Presença/Ausência de <i>Strix aluco</i> + Índice de Shannon	4	-46,29	101,06	2,08	0,09
Autocovariável + Presença/Ausência de <i>Strix aluco</i> + Índice de Shannon	5	-45,21	101,14	2,15	0,08
Autocovariável + proporção de tecido urbano + Índice de Shannon + altitude	6	-44,84	102,70	3,71	0,04
Autocovariável + proporção de tecido urbano + presença/ausência de <i>Strix aluco</i> + índice de shannon	6	-44,95	102,93	3,95	0,03
Autocovariável + proporção de tecido urbano + presença/ausência de <i>Strix aluco</i> + índice de shannon + altitude	7	-44,73	104,85	5,86	0,01
Autocovariável	3	-49,43	105,13	6,15	0,01
Autocovariável + proporção de área agrícola (todos os tipos)	4	-48,34	105,15	6,16	0,01
Proporção de área agrícola (todos os tipos)	3	49,88	106,05	7,07	0,01
Autocovariável + proporção de área agrícola (todos os tipos) + altitude	5	47,78	106,29	7,30	0,01
Proporção de área agrícola (todos os tipos) + altitude	4	-49,22	106,92	7,93	0,00
Autocovariável + proporção de área agrícola (todos os tipos) + proporção de tecido urbano	5	-48,27	107,26	8,27	0,00
Autocovariável + proporção de área agrícola (todos os tipos) + presença/ausência de <i>Strix aluco</i>	5	-48,27	107,26	8,27	0,00
Proporção de área agrícola (todos os tipos) + proporção de tecido urbano	4	-49,80	108,08	9,10	0,00
Proporção de área agrícola (todos os tipos) + presença/ausência de <i>Strix aluco</i>	4	-49,84	108,17	9,18	0,00
Proporção de área agrícola (todos os tipos) + presença/ausência de <i>Strix aluco</i> + altitude	5	-49,20	109,12	10,13	0,00
Proporção de área agrícola (todos os tipos) + proporção de tecido urbano + presença/ausência de <i>Strix aluco</i>	5	49,21	109,14	10,16	0,00
Autocovariável + proporção de área agrícola (todos os tipos) + proporção de tecido urbano + presença/ausência de <i>Strix aluco</i>	6	48,20	109,42	10,43	0,00
Proporção de áreas agrícolas heterogêneas	3	51,74	109,77	10,78	0,00
Proporção de área agrícola (todos os tipos) + proporção de tecido urbano + presença/ausência de <i>Strix aluco</i>	5	-49,76	110,25	11,26	0,00
Autocovariável + proporção de área agrícola (todos os tipos) + proporção de tecido urbano + presença/ausência de <i>Strix aluco</i> + altitude	7	-47,72	110,82	11,83	0,00
Proporção de culturas permanentes	3	-52,51	111,31	12,32	0,00
Proporção de culturas temporárias	3	-52,52	111,32	12,34	0,00
Proporção de área agrícola (todos os tipos) + proporção de tecido urbano + presença/ausência de <i>Strix aluco</i> + altitude	6	-49,18	111,39	12,41	0,00
Modelo de efeitos aleatórios (modelo nulo)	2	-53,76	111,66	12,68	0,00
Altitude	3	-53,26	112,80	13,82	0,00
Proporção de áreas humanizadas	3	-53,57	113,43	14,44	0,00
Proporção de tecido urbano	3	-53,66	113,60	14,61	0,00
Presença/ausência de <i>Strix aluco</i>	3	-53,69	113,67	14,68	0,00

Distância à povoação mais próxima + distância à estrada alcatroada mais próxima	4	-53,11	114,70	15,72	0,00
---	---	--------	--------	-------	------

**Tabela 5** - Ponderação média dos modelos (model averaging) e importância relativa das variáveis dos modelos para análise de mocho-galego *Athene noctua*.

Variável	Estimativa	SE	z	p	Importância relativa da variável
Interceção	-4,76	1,64	2,88	0,004	---
Diversidade da paisagem (índice de Shannon)	6,72	2,47	2,68	0,007	0,94
Autocovariável	1,84	1,23	1,47	0,14	0,56
Proporção de tecido urbano	-2,11	3,02	0,69	0,49	0,31
Presença/ausência de <i>Strix aluco</i>	-0,21	0,54	0,39	0,70	0,23
Altitude	-0,08	0,11	0,71	0,48	0,07
Proporção de área agrícola (todos os tipos)	2,61	1,45	1,77	0,08	0,05
Proporção de áreas agrícolas heterogêneas	3,82	1,93	1,95	0,05	<0,01
Proporção de culturas permanentes	5,04	3,20	1,55	0,12	<0,01
Proporção de culturas temporárias	2,97	1,88	1,56	0,12	<0,01
Proporção de áreas humanizadas	1,36	2,21	0,61	0,54	<0,01
Distância à povoação mais próxima	-0,42	0,39	1,07	0,29	<0,01
Distância à estrada alcatroada mais próxima	0,01	0,03	0,36	0,72	<0,01



**Figura 16** - Diferença na proporção de área agrícola, proporção de área de tecido urbano e diversidade da paisagem (Shannon) nos pontos de escuta com ausência (0) e presença (1) de mocho-galego nos 2 parques naturais. Representação da média e intervalos de confiança de 95%.

### Análise dos dados:

#### Quais as variáveis da paisagem que melhor explicam a presença ou ausência de mocho-galego nas áreas de estudo?

De entre os 33 modelos analisados para o Mocho-galego, verificou-se que o melhor modelo contém duas variáveis ambientais: Autocovariável + Índice de Shannon, apresentando uma probabilidade de 25% de ser o melhor modelo ( $w_i = 0,25$ ). O conjunto de melhores modelos ( $\Delta AICc < 2$ ) inclui as variáveis – Índice de Shannon, proporção de tecido urbano e a autocovariável (Tabela 4). Tendo em consideração a importância relativa das variáveis (Tabela 5), a mais relevante foi a diversidade de paisagem (0,94), seguida da autocovariável (0,56), da proporção de tecido urbano (0,31), e da presença da coruja-do-mato (0,23). Com base nestes resultados é possível afirmar que nos parques

naturais estudados, o mocho-galego ocorre sobretudo em áreas com maior diversidade de paisagem (Figura 16), com menor proporção de tecido urbano (Figura 16) e preferencialmente onde a Coruja-do-mato está ausente. A autocovariável indica uma agregação das presenças, apontando para uma concentração espacial das áreas favoráveis para esta espécie (Figura 16). A proporção de área agrícola mostrou uma correlação forte com a diversidade da paisagem, e embora não mostre uma importância relativa elevada (Tabela 5), quando analisada graficamente (Figura 16), parece haver uma maior probabilidade de ocorrência do mocho-galego em áreas agrícolas.

**Tabela 6** - Lista de modelos competidores para análise da presença de coruja-do-mato *Strix aluco*.

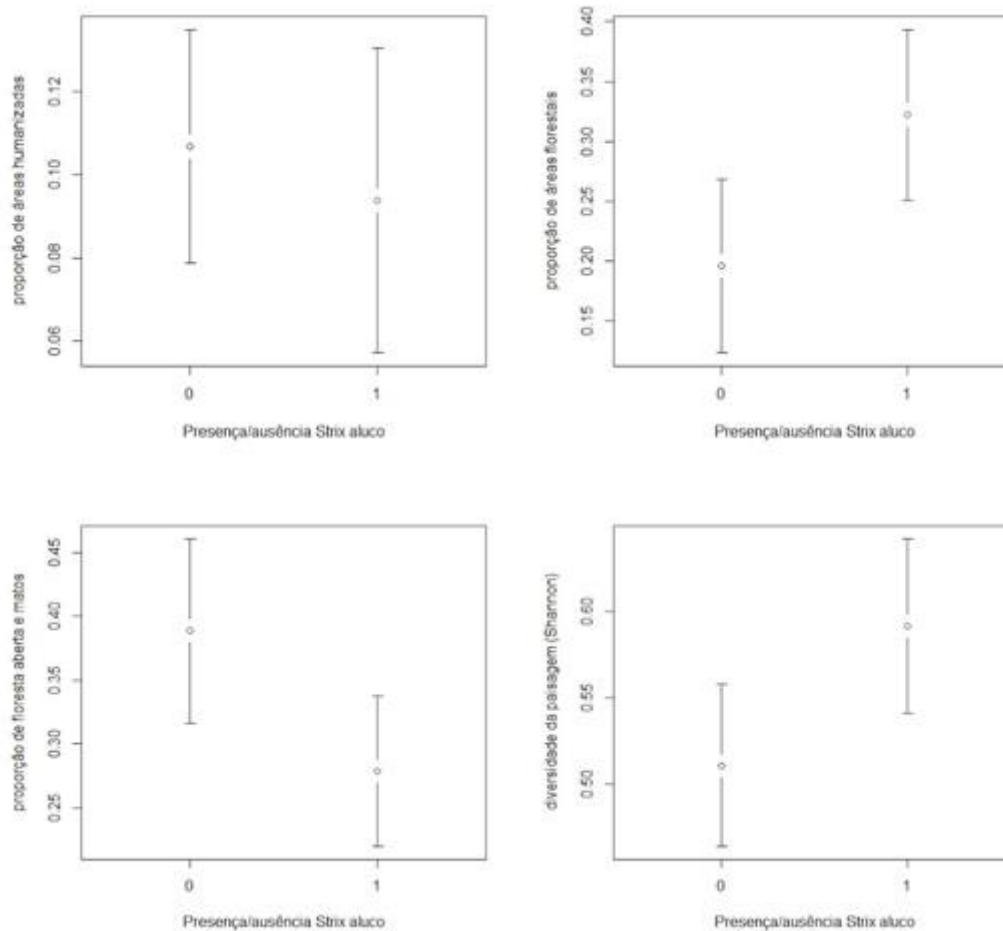
Variáveis no modelo	df	Log-likelihood	AICc	Delta AICc	w <sub>i</sub>
Autocovariável+ proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + Índice de Shannon + proporção de áreas humanizadas	6	-44,06	101,15	0,00	0,31
Autocovariável + proporção de florestas abertas e matos + proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + Índice de Shannon + proporção de áreas humanizadas	7	-43,24	101,86	0,71	0,22
Autocovariável + proporção de florestas abertas e matos + proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + Índice de Shannon	6	-45,05	103,12	1,97	0,12
Proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + Índice de Shannon + proporção de áreas humanizadas	5	-46,61	103,95	2,80	0,08
Autocovariável + proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + Índice de Shannon	5	-46,64	104,01	2,86	0,08
Proporção de florestas abertas e matos + proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + Índice de Shannon	5	-46,69	104,11	2,96	0,07
Proporção de florestas abertas e matos + proporção de áreas florestais (densidade média/alta)+ Índice de Shannon + proporção de áreas humanizadas	6	-45,78	104,58	3,43	0,06
Proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + Índice de Shannon	4	-48,49	105,45	4,30	0,04
Proporção de florestas abertas e matos + proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + Índice de Shannon + altitude + proporção de áreas humanizadas	7	-45,77	106,91	5,76	0,02
Proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + Índice de Shannon + altitude	5	-48,48	107,68	6,53	0,01
Proporção de florestas abertas e matos + Índice de Shannon + proporção de áreas humanizadas	5	-53,36	117,44	16,29	0,00
Proporção de florestas abertas e matos + Índice de Shannon	4	-55,42	119,32	18,17	0,00
Autocovariável + proporção de florestas abertas e matos + Índice de Shannon + proporção de áreas humanizadas	6	-53,19	119,41	18,26	0,00
Índice de Shannon + proporção de áreas humanizadas	4	-55,71	119,89	18,74	0,00
Proporção de áreas florestais (densidade média/alta)	3	-56,94	120,17	19,02	0,00
Índice de Shannon	3	-56,95	120,18	19,04	0,00
Proporção de florestas abertas e matos	3	-57,15	120,59	19,44	0,00
Proporção de florestas abertas e matos + proporção de áreas florestais (densidade média/alta)	4	-56,35	121,17	20,02	0,00
Autocovariável + proporção de florestas abertas e matos + Índice de Shannon	5	-55,38	121,48	20,33	0,00
Proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + altitude	4	-56,53	121,54	20,40	0,00
Autocovariável + Índice de Shannon	4	-56,87	122,22	21,07	0,00
Proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + proporção de áreas humanizadas	4	-56,87	122,22	21,07	0,00
Autocovariável + proporção de áreas florestais (densidade média/alta)	4	-56,94	122,36	21,21	0,00
Proporção de florestas abertas e matos + proporção de áreas florestais (densidade média/alta) + proporção de áreas humanizadas	5	-55,95	122,63	21,48	0,00
Modelo de efeitos aleatórios (modelo nulo)	2	-59,65	123,43	22,28	0,00
Autocovariável + proporção de áreas florestais (densidade média/alta)+ proporção de áreas humanizadas	5	-56,87	124,46	23,32	0,00
Autocovariável	3	-59,40	125,09	23,94	0,00
Proporção de áreas humanizadas	3	-59,48	125,24	24,09	0,00
Altitude	3	-59,56	125,40	24,25	0,00
Proporção de florestas e matos	3	-59,59	125,47	24,32	0,00
Proporção de tecido urbano	3	-59,63	125,55	24,40	0,00
Autocovariável + Proporção de florestas e matos	4	-59,36	127,20	26,05	0,00
Distância à povoação mais próxima + distância à estrada alcatroada mais próxima	4	-59,40	127,27	26,12	0,00
Proporção de florestas e matos + proporção de áreas humanizadas	4	-59,47	127,42	26,27	0,00
Proporção de florestas e matos + altitude	4	-59,47	127,42	26,27	0,00
Proporção de florestas e matos + proporção de tecido urbano	4	-59,54	127,55	26,40	0,00
Proporção de florestas e matos + distância à povoação mais próxima + distância à estrada alcatroada mais próxima	5	-59,18	129,08	27,93	0,00



Autocovariável + Proporção de florestas e matos + proporção de áreas humanizadas	5	-59,27	129,27	28,12	0,00
Autocovariável + Proporção de florestas e matos + distância à povoação mais próxima + distância à estrada alcatroada mais próxima	6	-58,82	130,66	29,51	0,00
Proporção de florestas e matos+ distância à povoação mais próxima + proporção de tecido urbano + distância à estrada alcatroada mais próxima	6	-59,18	131,38	30,23	0,00
Proporção de florestas e matos + distância à povoação mais próxima + proporção de tecido urbano + altitude + distância à estrada alcatroada mais próxima	7	-59,13	133,64	32,50	0,00

**Tabela 7** - Ponderação média dos modelos (model averaging) e importância relativa das variáveis dos modelos para análise da coruja-do-mato *Strix aluco*

Variável	Estimativa	SE	z	p	Importância relativa da variável
Interceção	-8,17	2,68	3,02	0,003	---
Índice de shannon	11,81	3,46	3,38	0,0007	1
Proporção de áreas florestais (densidade média/alta)	7,74	2,50	3,06	0,002	1
Proporção de áreas humanizadas	-5,96	3,19	1,84	0,07	0,69
Autocovariável	-3,38	1,69	1,98	0,05	0,73
Proporção de florestas abertas e matos	3,08	2,15	1,41	0,16	0,48
Altitude	-0,004	0,08	0,05	0,96	0,03
Proporção de florestas e matos	0,34	1,02	0,33	0,74	<0,01
Proporção de tecido urbano	0,47	2,42	0,19	0,85	<0,01
Distância à povoação mais próxima	-0,22	0,39	0,55	0,58	<0,01
Distância à estrada alcatroada mais próxima	0,01	0,02	0,58	0,56	<0,01



**Figura 17** - Diferença na proporção de áreas humanizadas, proporção de áreas florestais, proporção de florestas abertas e matos e diversidade da paisagem (Shannon) nos pontos de escuta com ausência (0) e presença (1) de mocho-galego nos 2 parques naturais. Representação da média e intervalos de confiança de 95%.

### **Quais as variáveis da paisagem que melhor explicam a presença ou ausência de Coruja-do-mato nas áreas de estudo?**

De entre os 41 modelos para a coruja-do-mato (Tabela 6), o melhor modelo inclui as variáveis: autocovariável, proporção de áreas florestais (densidade média/alta), Índice de Shannon (diversidade da paisagem) e proporção de áreas humanizadas, tendo uma probabilidade de 31% de ser o melhor modelo ( $w_i = 0,31$ ). Os 3 melhores modelos ( $\Delta AICc < 2$ ) incluem as variáveis ambientais descritas anteriormente acrescentando ainda a proporção de florestas abertas e matos (Tabela 6). Cinco variáveis destacaram-se como assumindo maior importância relativa (Tabela 7), foram elas a diversidade da paisagem (1), proporção de áreas florestais (densidade média/alta) com o mesmo valor,

autocovariável (0,73), proporção de áreas humanizadas (0,69) e a proporção de florestas abertas e matos (0,48). Com base nestes resultados é possível dizer que existe maior probabilidade de ocorrência de Coruja-do-mato em áreas com maior diversidade de ocupações do solo (Figura 17), mas onde existe uma dominância dos habitats florestais (Figura 17) e uma menor proporção de áreas urbanas (Figura 17). Embora a estimativa no modelo média (Tabela 7) seja positiva, graficamente a maior proporção de florestas abertas e matos parece ser menos benéfica para a ocorrência da coruja-do-mato (Figura 17). Esta discordância deve-se a possíveis interações com outras variáveis, em que em determinadas condições a proporção de matos é favorável e noutras desfavorável.

A proporção de florestas abertas e matos- apesar de classificadas na mesma classe no COS 2007 – são habitats com importâncias muito distintas para as corujas-do-mato. Possivelmente as áreas de maior extensão, e mais uniformes e contínuas existentes em ambas as áreas são áreas de matos costeiros e de maquis (Figuras 14 e 15) sem interesse para esta espécie (o que estará na base do resultado da Figura 17); por outro lado, as pequenas manchas do mesmo habitat COS, existentes mais para o interior em ambas as áreas protegidas (Figuras 14 e 15) corresponderão a algumas áreas com montados ou floresta mista, pinheiros, etc., que, num contexto de diversidade de ocupações do solo – nomeadamente com outros tipos de floresta – serão favoráveis à ocorrência de corujas-do-mato (o que poderá justificar a seleção desta variável como positiva para a ocorrência, nos modelos (Tabelas 6 e 7)

A estimativa para a autocovariável aponta no sentido das presenças de coruja-do-mato se encontrarem distribuídas uniformemente nas áreas de estudo, mas sempre com algum afastamento entre territórios. As restantes variáveis mostraram-se pouco relevantes para explicar a presença da Coruja-do-mato.

## **5. DISCUSSÃO**

### **5.1. Censo das aves de rapina noturnas**

A metodologia utilizada para fazer a monitorização deve ser selecionada de acordo com as espécies que se pretende prospear e corresponder a estratégias de aplicação de técnicas de recolha de dados devidamente padronizados para que as estimativas sejam o mais precisas e exatas quanto possível. O método mais frequentemente utilizado para censos de aves noturnas consiste na realização de pontos de escuta, para deteção de vocalizações espontâneas ou recorrendo à emissão de vocalizações conspecíficas (Rabaça 2007). Zuberogitia & Campos (1998) testaram a eficiência de métodos de amostragem de aves de rapina noturnas a larga escala, tendo concluído que o método dos pontos de escuta com playback é o mais eficiente, sendo o ideal para detetar espécies comuns como a Coruja-do-mato e o Mocho-galego, assim sendo, foi este o método selecionado para a prospeção da avifauna noturna nas áreas de estudo. Embora neste trabalho não tenha havido comparação com outras metodologias, com base na elevada percentagem de pontos com resposta, a metodologia utilizada parece ter sido eficiente para censo de aves de rapina noturnas nestas duas áreas protegidas. Ainda assim é possível que alguns indivíduos/casais não tenham sido detetados.

Neste estudo, os pontos de escuta foram realizados sobre uma malha de 2x2 km, tentando sempre chegar o mais próximo do centro da quadrícula quanto possível, no entanto, nem sempre os recursos disponíveis e a dificuldade de progressão no terreno permitiram que isso fosse possível. Contudo, considera-se não existirem grandes lacunas em termos de cobertura das duas áreas de estudo. No entanto, caso o objetivo fosse obter uma imagem muito detalhada da distribuição das aves noturnas seria necessário aumentar a rede de pontos de escuta. As datas inicialmente previstas para a realização das visitas foram a primeira em janeiro de 2013 e a segunda em maio do mesmo ano em ambos os parques naturais. No entanto não foi possível realizar nesse período devido a constrangimentos temporais. Estas decorreram entre Janeiro e Junho, contudo permitiu na mesma abranger o período de maior atividade das espécies-alvo em Portugal (e.g. GTAN-SPEA 2014). Apenas para o bufo-real, a data da segunda visita terá sido menos propícia, pois a sua atividade vocal é menor durante o período de incubação e com juvenis pequenos (Penteriani & Delgado 2010).

Também não foram amostradas todas as quadrículas que se pretendia, pois nem sempre o acesso foi permitido, ou por se encontrarem em terrenos com entrada interdita ou por os caminhos estarem inacessíveis devido ao Inverno rigoroso desse ano. No entanto, tentou-se sempre que os pontos ficassem sempre o mais distantes entre si, pois é sabido que pontos demasiado próximos podem levar à deteção do mesmo indivíduo em mais do que um ponto, conduzindo a uma sobre-estimativa da população (Tomé & Silva, 1994).

Foram apenas realizadas duas visitas a cada parque natural, a primeira com o objetivo de monitorizar as espécies Bufo-real e Coruja-do-mato e a segunda para monitorizar a Coruja-das-torres e o Mocho-galego. A não repetição dos pontos de amostragem nas áreas de estudo deveu-se ao facto do número de pessoas e disponibilidade para as saídas de campo não ser suficiente para permitir uma repetição dos pontos-de-escuta. No entanto, no máximo de quadrículas onde foi permitido realizar o censo, foram registados todos os indivíduos escutados e /ou observados. Embora a realização de três visitas, seguindo por exemplo os períodos propostos no programa Noctua-Portugal (GTAN-SPEA 2014), pudesse ter gerado mais resultados e maior segurança no conhecimento da efetiva presença ou ausência dos indivíduos em cada ponto, a realização de duas visitas representou um compromisso razoável entre esforço e resultados que foi espelhada na relativamente frequente coerência de deteção dos indivíduos nos mesmos pontos nas duas visitas. Por outro lado, a realização de apenas uma visita teria levado a falsas ausências nalguns pontos, sobretudo para a Coruja-do-mato e o Mocho-galego.

Para obter dados mais precisos e uma possível comparação dos mesmos, conseguindo desta forma obter estimativas mais próximas da realidade era necessário um maior esforço de amostragem nas áreas de estudo alargando o período de tempo e o número de visitas.

No entanto, por norma os recursos são limitados para censos de fauna, nomeadamente para grupos de amostragem tão particular como as aves de rapina noturnas. Segundo Bolker (2008) não é comum em dados ecológicos um tamanho da amostra grande o suficiente que garanta uma aproximação normal da distribuição.

É sabido que é virtualmente impossível contar todos os indivíduos ou mesmo todas as espécies existentes numa dada região, nomeadamente as espécies raras dada a dificuldade na sua deteção. Por este motivo, os valores de biodiversidade assentam não em contagens absolutas de todos os indivíduos de todas as espécies numa dada área, mas antes em estimativas de abundância obtidas por amostragem. Infelizmente, as estimativas

podem ser enviesadas por diversos fatores, alguns associados ao esforço de amostragem. (Schultz *et al.*, 1999).

Para além do supracitado, também fatores relativos às espécies determinam a maior ou menor conspicuidade destas, podendo influenciar os resultados. Foi tida em consideração a sequência pela qual se iniciaram as vocalizações, emitindo em primeiro lugar as vocalizações das espécies de menor porte, no sentido de minimizar a inibição da resposta destas por parte de espécies maiores (Fuller & Mosher 1981) começando pelo Mocho-galego, seguida da Coruja-das-torres, Coruja-do-mato e por fim o Bufo-real.

Para além da inibição de respostas provocada pela presença de predadores, também a atividade vocal dos strigiformes pode variar ao longo da noite, (e.g. Takats *et al.* 2001) sugerem que os censos devem ser preferencialmente realizados durante os períodos de maior atividade, ou seja, no período que decorre entre a meia hora após o ocaso e as quatro horas seguintes, podendo ser retomados no período correspondente que antecede o nascer do sol. Devido à escassez de tempo para realizar um trabalho de campo mais duradouro e obter dados mais precisos, por vezes o censo alargou-se por mais algum período de tempo durante a noite.

Da mesma forma que nem sempre as condições meteorológicas se encontraram favoráveis à realização do mesmo, tendo que se adiar a emissão de vocalizações em alguns pontos-de-escuta. As condições meteorológicas, como a velocidade do vento, podem interferir na audibilidade das gravações e das respostas (Tomé & Silva, 1994), e para além do inverno rigoroso de 2013, principalmente o PNSC tem características climáticas muito particulares, como nevoeiro intenso e vento forte.

Em relação à análise quantitativa da avifauna, a representatividade do levantamento foi assegurada e foram recolhidos os dados para a obtenção de estimativas populacionais das áreas de estudo naquele período de tempo.

Embora na primeira visita o censo tenha sido direcionado para o Bufo-real e para a Coruja-do-mato e na segunda visita para a Coruja-das-torres e para o Mocho-galego, os dados foram analisados conjuntamente, independentemente da visita, pois verificou-se que as espécies coruja-do-mato e mocho-galego respondem independentemente da vocalização emitida. Como é possível verificar através da análise das Tabelas 2 e 3 onde foram registados 17 indivíduos de coruja-do-mato no PNArr e 8 no PNSC, durante a segunda visita ao parque. Já na primeira visita foram registados 17 indivíduos de mocho-galego para o PNArr e 19 no PNSC, onde não tinham sido emitidas vocalizações para os mesmos.

Estas foram respostas aos chamamentos de outra espécie à qual se dirigiram os censos, sendo igualmente incluídas nos registos.

A fraca detetabilidade de indivíduos de Coruja-das-torres pode dever-se ao facto das respostas desta espécie serem significativamente influenciadas pelas condições meteorológicas e pela sazonalidade, sendo que a influência do censo implica a sua condução apenas durante o período reprodutor (Zuberogitia & Campos 1998). A outra justificação pode ser uma densidade muito baixa desta espécie nas áreas de estudo, que resulta numa probabilidade de deteção bastante baixa (GTAN-SPEA 2014).

Relativamente à distribuição do Bufo-real, foi detetado apenas 1 indivíduo no PNArr e 4 no PNSC, a pouca ocorrência poderá dever-se ao facto da informação ser escassa relativamente ao método de reprodução de vocalizações para esta espécie e foi mesmo sugerido que este poderia não ser um método eficaz (Penteriani & Pinchera, 1990; 1991), em contraste Martínez *et al.* (1992) afirma que utilizou este método com aparente sucesso.

Em ambas as áreas de estudo as respostas foram obtidas perto de afloramentos rochosos, habitat preferencial de acordo com a ecologia da espécie (Penteriani & Delgado 2010).

## **5.2. Recolha de variáveis ambientais para o estudo da seleção do habitat e análise estatística**

Ambas as áreas de estudo estão situadas próximas da grande metrópole, Lisboa, ainda assim, nos seus territórios, os parques naturais apresentam uma espantosa diversidade de ambientes e paisagens, uma grande heterogeneidade de habitats e riqueza de espécies, sendo notória a coexistência entre a Natureza e a presença humana.

Além da diferente localização que ocupam em termos geográficos, grande parte dos usos do solo são semelhantes em ambas as áreas de estudo.

O número de presenças de Mocho-galego foi muito semelhante em ambos os parques naturais, onde 28% dos pontos-de-escuta inventariados no PNArr e 30 % no PNSC apresentaram presença da espécie, sendo estimada a sua densidade de 0,11 (territórios/km<sup>2</sup>) em ambos os parques.

A Coruja-do-mato foi a espécie mais abundante nas duas áreas de estudo, apresentando uma distribuição uniforme em ambos os parques naturais, onde 43 % dos pontos-de-escuta inventariados no PNArr e 30 % no PNSC apresentaram presença da

espécie, tendo sido estimada a sua densidade de 0,21 e 0,11 (territórios/km<sup>2</sup>), respetivamente.

Uma das maiores densidades de pares territoriais de Mocho-galego notificadas na Europa foram encontradas em floresta aberta, (7,0 territórios/ km<sup>2</sup>) (Tomé, *et al.* 2008).

Densidades mais altas só foram registadas em pequenas áreas de estudo (1 km<sup>2</sup>) na Europa Central (Exo 1988, Coppée *et al.*, 1995) ou utilizando um método de estimativa diferente no sul da Península Ibérica (Fajardo *et al.*, 1998). Outro dos valores mais elevados na Europa, neste caso em habitat pseudo-estepe, apresentou valores de densidade de (2,5 territórios/ km<sup>2</sup>) (Fuchs 1986, Génot & van Nieuwehuysse 2002). No Nordeste Algarvio, Lourenço *et al.* (2002) encontraram uma densidade de 0,27 territórios/km<sup>2</sup> numa área dominada sobretudo por matos. A comparação com os valores acima citados sugere que as densidades encontradas neste estudo para o PNARR e no PNSC correspondem a populações de menor densidade para o Mocho-galego.

Relativamente à Coruja-do-mato, um estudo realizado no SE Espanha, numa região semi-árida, detetou 178 territórios com densidades elevadas como 0,17 territórios/km<sup>2</sup>, onde a cobertura florestal foi a melhor variável para explicar a densidade de Coruja-do-mato numa escala de 9 km<sup>2</sup>, enquanto que a cobertura florestal e o tamanho das florestas foram as melhores variáveis quando a escala foi aumentada para 100 km<sup>2</sup> (Sánchez *et al.* 1999). A densidade estimada para uma área florestal no Nordeste Algarvio foi de 0,18 territórios/km<sup>2</sup> (Lourenço *et al.* 2002). Ao contrário do mocho-galego, os valores de densidade estimados para a Coruja-do-mato nos dois parques aproximam-se dos valores encontrados noutros estudos. Estas estimativas que apontam para densidades baixas para o Mocho-galego podem resultar de uma abordagem conservadora, na qual se utilizou um raio de deteção de 1 km para o cálculo das densidades, este raio de deteção em torno do ponto de escuta pode ser demasiado extenso para esta espécie.

Ainda assim, os dados para o PNARR e PNSC permitem fazer uma estimativa do número mínimo de territórios relativamente ao número de espécies presentes na área terrestre dos parques.

A discrepância das estimativas de densidade entre estas áreas de estudo e outros trabalhos pode também dever-se ao facto de ambas as áreas de estudo ocuparem uma grande área geográfica, o censo ter-se baseado em duas épocas de amostragem, e pela inclusão nos cálculos de áreas à partida menos favoráveis para as espécies.

Embora os valores de densidade não se revelem elevados, principalmente para o mocho-galego, em ambas as áreas de estudos as espécies distribuem-se ao longo de toda



a área geográfica, e os valores vão de encontro ao esperado no que se refere à seleção do habitat.

Na amostra total, ambas as espécies apresentam, de um modo geral, preferência por uma grande diversidade da paisagem, evidenciando alguma plasticidade relativamente ao uso do solo.

Embora apresentem alguma flexibilidade na escolha do habitat, de acordo com os resultados é evidente a preferência do Mocho-galego por áreas agrícolas e habitats humanizados. Já a Coruja-do-mato apresenta preferência por florestas com densidade média/alta, sendo igualmente plausível a seleção por florestas abertas e matos.

O Mocho-galego apresenta uma distribuição maioritariamente na zona nordeste do PNAr e na zona centro-Norte do PNSC onde há uma maior área de zonas agrícolas heterogéneas e de culturas permanentes e temporárias. De acordo com a seleção de modelos, a espécie apresenta uma preferência por habitats heterogéneos e com uma grande diversidade da paisagem, sendo a proporção de tecido urbano uma das variáveis pela qual a espécie parece não se sentir incomodada mas que os tenta evitar, toda esta plasticidade pode dever-se ao facto da espécie ser muito bem adaptada, segundo vários autores (Newton 1979; Loske 1986; Exo 1992; Korpimäki 1992; Bultot *et al.* 2001; Tomé *et al.* 2004), a sua densidade varia consoante a maior ou menor disponibilidade de alimento e locais de nidificação, e ausência de predadores.

Estes autores compararam a densidade de Mocho-galego em zonas estepárias e florestais, e embora nas zonas florestais, com maior densidade arbórea, o número de cavidades nas árvores propício a locais de nidificação fosse maior, a densidade de Mocho-galego foi menor, provavelmente devido à presença de predadores na área, como a Coruja-do-mato (Schönn 1986, Zuberogoitia 2002). Curiosamente, no PNSC a presença de mocho-galego encontra-se maioritariamente na zona centro-norte, onde há maior ausência de coruja-do-mato.

Para além da presença de predadores, nas áreas florestais a vegetação do solo é mais desenvolvida e possivelmente prejudica a deteção de presas, contrabalançando as possíveis vantagens para a deteção de presas devido ao uso de poleiros mais elevados. (Tomé *et al.* 2011)

Nas áreas de estudo, por estas razões e uma vez que a Coruja-do-mato, nestas áreas, apresenta preferência por zonas florestais, o mocho-galego parece evitá-las.

Segundo (Salek & Schröpfer, 2008), a maioria dos atuais locais de nidificação do Mocho-galego encontram-se em estruturas feitas pelo homem, especialmente em zonas

agrícolas e edifícios residenciais. Assim, a sua distribuição está concentrada em redor de habitats humanizados. Os locais humanizados propiciam cavidades para nidificação enquanto que em zonas agrícolas a espécie consegue ter uma melhor visibilidade sobre as presas (Exo 1991, Eick 2003). Na Europa Central, o Mocho-galego está principalmente associado a habitats com áreas abertas e paisagens tipo mosaico (por exemplo, Dalbeck *et al.*, 1999, van Nieuwehuysen *et al.*, 2008), enquanto que na Península Ibérica ocupam vastas áreas de biótopos bastante homogêneos (por exemplo, Martinez & Zuberogoitia 2004), incluindo áreas estepárias. Também a importância das pastagens foi encontrada em muitos estudos anteriores (Loske 1986, Dalbeck *et al.*, 1999, Salek e Berec 2001).

Nas áreas de estudo, os habitats referidos como preferenciais pelo Mocho-galego são semelhantes a outros estudos para a espécie, e nos parques naturais estes obtiveram maior presença da espécie quando comparados com os restantes tipos de habitat, tornando-se evidente a grande adaptabilidade da espécie nestes dois parques naturais.

Com uma maior representatividade nas áreas de estudo que o Mocho-galego, a amostragem de Coruja-do-mato foi suficiente para revelar a preferência da espécie pelo tipo de ocupação do solo referido anteriormente (florestas de densidade média/alta).

Apesar deste habitat eleito como preferencial, esta espécie pode ser muito flexível em relação à seleção do habitat, mesmo nos limites da sua área de distribuição quando na área florestal não há condições de nidificação e alimento (Sánchez *et al.* 1999).

Para além da presença esperada em florestas de alta/média densidade era esperado um maior número de presenças de Coruja-do-mato em florestas abertas e matos. Redpath (1994) refere que em áreas abertas, a Coruja-do-mato exibe uma resposta muito mais rápida e vigorosa às gravações do que em áreas florestais. O autor defende que este comportamento se deve à ausência de exposição de outras corujas em áreas abertas e que este habitat é mais propício à presença da espécie que florestas densas (Redpath 1995a).

Já segundo Sunde *et al.* (2006) em habitats abertos há um aumento do gasto energético pois os indivíduos têm de se deslocar entre manchas de habitat preferido, e uma vez que as fêmeas são mais pesadas do que os machos, estes fatores podem influenciar a densidade da espécie neste tipo de ocupação do solo, sendo a interação específica do sexo uma variável altamente significativa em estudos de densidade.

De salientar que estas manchas podem estar associadas a estados de fragmentação do habitat, e tem sido demonstrado que a fragmentação da floresta tem grande influência na densidade da Coruja-do-mato (Hardy 1992).

A fragmentação de habitats, e especialmente a fragmentação da floresta, é outro tema relacionado à seleção de habitat que tem sido central na biologia da conservação e ecologia da paisagem. A fragmentação florestal tem sido documentada como uma grande causa de perda da biodiversidade e o declínio de aves florestais (Saunders et al., 1991, Hansson, 1992, Knick & Rotenberry 1995). Em muitas regiões, a fragmentação dos habitats tem sido associado às atividades humanas, resultando em paisagens irregulares (Chaparro, 1996).

O que pressupõe que em ambientes fragmentados também o gasto de energia será maior e que as fêmeas tem mais dificuldade em utilizar estes habitats do que os machos (Sunde *et al.* 2003).

No PNArr e no PNSC embora a proporção de floresta aberta e matos não tenha sido o tipo de ocupação do solo mais representativo também apresenta algum tipo de relação com a presença da espécie, não foi determinado o sexo dos indivíduos e o número de pontos-de-escuta efetuados neste tipo de ocupação do solo podem ter influenciado os resultados deste estudo, e embora seja notável a mão humana nas áreas de estudo, os habitats não se encontram, ainda, em fase avançada de fragmentação. Embora a sua preferência por diversidade de habitats a espécie tenta evitar habitats humanizados, há uma grande quantidade de estudos que tratam a densidade de populações de Coruja-do-mato tanto em áreas rurais como em áreas mais ou menos urbanas (Southern, 1970; Cesaris, 1988; Galeotti, 1990; Zuberogoitia & Campos, 1998).

Também a densidade de Coruja-do-mato pode ser limitada pela presença de Bufo-real. O Bufo-real ataca frequentemente Corujas-do-mato e outras espécies de aves de rapina, podendo afetar as suas distribuições (Mikkola 1983, Solonen 1993, Tella & Mañosa 1993). Curiosamente, no PNSC onde foram detetados mais indivíduos de Bufo-real foi onde existiu mais ausências de Corujas-do-mato.

Em suma, ambas as espécies, Mocho-galego e Coruja-do-mato, selecionam nas áreas de estudo os habitats heterógenos como preferenciais, estas respostas comportamentais à heterogeneidade de habitats têm sido usadas para identificar os recursos essenciais e quantificar as restrições ambientais em paisagens heterogêneas (Sutherland 1996, Newton 1998, Boyce e McDonald 1999, Manly *et al.* 2002).

Esta heterogeneidade revela que as espécies estão muito bem adaptadas, e para além do resultado esperado, a resposta noutros níveis de ocupação do solo também foi positiva, evidenciando a sua grande plasticidade. De acordo com a ecologia das espécies

os resultados revelaram-se satisfatórios na distribuição e escolha de variáveis ambientais por parte das espécies-alvo.

As aves de rapina são um grupo difícil de amostrar devido aos seus hábitos noturnos e por ocorrerem em baixas densidades quando comparadas com outras espécies animais. As estimativas de abundância destas espécies apresentam um grau relativamente alto de dependência da amostra. A inacessibilidade aos pontos-de-escuta previamente marcados também poderá ter influenciado as variáveis ambientais consideradas como preferenciais por parte das espécies-alvo. Tentou-se que a amostra fosse o mais ampla possível de forma a abranger o máximo da área geográfica dos parques naturais na tentativa de que os valores representassem o melhor possível a probabilidade de distribuição aproximada da real.

A maioria dos estudos sobre relações de habitat com aves de rapina noturnas concentram-se principalmente em estudos de "micro-habitat" e em variáveis como característica das árvores, cobertura do solo ou altura dos poleiros, muitas vezes em escalas reduzidas, como exemplo (Fuller 1979, Andrew & Mosher 1982, Cody 1985, Verner *et al.* 1986, LaHaye, Gutiérrez & Call 1997).

Esta tem sido uma abordagem comum para avaliar a distribuição e densidade de numerosas espécies (Wiens, 1989), embora estudos multiescala provaram que as associações espécie-habitat podem ser diferentes em cada escala (Wiens 1989, Kotliar & Wiens 1990, Jokimäki & Huhta 1996). Apesar disso, estudos em larga escala sobre as aves de rapina e a relação com o habitat são escassos (Sánchez-Zapata *et al.*, 1995, Donazar, Hiraldo & Bustamante 1993, Solonen 1994).

Devido à localização geográfica das áreas de estudo, e face ao crescente aumento demográfico e consequente aumento da área urbana, a intensificação do uso do solo provavelmente irá aumentar, restringindo as áreas de habitat disponíveis e trazendo efeitos adversos sobre as aves de rapina noturnas, pois a proximidade humana em relação a estas espécies tão importantes do ponto de vista ecológico e ao mesmo tempo tão sensíveis, tem e terá um crescente impacto nestas espécies.

Salienta-se a importância de mais estudos relacionados com a presença de Strigiformes e continuação da monitorização da avifauna noturna nas áreas de estudo para obtenção de dados mais precisos, estudos mais intensivos e duradouros podem fornecer informações valiosas e contribuir muito para estratégias e gestão de conservação. A correta gestão dos habitats agrícola e agro-florestal deverá assegurar condições para a conservação destas e outras espécies.

Para além de um estudo mais intensivo relativamente a esta temática, outra coisa interessante a estudar seria para além do uso do habitat com determinada ocupação do solo, a intensidade com que ele é utilizado podendo compreender melhor a relação entre a densidade de aves de rapina noturnas e uso do solo nas áreas de estudo.

Os estudos de monitorização estudados consecutivamente fornecem importantes informações de tendências populacionais das espécies, a perceção destas tendências permite uma intervenção nas áreas de estudo, mantendo o equilíbrio dos ecossistemas.

## 6. CONCLUSÃO

Atualmente assiste-se a um declínio generalizado da biodiversidade à escala global, em grande medida devido a alterações significativas nos usos do solo (Reidsma *et al.* 2006). Na Europa, onde mais de metade do território tem uso agrícola, as alterações manifestam-se sobretudo na forma de reconversão e intensificação agrícola, bem como no abandono dos terrenos agrícolas em áreas com produtividade marginal (Reidsma *et al.* 2006; Stoate *et al.* 2009).

Mudanças em larga escala nas paisagens agrícolas podem resultar na perda de habitat e fragmentação dos habitats agrícolas e pastoris tradicionais. Este processo pode levar à limitação de alimento durante a época de reprodução, e contribuir para a diminuição da população (Šálek *et al.* 2010, Thorup *et al.* 2010).

Pela sua posição na cadeia alimentar enquanto predadores de topo, as aves de rapina contribuem para a sustentabilidade das comunidades através do controlo de presas, como roedores, sendo desta forma, muito importantes nos ecossistemas agrícolas (Mikkola, 1983) e no equilíbrio dos ecossistemas.

Os limites de distribuição de uma espécie não são estáticos no tempo, estando em constante mudança em resposta a alterações climáticas e geológicas a longo prazo. Para muitas espécies estes processos foram acelerados pela atividade humana, de forma que grandes mudanças na distribuição e abundância ocorreram dentro de escalas de tempo sem antecedentes na história evolutiva (Brown & Gibson, 1983; Lawton, *et al.*, 1994).

Não haverá soluções a longo prazo para os problemas ambientais e sócio-económicos se a taxa de crescimento populacional continuar às taxas atuais. (Shultz *et al.*, 1999)

Deste modo, o conhecimento sobre os efeitos do uso da terra na composição da comunidade e abundância das espécies é fundamental para a conceção de estratégias de conservação realistas pois este afeta fortemente as comunidades de aves e abundância de espécies (Moreno-Mateos *et al.* 2011).

As aves de rapina noturnas fazem parte intrínseca da comunidade faunística dos parques naturais da Arrábida e de Sintra-Cascais, com valor ecológico e valor patrimonial (sobretudo considerando a importância do turismo de natureza e usufruto como serviços dos ecossistemas). O conhecimento reunido neste trabalho permitiu conhecer melhor a distribuição destas espécies e poderá contribuir para os planos de gestão destas áreas protegidas. Embora não pareçam existir ameaças eminentes sobre as aves de rapina

noturnas nas áreas de estudo, uma gestão correta dos usos e ocupação do solo, como assegurar a diversidade paisagística, limitar zonas humanizadas, conservar zonas mais agricultadas para Mocho-galego e mais florestais para a Coruja-do-mato, promover mais estudos para avaliar a distribuição e preferências das outras espécies torna-se fundamental para assegurar a presença destas espécies, permitindo assim que continuem a desempenhar o seu papel no funcionamento dos ecossistemas.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aebischer, N.J.; Robertson, P.A.; Kenward, R.E. (1993). Compositional Analysis of Habitat Use from Animal Radio-Tracking Data. *Ecology*, Volume 74, Issue 5 (Jul., 1993), 1313-1325.
- Andrew, J.M. & Mosher, J. A. (1982): Bald Eagle nest site selection and nesting habitat in Maryland. *J. Wild. Manage.* 46: 383-390.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key *Trends in Ecology and Evolution* Vol.18 No.4 April 2003
- BirdLife International 2014. *Strix aluco*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 25 November 2014.
- Bolker, B.M., (2008). Chapter Four: Probability and stochastic distributions for ecological modeling. In: Bolker, B.M., *Ecological Models and Data in R*. Princeton: Princeton University Press. pp 139-195
- Bolker B. M. (2008). *Ecological models and data in R*. Princeton University Press.
- Borrhalho, R. (1992). *Dados sobre a Biologia das Aves de Rapina da Fauna Portuguesa*. ERENA- Ordenamento e Gestão de Recursos Naturais. Lisboa
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. & Schmiegelow, F.A. (2002). Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157 (2002) 281/300
- Boyce, M. S. and McDonald, L. L (1999). Relating populations to habitat using resource selection functions. / *Trends Ecol. Evol.* 14: 268/272.
- Brown, J.H., & Gibson, A.C. (1983). *Biogeography*. Mosby, St Louis.
- Bultot, J., Marié, P. & van Nieuwenhuysse, D. (2001): Population dynamics of Little Owl *Athene noctua* in Wallonia and its driving forces. Evidence for density-dependence. — In *The Little Owl in Flanders in its international context*. Proceedings of the Second International Little Owl Symposium. *Oriolus* 67 (ed. van Nieuwenhuysse, D., Leysen, M. & Leysen, K.): 88–93. Geraardsbergen, Belgium.
- Burnham, K. P & Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. 2ª Edição. Springer, New York.



Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (eds.) (2005). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisbon.

Cesaris, G. (1988). Popolazione di Aluco *Strix aluco* e di Civetta *Athene noctua* in un area del Parco Lombardo del Ticino. *Avocetta*, 12: 115-118.

Chaparro, J. (1996): Distribución potencial del bosque y de sus especies arbóreas en zonas mediterráneas semiáridas: modelos y aplicaciones . -PhD Thesis . Universidad de Murcia. Spain

Cody, M. L. (1985). *Habitat Selection in Birds*, Academic press. San Diego

Coppée, J. L., Bultot, J. & Hanus, B. (1995): Population and reproduction de la Chouette chevêche (*Athene noctua*) en Hainaut. Protection et restauration de ses habitats. *Aves* 32: 73–99.

Cramp, S. (ed.) (1985). *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic Vol. IV, Terns to Woodpeckers*. Oxford University Press, Oxford, New York

Dalbeck, L., Bergerhausen, W. and Hachtel, M. (1999) Habitatpräferenzen des Steinkauzes *Athene noctua* SCOPOLI, 1769 im ortsnahen Grünland. *Charadrius* 35: 100–115. (In German).

Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird population. *Proceedings of the Royal Society London B* 268: 25-29.

Donázar, J. A., Hiraldo, F. & Bustamante, J. (1993): Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture *Gypaetus barbatus*. -*J. Appl. Ecol.* 30: 504-514 .

Dormann, C. F. (2007). Assessing the validity of autologistic regression. *Ecol Modell.* 207: 234–242

- Eick, M. (2003) Habitatnutzung und Dismigration des Steinkauzes (*Athene noctua*). Diplomarbeit. Universität Hohenheim. (In German).
- Equipa Atlas 2008. Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). Assírio & Alvim, Lisboa
- Exo, K. M. (1988): Jahreszeitliche ökologische Anpassungen des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Journal of Ornithology* 129:393-415.
- Exo, K. M. (1991) Der Untere Niederrheinein Verbreitungsschwerpunkt des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Mitteleuropa. *Natur und Landschaft* 66: 156–159. (In German).
- Exo, K.-M. (1992): Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central Europe: a review. In *The ecology and conservation of European owls*. Joint Nature Conservation Committee UK Nature Conservation No 5 (ed. Galbraith, C. A., Taylor, I. R. & Percival, S.): 64–75. Peterborough, U. K.
- Fajardo, I., Pividal, V., Trigo, M. & Jimenez, M. (1998): Habitat selection, activity peaks and strategies to avoid road mortality by the Little Owl *Athene noctua*. A new methodology on owl research. *Alauda* 66: 49–60.
- Fuchs, P. (1986): Structure and functioning of a little owl *Athene noctua* population. *Annual Reports of the Research Institute of Nature Management* (1985): 113–126.
- Fuller, M. R. (1979): Spatiotemporal ecology of four sympatric raptor species. Ph.D. thesis. Univ. Minnesota
- Fuller, M.R. & J.A. Mosher. (1981). Methods for detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology* 6: 235-246.
- Galeotti, P. (1990). Territorial behaviour and habitat selection in an urban population of Tawny Owl *Strix aluco* L. *Boll.* 2001., 57: 59-66
- Galeotti P, Cesaris C. (1996). Rufous and grey colour morphs in the Italian Tawny Owl: geographical and environmental influences. *Journal of Avian Biology* 27:15-20.
- Génot, J-C. & van Nieuwenhuyse, D. (2002): *Athene noctua* Little Owl. — BWP Update 4 (1): 35–63
- Greenwood, J.J.D., S.R. Baillie, R.D. Gregory, W.J. Peach & R.J. Fuller (1994). Some new approaches to conservation monitoring of british breeding birds. *Ibis* 137: 516-528.

- GTAN-SPEA, 2014. Relatório do Programa NOCTUA Portugal (2009/10 - 2013/14). Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado)
- Hagemeijer, W.J.M. & M.J. Blair (eds.) (1997). The EBCC Atlas of european breeding birds - their status and abundance. T&AD Poyser. Londres.
- Hansson, L. (1992): Landscape ecology of boreal forests. *Trends Ecol. Evol.* 7: 299-302.
- Hardy, A. R. (1992): Habitat use by farmland Tawny Owls *Strix aluco*. - In: Galbraith, C. A., Taylor, I. R. & Percival, S. (eds.), *The ecology and conservation of European owls*:55-63. Peterborough Joint Nature Conservation Committee. UK Nature Conservation, 5.
- Jokimäki, J. & Huhta, E. (1996): Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fenn.* 73:97-113.
- Jones, J. (2001): *Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review*. *The Auk* 118(2):557-562, 200
- Knick, S. T. & Rotenberry, J.T. (1995): Landscape characteristics of fragmented shrubsteppe habitats and breeding passerine birds. *Conserv. Biol.* 9: 1059-1071.
- Korpimäki, E. (1992): Population dynamics of Fennoscandian owls in relation to wintering conditions and between-year fluctuations of food. In *The ecology and conservation of European owls*. Joint Nature Conservation Committee UK Nature Conservation No. 5 (ed.Galbraith, C. A., Taylor, I. R. & Percival, S.): 1–10. Peterborough, U. K.
- Kotliar, N. B. & Wiens, J. A. (1990). Multiple scales of patchiness and patch structure : a hierarchical framework for the study of heterogeneity . - *Oikos* 59:253-260 .
- Lack, P. (1986). *The Atlas of Wintering Birds in Britain and Ireland*. T.&A.D. Poyser Ltd, Calton.
- LaHaye, W. S., Gutiérrez, R J. & Call, D. R. (1997): Nestsite selection and reproductive success of California Spotted Owls. - *Wilson Bull.* 109: 42-51.
- Lawton, J.H., Nee, S., Letcher, A.J., & Harvey, P.H. (1994). *Animal distributions: patterns and processes*. In P.J. Edwards, R.M. May, & N.R. Webb (Eds.), *Large-scale ecology and conservation biology*. (pp. 41-58). Blackwell Scientific Publications, London.

- Loske, K. H. (1986): Zum Habitat des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der Bundesrepublik Deutschland. Vogelwelt 107: 81–101.
- Manly, B. J. F. et al. (2002). Resource selection by animals: statistical design and analysis of field studies, 2nd ed./ Kluwer.
- Martí, R. & J.C. del Moral (eds.) (2003). Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de Conservación de Naturaleza, Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Martínez, J.E., Sánchez, M.A., Carmona, C., Sánchez, J.A., Ortuño, A. & Martínez, R. (1992). The ecology and conservation of the Eagle Owl *Bubo bubo* in Murcia, south-east of Spain. In C. A. Galbraith, I. Taylor & S. Percival (Eds.): The Ecology and Conservation of European Owls, pp. 84-88. Joint Nature Conservation Committee. Edinburgh.
- Martínez, J.A., Serrano, D. & Zuberogoitia, I. (2003). Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. – *Ecography* 26: 21
- Martínez J. A, Zuberogoitia I, Alonso R. (2002). Rapaces Nocturnas. Guía para la determinación de la edad y el sexo en las estrigiformes ibéricas. Editorial Monticola Ed. Madrid.
- Martínez, J. A. & Zuberogoitia, I. (2004a). Habitat preferences and causes of population decline for Barn Owls *Tyto alba*: a multi-scale approach. *Ardeola* 51: 303-317.
- Martínez, J. A. & Zuberogoitia (2004b). Effects of habitat loss on perceived and actual abundance of the little owl *Athene noctua* in eastern Spain. *Ardeola* 51:215-219.
- Mikkola, H. (1983). Owls of Europe. T & A D Poyser. London: 1-397.
- Mikkola, H. (1995). Rapaces nocturnas de Europa. Editorial Perfils, Lleida
- Mikkola, H. (2013). Owls of the World, A Photographic Guide, Second Edition, CHRISTOPHER HELM, London
- Moreno-Mateos D., Rey Benayas J. M., Pérez-Camacho L., de la Montaña E., Rebollo S., Cayuela L. (2011). Effects of land use on nocturnal birds in a Mediterranean agricultural landscape. *Acta Ornithol.* 46: 173–182.

- Newton, I. (1979). Population ecology of raptors. T & A D Poyser, Berkhamsted, UK.
- Newton, I. (1998). Population limitation in birds. / Academic Press.
- Newton, I. & Wyllie, I (1992). Effects of new rodenticides on owls. In: The ecology and conservation of European owls, ed. by C. A. Galbraith, I. R. Taylor and S. Percival, 94-100. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee. (UK Nature Conservation, No. 5.)
- Palma, L., P, Beja, N. Onofre, M.C. Pais, R.F. Lourenço, S. Coelho & C. Janeiro (2004). PMO 5.3. Monitorização de Aves de Rapina. Relatório final. Programa de monitorização do Património Natural na área de regolfo de Alqueva - EDIA. CEAI. Évora.
- Parque Natural Sintra-Cascais. ICNF. Acedido a 04 dezembro 2014. Em: <http://www.icnf.pt/portal/ap/p-nat/pnsc>
- Parque Natural da Arrábida. ICNF. Acedido a 04 dezembro 2014. Em <http://www.icnf.pt/portal/ap/p-nat/pnar>
- Palma, L., N. Onofre & E. Pombal (1999). Revised distribution and status of diurnal birds of prey in Portugal. *Avocetta* 23(2): 3-18.
- Penteriani V., Delgado MdM., Campioni, L., Lourenco, R. (2010) Moonlight Makes Owls More Chatty. *PLoS ONE* 5(1): e8696. doi:10.1371/ journal.pone.0008696
- Penreriani, V. & Pinchera, F. (1990). Censimento del Gufo reale, *Bubo bubo* in un'area dell'apennino abruzzese. *Rivista Italiana de Ornitologia*, 60:119-128.
- Penreriani, V. & Pinchera, F. (1991). Il metodo del playback e dell'ascolto sistematico nel censimento di una popolazione di Gufo reale. *Riccerce di Biologia della Selvaggina*, 16: 385-388.
- Pinheiro, J., Bates, D. (2000). *Statistics and Computing Series*, Springer-Verlag, New York.
- PNA-Parque Natural da Arrábida (1996). Plano de Ordenamento-1ª fase-Estudos de caracterização. Setúbal

- Rabaça, J, E. Roque, I. (2007). Técnicas de Amostragem de Fauna, Módulo Aves: texto de apoio. Doc. LABOR 003/07, Universidade de Évora.
- Redpath, S. M. (1994): Censusing tawny owls *Strix aluco* using imitating calls. -Bird Study 41: 192-198.
- Redpath, S. M. (1995a): Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in woodland patches J. Anim. Ecol. 64: 652-661
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., Van Den Berg, M. & Alkemade, R. (2006). Impacts of land-use change on biodiversity: an assessment of agricultural biodiversity in the European Union. Agriculture, Ecosystems and Environment 114: 86-102
- Rey Benayas, J.M., La Montaña, E., Pérez-Camacho, L., La Cruz, M., Moreno-Mateo, D., Parejo, J., Seoane, S., Galván, I. (2010). Short-term Dynamics and spatial pattern of nocturnal birds inhabiting a mediterranean agricultural mosaic. Ardeola 57(2) 303-320
- Sálek, M. and Berek, M. (2001) Distribution and biotope preferences of the Little Owl (*Athene noctua*) in selected areas of the Southern Bohemia (Czech Republic). Buteo 12: 127–134. (In Czech).
- Šálek M., Riegert J., Křivan V. (2010) – The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owl (*Athene noctua*) in Central European farmland – Bird Study, 57: 495–503
- Sálek, M. and Schröpfer, L. (2008) Recent decline of the Little Owl (*Athene noctua*) in the Czech Republic. Pol. J. Ecol. 56: 527–534
- Sánchez-Zapata, J. A., Sánchez, M. A., Calvo, J. F. & Esteve, M. A. (1995): Ecología de las Aves de presa de la Región de Murcia. -Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia.
- Sánchez-Zapata, J. A. & Calvo, J. F., (1999). Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo, 30100 Murcia, Spain
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation : a review . -Conserv. Biol . 5: 18-32
- Saurola, (1995). Suomen pöllöt. Owls of Finland. Helsinki, Kirjayhtymä. (in Finnish with English Summary).

- Schönn, S. (1986): Zur Status, Biologie, Ökologie und Schutz des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der D.D.R. Acta Ornithoecologia 1: 103–133.
- SEO/BirdLife (1997). Atlas de las aves de España (1975-1995). Lynx Edicions, Barcelona.
- Shultz, S.M.; Dunham, A.E.; Root, K.V.; Soucy, S.L.; Carroll, S.D. & Ginzburg, L.R. (1999). Conservation Biology with RAMAS® EcoLab. Sinauer Associates
- Solonen, T. (1993): Spacing of birds of prey in southern Finland. Ornis Fenn. 70: 129-143
- Solonen, T. (1994): Factors affecting the structure of Finnish birds of prey communities. Ornis Fenn. 71 :156-189.
- Southern, H. N. (1970). The natural control of a population of Tawny Owls (*Strix aluco*). J. (2001). London, 162: 197-285
- STRI-Rapinas Nocturnas de Portugal. 2012.05.08-2015, aceso a 12 Fevereiro de 2015 em: <http://rapinasnocturnas.blogspot.pt/>
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, ND., Herzon, I., Van Doorn, A., De Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review, Journal of Environmental Management 91: 22-46
- Sunde, P. and Redpath, S. M. (2006). Combining information from range use and habitat selection: sex-specific spatial responses to habitat fragmentation in tawny owls *Strix aluco*. / Ecography 29: 152/158.
- Sunde, P., Bølstad, M. S. and Møller, J. D. (2003). Reversed sexual dimorphism in tawny owls, *Strix aluco*, correlates with duty division in breeding effort. / Oikos 101: 265/278.
- Sutherland, W. J. (1996). From individual behaviour to population ecology. / Oxford Univ. Press.
- Takats, L.D.L., C.M. Francis, G.L. Holroyd, J.R. Duncan, K.M. Mazur, R.J. Cannings, W. Harris, D. Holt. (2001). Guidelines for nocturnal owl monitoring in North America, Beaverhill Bird Observatory and Bird Studies Canada, Edmonton, Alberta. 32 pp.

- Tella, J. L. & Mahosa, S. (1993): Eagle Owl predation on Egyptian Vulture and Northern Goshawk: Possible effect of a decrease in European Rabbit availability. *J Raptor Res.* 27: 111-112.
- Thorup K., Sunde P., Jacobsen L.B., Rahbek C. (2010) – Breeding season food limitation drives population decline of Little Owl *Athene noctua* in Denmark – *Ibis*, 152: 803– 814.
- Tomé, R., Bloise, C. & Korpimäki, E. (2004): Nest-site selection and nesting success of little owls (*Athene noctua*) in Mediterranean woodland and open habitats. *Journal of Raptor Research* 38(1): 35–46
- Tomé, R., Catry, P., Bloise, C., & Korpimäki. (2008). Breeding density and success, and diet composition of Little Owls *Athene noctua* in steppe-like habitats in Portugal. *Ornis Fennica* 85:22–32.
- Tomé R., Dias M.P., Chumbinho A.C. & Bloise C. (2011). Influence of perch height and vegetation structure on the foraging behaviour of Little Owls *Athene noctua*: how to achieve the same success in two distinct habitats. *Ardea* 99: 17–26.
- Tomé, R. & T. Silva (1994). Métodos de censos de aves nocturnas. Pp 23-30. In Almeida J. & R. Rufino (Eds.). Métodos de Censos e Atlas de Aves. SPEA, Lisboa.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F. (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International. BirdLife Conservation Series n°3, Cambridge.
- Van Nieuwenhuysse, D., Génot, J. C. and Johnson, D. H. (2008) *The Little Owl: conservation, ecology and behaviour of Athene noctua*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Verner, J., Morrison, M. L. & Ralph, C. J. (1986): *Wildlife 200: Modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. The University of Wisconsin Press.
- Wiens, J. A. (1989): Spatial scaling in ecology. *Funct .Ecol* 3:385-397
- Zuberogoitia, I. (2002): *Ecoetología des las rapaces nocturnas de Bizkaia*. — Ph.D. Thesis, Departamento de Zoología y Dinámica Celular Animal, Universidad del País Vasco. (in Spanish)
- Zuberogoitia, I., Campos, L. F. (1998). Censusing owls in large areas: a comparison between methods. *Ardeola*, 45(1): 47-54.



