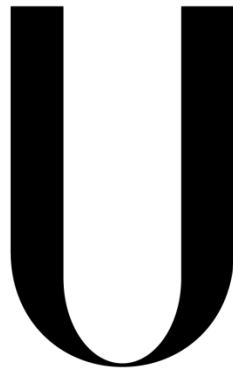


Universidade de Lisboa  
Faculdade de Ciências  
Departamento de Biologia Animal



**LISBOA**

---

UNIVERSIDADE  
DE LISBOA

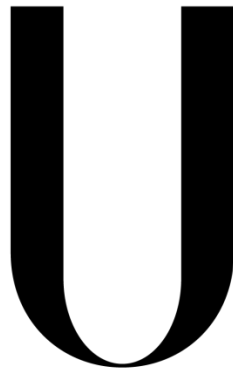
**Alterações na dispersão de sementes por carnívoros  
causadas por alterações no habitat**

**Isa Sofia de Sá Teixeira**

Dissertação de Mestrado  
Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

**2014**

Universidade de Lisboa  
Faculdade de Ciências  
Departamento de Biologia Animal



**LISBOA**

---

UNIVERSIDADE  
DE LISBOA

**Alterações na dispersão de sementes por carnívoros  
causadas por alterações no habitat**

**Isa Sofia de Sá Teixeira**

Dissertação de Mestrado  
Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

Orientadores:  
Professora Doutora M<sup>a</sup> da Luz da Costa Pereira Mathias  
Doutor José M. Herrera

**2014**

“But Man is a part of nature, and his war against nature is inevitably a war against himself.”

Rachel Carson

## **Agradecimentos**

Agradeço aos meus pais, Silvério Teixeira e Leonor de Sá, por nunca me faltarem com nada e me darem tudo. Tudo o que possa dizer ou escrever será insuficiente para vos agradecer. Agradeço também ao meu irmão, Nuno Teixeira, por me ter apresentado o mundo da ciência desde sempre com tanto entusiasmo, e pelas correcções à dissertação que sem dúvida contribuíram para a sua melhoria. Agradeço ainda ao Sicó, que considero ser a razão da minha paixão e fascínio pelo mundo animal, e ao Simão por fazer perpetuar esses sentimentos. Serão sempre os seres mais extraordinários que conhecerei!

Agradeço ao José M. Herrera por cumprir o seu papel de orientador de uma forma exemplar, sendo sempre motivador e paciente em esclarecer todas as minhas dúvidas, por mais absurdas que fossem.

Agradeço também ao Prof. António Mira por me ter aberto as portas da UBC em Évora e ter disponibilizado todos os meios necessários para que o meu trabalho fosse feito sem qualquer falha. Agradeço ainda ao resto do pessoal da UBC, em particular ao Dénis Medinas e ao Pedro Costa pela ajuda com as câmaras de foto-armadilhagem e ao Giovanni Manghi pela ajuda no QGIS.

Por fim, agradeço a todos os meus Amigos apenas por existirem e tornarem a minha vida mais risonha. Agradeço em particular à Catherine que revelou ser uma amiga para a vida. Hasta la vista baby!

# Índice geral

<b>Resumo .....</b>	<b>6</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>7</b>
<b>1. Introdução.....</b>	<b>8</b>
1.1. Clima mediterrâneo e o montado ibérico .....	8
1.2. Dispersão de sementes.....	9
1.3. Mamíferos carnívoros.....	11
1.3.1. Carnívoros como dispersores de sementes .....	12
1.4. Actividades antropogénicas, alterações no habitat e fragmentação.....	14
1.5. Objectivos .....	16
<b>2. Materiais e métodos .....</b>	<b>17</b>
2.1. Caracterização geral da região.....	17
2.1.1 Caracterização geográfica.....	17
2.1.2. Caracterização climática.....	17
2.3. Descrição da experiência.....	20
2.3.1. Foto-armadilhagem e sucesso de captura de carnívoros.....	20
2.3.2. Planeamento amostral da experiência de alimentação .....	20
2.3.3. Estratégia de amostragem e de recolha de dejetos de carnívoros e esforço de amostragem .....	21
2.3.4. Kernels de dispersão de sementes .....	23
<b>3. Resultados.....</b>	<b>24</b>
3.1. Diversidade e abundância de carnívoros.....	24
3.2. Remoção dos frutos e recuperação das missangas.....	25
3.3. Kernels de dispersão de sementes.....	26
<b>4. Discussão.....</b>	<b>31</b>
4.1. Observações acerca da metodologia e resultados.....	31
4.3. Considerações finais e implicações para a conservação.....	33
<b>5. Referências bibliográficas.....</b>	<b>35</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>43</b>

## Índice de figuras

Figura 1. Fotografia aérea da AE1 com as estações de alimentação assinaladas (quadrados vermelhos) e identificadas (numeração romana).....	18
Figura 2. Fotografia aérea da AE2 com as estações de alimentação assinaladas (quadrados vermelhos) e identificadas (numeração romana).....	19
Figura 3. Fotografias de (a) uma fuinha ( <i>M. foina</i> ) na ZED, (b) outra fuinha na ZRD, (c) um sacarrabos ( <i>H. ichneumon</i> ) na ZRD e (d) uma raposa ( <i>V. vulpes</i> ) na ZED, obtidas com as câmaras de foto-armadilhagem. As fotografias capturaram os carnívoros perto dos alimentadores usados para oferecer os figos com missangas no seu interior.....	25
Figura 4. Frequência (%) das missangas em cada classe de distância de 50 m (barras) e os kernels de dispersão de sementes (linhas; representam as curvas de densidade que melhor se ajustam aos dados) na (a) ZRD e na (b) ZED gerados pelo conjunto de todos os carnívoros.....	27
Figura 5. Contribuição (%) de <i>M. foina</i> (preto), <i>V. vulpes</i> (branco), <i>H. ichneumon</i> (cinzento claro) e carnívoros “sem-identificação” (cinzento escuro) na dispersão de missangas em cada classe de distância de 50 m na (a) área de estudo 1 (ZRD) e na (b) área de estudo 2 (ZED).....	30

## Índice de tabelas

Tabela 1. Estatísticas gerais das distâncias de dispersão (m) na área de estudo 1 (ZRD) e na área de estudo 2 (ZED) geradas por todos os carnívoros e pelas duas espécies que realizaram a maioria dos eventos de dispersão.....	28
Tabela 2. Parâmetros das funções com melhor ajuste aos dados de dispersão gerados por todos os carnívoros na área de estudo 1 (ZRD) e na área de estudo 2 (ZED).....	29

## Resumo

A dispersão de sementes é um processo de ecossistema fundamental que determina a distribuição espacial, a expansão e a manutenção das populações e comunidades vegetais. Diversos grupos taxonómicos cumprem o papel de dispersores de sementes, entre os quais os mamíferos carnívoros, particularmente importantes em ecossistemas mediterrâneos.

O montado é um sistema agro-florestal, inteiramente desenvolvido pelo Homem, que caracteriza a região sul da Península Ibérica. Durante séculos, a actividade humana tem sido uma constante, no entanto, mais recentemente, tem-se verificado uma intensificação de algumas das praticas agrícolas. Estas levam a alterações muito rápidas e severas na maioria dos habitats, reduzindo a capacidade de adaptação e resiliência das espécies. Apesar da relevância ecológica e económica deste tipo de habitat, pouco se sabe acerca do funcionamento dos processos de dispersão de sementes, especialmente quando mediados por carnívoros.

Nesta experiência são explorados os efeitos de distúrbios no habitat na dispersão de sementes por carnívoros. Para isso, foram seleccionadas duas áreas de estudo nas proximidades de Évora: um montado contínuo e denso e outro com uma cobertura florestal muito agregada e dispersa. Durante quatro meses foram fornecidos frutos experimentais com missangas coloridas no interior, com o objectivo de serem consumidos por carnívoros e tentar simular a dispersão de sementes que ocorre naturalmente. Através da recolha e análise dos dejetos foi possível obter dois *kernels* de dispersão, um para cada área de estudo. Verificou-se que a diminuição da cobertura florestal influencia claramente os padrões de movimento dos carnívoros, levando a uma deslocação do *kernel* de dispersão para a esquerda, isto é, há um aumento da frequência dos eventos de dispersão a curtas distâncias (0 – 400 m) e uma diminuição da frequência dos eventos de dispersão a longas distâncias (> 400 m).

Através da alteração da ocorrência e abundância de carnívoros, bem como dos seus padrões de movimento, o distúrbio no habitat poderá ter fortes impactos na dinâmica das populações e estrutura das comunidades vegetais neste tipo de habitat de interesse europeu. Nos ecossistemas mediterrâneos é essencial que sejam tomadas medidas de gestão que tenham em conta estes efeitos de forma a minimizar ao máximo as perdas de biodiversidade e de serviços de ecossistema cruciais como a dispersão de sementes.

**Palavras-chave:** Dispersão de sementes, ecossistema Mediterrâneo, montado, fragmentação de habitat, carnívoros

## Abstract

Seed dispersal is an essential ecosystem process which determines the spatial distribution, the expansion and maintenance of vegetal populations and communities. Several taxonomic groups play the role of seed dispersers, particularly carnivorous mammals, especially important in Mediterranean ecosystems.

The *montado* is an agroforestry system, entirely developed by man, which characterizes the southern Iberian Peninsula. For centuries, human activities have been prevalent. Notwithstanding, more recently, there has been an intensification of some agricultural practices, which leads to fast and severe changes in most habitats, reducing the adaptability and resilience of species. Despite the ecological and economic relevance of this type of habitat, little is known about the functioning of seed dispersal processes, particularly when mediated by carnivorous mammals.

In this experiment the effects of the habitat disturbance in seed dispersal by carnivores are explored. In order to do so, two study areas were selected near Évora: a continuous and dense *montado* and another *montado* with a very dispersed and aggregated forest cover. For four months experimental fruits with colored beads inside were provided with the purpose of being consumed by carnivores so as to simulate the naturally occurring seed dispersal. Through the collection and analysis of faeces it was possible to obtain two dispersion kernels, one for each study area. It was found that the reduction of forest cover clearly influences the movement patterns of carnivores, leading to a displacement of the dispersal kernel to the left, i.e., there is an increase in the frequency of dispersal events at short distances (0 - 400 m) and a decrease in the frequency of dispersal events over long distances (> 400 m).

By altering the occurrence and abundance patterns, as well as foraging movements, of carnivores, habitat disturbance could have a strong impact on plant population dynamic and community structure in this type of habitat of european conservation concern. In Mediterranean ecosystems it is essential that management measures take into account these effects in order to minimize to the fullest the losses of biodiversity and ecosystem services so crucial as seed dispersal.

**Keywords:** Seed dispersal, Mediterranean ecosystem, *montado*, habitat fragmentation, carnivores

# 1. Introdução

## 1.1. Clima mediterrâneo e o montado ibérico

O clima mediterrâneo, segundo a classificação do cientista alemão Wladimir Köppen em 1900 (Kottek *et al.* 2006), caracteriza-se pela sua bi-sazonalidade em termos de temperatura e precipitação, ou seja, invernos frios e chuvosos com baixa radiação solar e verões muito quentes e secos com elevada radiação solar. Além da bacia do Mediterrâneo, que cedeu o nome ao clima que a caracteriza, existem mais 4 regiões em todo o mundo com uma influência climática semelhante a esta, todas localizadas entre os paralelos geográficos de 30° e 40° a norte e a sul do equador. São elas a região sudoeste da África do sul, as regiões centro-Sul e ocidentais da Austrália e as costas ocidentais da Califórnia (EUA) e do Chile (Davis & Richardson 1988). Estas regiões constituem 5 dos 25 *hotspots* de biodiversidade a nível mundial (ver Myers *et al.* 2000). A bacia do Mediterrâneo destaca-se das restantes, devido à sua diversidade vegetal de 25.000 espécies das quais 13.000 endémicas, valores apenas ultrapassados pela região tropical dos Andes e igualado pela região sudeste da Ásia (Myers *et al.* 2000). A influência humana transformou esta região num mosaico de paisagens naturais e culturais, nas quais coexistiram durante séculos a natureza e as civilizações humanas (Cuttelod *et al.* 2008). Um dos exemplos mais emblemáticos que resultou desta combinação de influências naturais, climáticas e antrópicas na paisagem mediterrânea é o Montado (*Dehesa* em Espanha), paisagem característica da região sul da Península Ibérica (Canteiro *et al.* 2011; Pinto-Correia, Ribeiro & Potes 2013).

Actualmente, em Portugal, o montado ocupa mais de um milhão de hectares distribuídos pela Beira Baixa, Serra Algarvia e sobretudo, Alentejo. É uma paisagem com aspecto de savana, caracterizada pela presença de árvores relativamente dispersas e pastagens com diferentes graus de naturalidade, inteiramente desenvolvido e modificado pelo Homem, que o tem vindo a modificar ao longo dos tempos de forma a aproveitar e rentabilizar os recursos existentes nestas regiões (Ferreira 2001; Pinto-Correia, Ribeiro & Potes 2013).

Inicialmente o Montado era definido como um sistema multifuncional que conjugava as actividades agrícola, pecuária e florestal. No entanto, com o intenso êxodo rural que se tem vindo a verificar nas últimas décadas, a tendência tem sido para o abandono de alguns terrenos e a alteração do antigo sistema agro-silvo-pastoril num sistema essencialmente silvo-pastoril, no qual existe uma produção florestal com predominância de quercíneas (*Quercus* spp.) conjugado com alguma produção pecuária, agrícola e/ou cinegética. As espécies florestais que dominam nesta paisagem são *Quercus suber* L. (sobreiro) e *Quercus rotundifolia* L. (azinheira), e ainda *Quercus faginea* Lam. (carvalhos cerquinho) e *Quercus pyrenaica* Willd. (negral), que podem existir em povoamentos puros ou mistos (Ferreira 2001; Pinto-Correia, Ribeiro & Potes 2013). Os produtos que resultam da exploração do montado expressam a multifuncionalidade que ainda permanece neste sistema. A

cortiça é indubitavelmente o produto mais destacado, sendo que, apenas Portugal garante 53% da produção mundial, que se traduz em cerca de 150 mil toneladas por ano (média da produção dos anos 2000-2011), mas também a madeira de sobreiro e azinho, os produtos pecuários de origem bovina e ovina, mel proveniente da apicultura, plantas aromáticas e medicinais e cogumelos contribuem para a valorização económica deste sistema (Pinto-Correia; Ribeiro & Potes 2013). Além do valor económico que lhe é inerente, o montado proporciona ainda valores recreativos, culturais, estéticos e naturais. Em termos de biodiversidade vegetal, o montado pode atingir valores entre 60 a 100 espécies vegetais por 0,1ha (Díaz, Pulido & Marañón 2003), com a presença de diversos endemismos como *Armeria pinifolia* (Brot.) Hoffmanns. & Link, *Centaurea coutinhoi* Franco, *Narcissus fernandesii* G. Pedro e *N. cavanillesii* Barra & G.López (Pinto-Correia, Ribeiro & Potes 2013). Destaca-se também a elevada biodiversidade faunística, nomeadamente de vertebrados, alguns deles ameaçados e portanto com estatuto de proteção, como *Aquila adalberti* Brehm (águia-imperial), *Aegypius monachus* L. (abutre-preto) e, o felino mais ameaçado do mundo, *Lynx pardinus* Temminck (lince-Ibérico) (Pinto-Correia, Ribeiro & Sá-Sousa 2011; Pinto-Correia, Ribeiro & Potes 2013).

## 1.2. Dispersão de sementes

A dispersão de sementes é um processo crucial que influencia a distribuição espacial, a expansão e a estrutura genética das populações e comunidades vegetais e a sua persistência nos ecossistemas (Levin *et al.* 2003; Levine & Murrell 2003; Herrera, Morales & García 2011). Representa também a única forma das comunidades vegetais trocarem indivíduos ou colonizarem novos habitats que lhes sejam mais favoráveis (Cain, Milligan & Strand 2000).

As plantas usufruem de uma enorme diversidade de agentes dispersores, tanto bióticos como abióticos. De facto, a dispersão por agentes bióticos é particularmente hábil, uma vez que existe uma enorme diversidade de animais com as mais diferentes mobilidades, abundâncias e preferências, como o sejam insectos (e.g. Boulay *et al.* 2007), peixes (e.g. Galetti *et al.* 2008), primatas (e.g. McConkey 2000), morcegos (e.g. Medellin & Gaona 1999), roedores (e.g. Gómez, Puerta-Piñero & Schupp 2008), ungulados (e.g. Schulze, Buchwald & Heinken 2014), carnívoros (e.g. Fedriani & Delibes 2009a), aves (e.g. Herrera, Morales & García 2011), lagartos (e.g. Valido & Olesen 2007), tartarugas terrestres (Jerozolinski, Ribeiro & Martins 2009) e ainda caranguejos (Staddon, Compton & Portch 2010). Com dispersores tão diversos à disposição, não é surpreendente verificar que quase 30% das famílias de Angiospérmicas e cerca de 64% das famílias de Gimnospérmicas possuam dispersão biótica (Herrera 1989a; Tiffney 2004).

A dispersão de sementes por animais, particularmente vertebrados, envolve frequentemente a endozocoria, ou seja, a ingestão das frutificações e a consequente passagem pelo aparelho digestivo do animal que as consumiu, designado por frugívoro. Habitualmente, o fruto possui um

pericarpo (parede do fruto) bem desenvolvido e suculento, e funciona com uma “recompensa” ao frugívoro pelo serviço que presta à planta (Tiffney 2004). Os dispersores, através das suas preferências alimentares e comportamento, determinam a identidade das sementes dispersadas e os padrões de dispersão que daí resultam (Alcántara *et al.* 2000; Jordano *et al.* 2007). Portanto, a magnitude da dispersão de sementes depende da diversidade e heterogeneidade entre os frugívoros dispersores num determinado habitat. Diferenças no tamanho corporal, nas preferências alimentares e nos padrões de movimento no habitat irão criar diversidade na distribuição espacial das sementes e comunidades vegetais (Matías *et al.* 2010; Peredo *et al.* 2013; González-Varo, López-Bao & Guitián 2013). É ainda relevante referir que a maioria das espécies vegetais não depende apenas de uma espécie dispersora, mas sim de um conjunto de espécies que dispersem as suas sementes. No que diz respeito aos vertebrados, cerca de 36% das 135 famílias de aves terrestres e 20% das 107 famílias de mamíferos terrestres, são predominantemente ou parcialmente frugívoros (Herrera 2002). De igual forma, os frugívoros consomem frutos das mais diversas plantas, contribuindo para a dispersão de sementes de diversas espécies vegetais.

### 1.2.1. Dispersão de sementes por vertebrados em habitats mediterrâneos

Nas regiões com clima mediterrâneo, a percentagem de espécies vegetais adaptadas a endozoocoria por vertebrados varia entre 56 e 22%, em média, sendo que os habitats da Península Ibérica detêm a maior percentagem (Jordano 2000). Em relação aos dispersores, verifica-se que a grande maioria são aves, sendo que, as sementes de um grande número de plantas são dispersadas exclusivamente por essas ou por um conjunto de aves e mamíferos. Os passeriformes de pequenas e médias dimensões (10-110g) das famílias Turdidae, Sylviidae e Muscicapidae são os dispersores mais eficazes e algumas das espécies mais importantes na dispersão de sementes pertencem aos géneros *Sylvia*, *Turdus* e *Erithacus* (Herrera 1995). De facto, Herrera 1995 refere que a espécie *Sylvia atricapilla* L. (Toutinegra-de-barrete-preto) consome frutos de 29 espécies vegetais durante o período entre Outubro e Março (dados obtidos em quatro localidades espanholas); a espécie *Erithacus rubecula* L (Pisco-de-peito-ruivo) consome frutos de 21 espécies (dados obtidos no sul de França) e diversas espécies da família Turdidae consomem, localmente, frutos de 5 a 18 espécies. Contudo, nos habitats mediterrâneos, o tamanho das aves acaba por ser um fator limitante à dispersão. O número de sementes que conseguem transportar e/ou ingerir é relativamente reduzido, bem como as distâncias a que as dispersam. Note-se que noutro tipo de habitats existem espécies de aves de grande porte que têm a capacidade de dispersar sementes a longas distâncias. Por exemplo, o *Bycanistes bucinator* Temminck (Calau-trompeteiro) é um eficiente dispersor de sementes, capaz de realizar movimentos de cerca de 14,5km (Lenz *et al.* 2011).

Em habitats onde a dispersão de sementes é feita essencialmente por aves de pequeno porte, os mamíferos frugívoros providenciam às plantas um serviço adicional à dispersão de sementes. Uma

vez que têm territórios maiores e uma digestão mais longa, que se traduz numa retenção intestinal mais demorada, são fundamentais para dispersões de longa distância que, por sua vez, são essenciais para a colonização e expansão para novos habitats (Matías *et al.* 2010). Jordano *et al.* 2007 através de uma metodologia que envolveu a observação directa do consumo de frutos, a recolha de dejetos com sementes e a identificação genética das sementes dispersadas e das árvores de fruto, obteve resultados que demonstram a importância funcional de cada tipo de frugívoro para dispersão de sementes: passeriformes de pequeno a médio porte (<500 g), como *Phoenicurus ochruros* Gmelin (Rabirruivo-preto), *Turdus merula* L. (Melro-preto), *Erithacus rubecula* L. (Pisco-de-peito-ruivo), *Sylvia atricapilla* L. (Toutinegra-de-barrete-preto), entre outros, foram os responsáveis pela grande maioria das dispersões a menos de 250 m das árvores nas quais se alimentaram (árvores-mãe), sendo que mais de 50% das sementes foram dispersadas a uma distância inferior a 100 m; aves de médio porte como *Turdus viscivorus* L. (Tordoveia) e *Corvus corone* L. (Gralha-preta) dispersaram sementes a distâncias entre os 0 e os 900 m, embora a grande maioria tenha sido dispersada a distâncias entre os 100 e os 350 m; por fim, os mamíferos – *Vulpes vulpes* L. (Raposa), *Meles meles* L. (Texugo) e *Martes foina* Erxleben (Fuinha) – dispersaram sementes a distâncias entre os 0 e 1000 m, sendo que a grande maioria das sementes foi dispersada a distâncias divididas em dois intervalos: entre os 200 e 350 m e entre os 600 e 700 m. Além das espécies referidas por Jordano *et al.* 2007, existem outros mamíferos frugívoros que cumprem eficientemente a dispersão de sementes nos habitats mediterrâneos, desde ungulados como *Cervus Elaphus* L (Veado), *Dama dama* L. (Gamo) e *Sus scrofa* (Javali), bem como gado bovino como *Bos taurus* L.; roedores como *Oryctolagus cuniculus* L. (coelho-bravo) (Malo & Suárez 1995) e diversos carnívoros, como *Ursus arctos* L. (Urso Pardo), *M. foina*, *M. meles* e *V. vulpes* (Matías *et al.* 2010). Noutros tipos de habitats, outras espécies de mamíferos são igualmente importantes como dispersores, nomeadamente primatas (McConkey 2000; Kirika *et al.* 2008; Chapman & Russo 2011), morcegos (Medellin & Gaona 1999) e roedores (Forget 1990; Forget & Milleron 1991).

### 1.3. Mamíferos carnívoros

Os carnívoros são mamíferos (classe Mammalia) pertencentes à Ordem Carnívora. Ecologicamente são consumidores secundários, uma vez que a base da sua alimentação são outros animais, tendo portanto um papel fundamental nos ecossistemas que passa pelo controlo das populações das suas presas bem como a manutenção do bom estado de saúde das mesmas, uma vez que, na maioria das vezes, caçam os indivíduos mais doentes ou enfraquecidos. Não obstante, muitos carnívoros tornaram-se generalistas, incluindo na sua dieta carnívora diversos alimentos de origem vegetal, sendo os frutos um dos itens mais frequentes. Ao alimentarem-se de frutos exercem outro serviço de ecossistema elementar, neste caso, na manutenção das populações vegetais, a dispersão de sementes. De facto, os carnívoros exibem características que os tornam eficazes

dispersores, aumentado dessa forma a complementaridade funcional entre dos diversos grupos de dispersores de sementes (Herrera 1989b; Ruiz-Olmo 2012). Essas características serão analisadas mais detalhadamente no subcapítulo seguinte (1.3.1.).

Actualmente, em Portugal ocorrem 14 espécies de carnívoros, 11 delas autóctones – *Mustela nivalis* Linnaeus (Doninha); *Mustela erminea* L. (Arminho); *Mustela putorius* L. (Toirão); *Martes martes* L. (Marta); *M. foina* (Fuinha); *M. meles* (Texugo); *Lutra lutra* L. (Lontra); *Canis lupus signatus* Cabrera (Lobo-ibérico); *V. vulpes* (Raposa); *Felis silvestris* Schreber (Gato-bravo); *Lynx pardinus* Temminck (Lince-ibérico) – e as restantes 3 introduzidas – *Neovison vison* Schreber (Visão-americano); *Herpestes ichneumon* L. (Sacarrabos); *Genetta genetta* L. (Geneta) (Ruiz-Olmo 2012). É também relevante referir o *U. arctos* (Urso Pardo), extinto em Portugal desde o início do século XVIII, mas com populações remanescentes e em crescimento no norte de Espanha (Cordilheira Cantábrica, Astúrias e Pirinéus), pois inclui na sua dieta muitos frutos, actuando dessa forma como um eficaz dispersor das sementes que acaba por ingerir, nas regiões onde habita (Herrera 1989b, 1995). Das referidas é possível destacarem-se algumas espécies que, pelo seu carácter mais generalista, se sabe que consomem frutos com alguma frequência e que, por isso, serão as espécies alvo do presente estudo. São elas a fuinha (e.g. Padial, Avila & Sanchez 2002; Carvalho & Gomes 2004; Santos & Matos 2012), a raposa (e.g. Carvalho & Gomes 2001, 2004; Padial, Avila & Sanchez 2002; Loureiro 2012), o sacarrabos (e.g. Rosalino & Santos-Reis 2009; Rosalino 2012), o texugo (e.g. Rosalino *et al.* 2005; Loureiro *et al.* 2009; Rosalino & Loureiro 2012) e a geneta (e.g. Carvalho & Gomes 2001, 2004; Alves 2012).

### 1.3.1. Carnívoros como dispersores de sementes

Como já foi anteriormente referido, além das aves, os mamíferos carnívoros são dos principais frugívoros dispersores nos habitats mediterrâneos. De facto eles possuem diversas características que os tornam dispersores tão ou mais eficazes que outros frugívoros, nomeadamente outros mamíferos não carnívoros. Por exemplo, Peredo *et al.* (2013) avaliou o papel de diversos mamíferos como dispersores de sementes. Na sua amostragem recolheu dejetos de ungulados (*S. scrofa*, *C. elaphus* e *Capreolus capreolus* L. (Corço)) e de carnívoros (*V. vulpes*, *Martes* sp., *M. meles* e *Mustela* sp.), numa região florestal na Cantábria, norte de Espanha. Após a análise de cada dejecto e a contagem das sementes presentes em cada um deles verificou que a frequência de sementes era superior nos dejetos de carnívoros (75,8% contra 30,6%). Fedriani & Delibes (2009a) também avaliaram aspectos relativos à quantidade e qualidade das sementes ingeridas por diversos mamíferos como *O. Cuniculus*, *C. elaphus*, *V. vulpes*, *M. meles* e *S. scrofa*, e verificaram que as sementes ingeridas por *O. Cuniculus* e *C. elaphus* estavam todas danificadas (partidas em porções muito reduzidas), ao contrário do que se verificou para as restantes espécies, que apresentavam percentagens elevadas de sementes intactas (48,7%, em dejetos de *S. scrofa*, a 99,2%, em dejecto de

*M. meles*). Esta diversidade funcional entre as diversas espécies de mamíferos pode dever-se não só a diferenças na morfologia e fisiologia no sistema digestivo, bem como a diferenças no tempo de retenção intestinal e diferenças no tipo de alimentos que são ingeridos juntamente com as sementes e que poderão ter um efeito mais negativo ou mais positivo nas mesmas (Fedriani & Delibes 2009b). Com efeito, a passagem das sementes pelo sistema digestivo de carnívoros não só não as danifica, como ainda potencia a sua germinação. Juan *et al.* (2006) verificou que sementes ingeridas por *V. vulpes* apresentam uma germinação mais elevada (74% contra 57%) e mais rápida (74,5 contra 99,2 dias) do que sementes directamente extraídas da planta, bem como a sobrevivência das plântulas resultantes de sementes ingeridas era superior que a resultante de sementes não ingeridas (74,1% contra 43,6%). Este efeito positivo na germinação tem sido atribuído ao facto de haver uma escarificação durante a mastigação juntamente com a acção do suco gástrico no tegumento das sementes (Juan *et al.* 2006), o que aumenta a permeabilidade à água e gases presentes no solo (Varela & Bucher 2006). A própria matéria fecal pode também conferir vantagens na germinação uma vez que humedece e fertiliza a semente e o solo (Rosalino, Rosa & Santos-Reis 2010).

De facto, nos estudos mais recentes, os carnívoros têm sido já referidos como os principais dispersores entre os mamíferos, sendo que a maioria das plantas que produzem frutos são dispersadas por uma associação de aves e carnívoros, grupos igualmente importantes para a dispersão de sementes em habitats mediterrâneos (Herrera 1995). No entanto, as aves, nomeadamente os passeriformes, dispersam a maioria das sementes a distâncias inferiores a 250m e, por essa mesma razão, os carnívoros são essenciais para dispersões a distâncias superiores. Dado que os seus territórios são relativamente extensos – *V. vulpes* tem um território que pode chegar aos 7km<sup>2</sup> e pode percorrer cerca de 10km por dia (Loureiro 2012); *M. foinea* tem um território de 0,1 a 2km<sup>2</sup> e pode percorrer até cerca de 6km por dia (Santos & Matos 2012) – e os tempos de retenção intestinal relativamente longos – e que será tanto maior quanto mais elevado for o consumo de carne (Silva, Jaksic & Bozinovic 2005) –, dispersar sementes a distâncias superiores a 250m é algo perfeitamente frequente para os carnívoros. González-Varo, López-Bao & Guitián (2013), que compararam distâncias de dispersão de sementes geradas por *V. vulpes* e *M. martes*, registaram distâncias máximas de dispersão de 2846 e 1233m para as duas espécies, respectivamente.

Outra característica é o seu tamanho corporal – de médio a grande porte –, que lhes permite uma ingestão de frutos e, conseqüentemente de sementes, superior a outros frugívoros como aves de pequeno porte, o que aumenta bastante a probabilidade de levarem sementes a locais com condições mais favoráveis à germinação. Um exemplo é o caso das sementes de *Prunus mahaleb* L., uma árvore da família Rosaceae, comumente designada por cerejeira-de-Santa-Lúcia, que produz uma drupa<sup>1</sup> com cerca de 8 a 10 mm. Herrera & Jordano (1981) encontraram um máximo de 13 sementes de *P. mahaleb* em dejetos de aves, enquanto que Herrera (1989) refere que um número

---

1 Tipo de fruto carnudo, apenas com uma semente

bastante superior (até 360) de sementes da mesma espécie pode ser encontrado num único dejetivo de carnívoro. Além de um número mais elevado de frutos, as espécies mais generalistas, podem também consumir uma grande variedade de frutos. Herrera (1989) verificou também que apenas três espécies de carnívoros (*V. vulpes*, *M. meles* e *M. foina*) eram responsáveis pela dispersão de sementes de cerca de 40% das espécies vegetais existentes na serra de Carzola, sudeste de Espanha. Rosalino & Santos-Reis (2009) obtiveram resultados semelhantes, através da revisão de 65 estudos de dieta de diversas espécies de carnívoros: *V. vulpes*, *M. nivalis*, *M. erminea*, *M. putorius*, *M. foina*, *M. martes*, *M. meles*, *G. genetta*, *H. ichneumon* e *F. silvestres*. Verificaram que os 65 estudos, em conjunto, confirmavam a presença de frutos de 79 espécies diferentes, sendo que 63% eram espécies que produzem frutos carnudos; verificaram também que apenas as espécies *V. vulpes*, *M. foina*, *M. meles* e *G. genetta* incluíam na sua dieta mais de 30 espécies vegetais e apenas frutos de 4 espécies eram consumidos pelas 5 espécies, o que significa que cada espécie tem as suas preferências alimentares, provavelmente relacionado com os diferentes nichos que ocupam, o que resulta num aumento da diversidade funcional na dispersão de sementes.

Os frutos carnudos são, portanto, um componente sazonal muito importante na dieta de muitos carnívoros de porte médio em habitats mediterrâneos, não só porque a produção de frutos é também maioritariamente sazonal, mas também porque a escassez e abundância de outros itens igualmente importantes na dieta de muitos carnívoros, como insectos e micromamíferos, também é sazonal, obrigando os carnívoros a procurar outras fontes de alimento disponíveis, como forma de subsistirem (Santos, Pinto & Santos-Reis 2007).

#### 1.4. Actividades antropogénicas, alterações no habitat e fragmentação

As actividades antropogénicas, nomeadamente a intensificação de diversas práticas agrícolas, têm induzido alterações muito rápidas e severas na maioria dos habitats naturais. Os principais sinais dessas alterações são a perda de habitat e a fragmentação, que resulta numa diminuição do habitat central (*core*) e no surgimento de fragmentos isolados, de menores dimensões, nos quais as hipóteses de sobrevivência das espécies diminuem rapidamente (Virgós & García 2002; Martínez, Ramil & Chuvieco 2010; Costa *et al.* 2014). Essas alterações irão promover efeitos ao nível dos vectores de dispersão, como a sua abundância, alterações nas interacções entre espécies e nos padrões de procura de alimento e de movimento dentro do habitat, que por sua vez, produzirá efeitos tanto ao nível da dispersão de sementes como na quantidade de frutos e sementes removidas e nas distâncias de dispersão e padrões espaciais de deposição das sementes (McConkey *et al.* 2012). Em casos mais extremos pode mesmo levar à extinção local de diversas espécies, tanto animais como vegetais (Cuttelod *et al.* 2008; Martínez, Ramil & Chuvieco 2010; Costa *et al.* 2014). Por exemplo Rodríguez-Cabal, Aizen & Novaro (2007) averiguaram os efeitos da fragmentação na abundância de *Dromiciops gliroides* Thomas, um pequeno marsupial da América do Sul que se

alimenta de frutos de *Tristerix corymbosus* (L.) Kuijt, funcionando como um dispersor das suas sementes. O que verificaram foi que a fragmentação provocou a extinção local e o envelhecimento das populações de *D. gliroides* (reduzido número de juvenis) e isto teve um efeito negativo em todos os processos de dispersão das sementes de *T. corymbosus*. Uriarte *et al.* (2011) conclui igualmente que a fragmentação promoveu alterações na composição da comunidade dispersora, particularmente na abundância das aves dispersoras de maior porte, que realizam os movimentos de maior distância, bem como alterações no tamanho da população de *Heliconia acuminata* A.Rich.

A diminuição da área total do habitat e o aumento do isolamento dos fragmentos, bem como a natureza da matriz<sup>2</sup>, pode também prejudicar o movimento do dispersor e, conseqüentemente, a remoção dos frutos (McConkey *et al.* 2012), sem que a abundância de frugívoros diminua. Por exemplo, Kirika *et al.* (2008) acompanhou diversos frugívoros e a remoção de frutos de *Ficus thonningii* Blume (mulemba ou figueira africana), numa floresta fragmentada no Quênia. O conjunto de frugívoros era composto por 30 espécies de aves, nomeadamente passeriformes como *Pycnonotus barbatus* Desfontaines, mas também outras aves de maior porte como *Bycanistes subcylindricus* Sclater, e ainda 6 espécies de mamíferos como os primatas *Cercopithecus mitis* Wolf e *C. ascanius* Audebert. O que os autores verificaram foi que apesar da fragmentação e elevado nível de distúrbio não ter sido significativo no número de indivíduos, a remoção dos frutos foi reduzida em alguns fragmentos e severamente reduzida em locais com elevado distúrbio. No entanto, e no que diz respeito aos carnívoros, estes têm maiores territórios e são reconhecidos pela sua flexibilidade no uso dos diferentes tipos de habitat. Matías *et al.* (2010), através da recolha de dejetos de 3 mamíferos (*S. scrofa*, *V. vulpes* e *M. foina*) verificou a ocorrência de um maior número de sementes dispersadas em habitats mais degradados.

Outro dos efeitos pode ser a alteração das distâncias de dispersão, como conclui Lenz *et al.* (2011) que acompanhou os padrões de movimento de *Bycanistes bucinator* Temminck (Calau-trompeteiro), verificando que existiam variações notórias entre fragmentos florestais e agrícolas, concluindo que a estrutura do habitat influencia fortemente o movimento do dispersor e, conseqüente, o padrão de dispersão de sementes. Também Jordano *et al.* (2007) refere que em casos de redução do habitat é expectável que o *kernel*<sup>3</sup> de dispersão se desloque para a esquerda, o que resultará numa forte restrição das distâncias máximas de dispersão.

É, portanto, necessário compreender que diferentes espécies poderão responder de diferentes formas à fragmentação e perda de habitat, e que a sensibilidade de uma espécie a este tipo de alterações está muitas vezes relacionada com a sua capacidade de se mover pela paisagem que constitui o seu habitat (Gehring & Swihart 2003). Determinar e compreender essas respostas é um

---

<sup>2</sup> Área envolvente aos fragmentos de habitat nativo, adequado ou não a uma determinada espécie (Ricketts 2001).

<sup>3</sup> **Kernel de dispersão**: representa uma função de densidade da localização da deposição das sementes em relação à origem, obtendo-se uma probabilidade de deposição de sementes por unidade de área em função da distância à origem (planta-mãe) (Nathan & Muller-Landau 2000)

importante precursor das medidas de gestão que devem ser tomadas para garantir a conservação das espécies e dos serviços que prestam aos ecossistemas. Nos habitats mediterrâneos, onde existe uma forte presença antropogénica que tem vindo a alterar gradualmente a paisagem, a conservação da biodiversidade passa também pela preservação e protecção destas paisagens culturais (Martínez, Ramil & Chuvieco 2010).

## 1.5. Objectivos

Em suma, verifica-se que a maioria dos estudos sobre dispersão de sementes baseia-se em modelos construídos a partir de dados como o tempo de retenção intestinal (obtidos em animais em cativeiro) e observações dos movimentos efectuados pelos dispersores (por telemetria), e não a partir da medição dos valores reais das distâncias de dispersão. Em relação à fragmentação focam-se, essencialmente, nas alterações ao nível da abundância dos dispersores e na remoção dos frutos, sem evidenciar a verdadeira magnitude que as alterações de habitat promovem na dispersão, por exemplo ao nível das distâncias, um factor muito importante na expansão das comunidades vegetais e colonização de novos habitats. É também de salientar que a grande maioria dos estudos focam-se essencialmente em aves, sendo o conhecimento sobre a dispersão de sementes efectuada por carnívoros anda muito limitado, ainda para mais quando se pretende avaliar a fragmentação de habitat e os seus potenciais efeitos sobre a dispersão de sementes. De facto, tanto quanto se verifica na bibliografia existente, não existe ainda nenhum estudo que compare os efeitos da fragmentação ou outras alterações de habitats nos *kernels* de dispersão de sementes gerados por carnívoros.

Neste trabalho são examinados os efeitos que a fragmentação de habitat provoca na dispersão de sementes gerada por carnívoros em duas zonas que representam dois extremos da fragmentação, ou seja, uma zona com uma cobertura vegetal relativamente densa e contínua, e outra zona com uma cobertura vegetal extremamente esparsa e espacialmente agregada. Para a obtenção das distâncias reais de dispersão foram usadas missangas esféricas de diferentes cores, de forma a simular sementes, inseridas em figos secos comuns (*Ficus carica*) disponibilizados semanalmente em estações de alimentação, propositadamente montadas. As estações pretendiam simular árvores de fruto e, portanto, um ponto de partida para a dispersão. A cor exclusiva atribuída a cada estação de alimentação permitiu saber exactamente o ponto de partida de cada missanga encontrada posteriormente nos dejetos de carnívoros. A experiência teve a duração total de 4 meses (Outubro de 2013 a Janeiro de 2014).

Os principais objectivos deste trabalho são: (i) medição real das distâncias de dispersão de sementes geradas por carnívoros a fim de (ii) investigar a ocorrência de diferenças nos *kernels* de dispersão de ambas as zonas e, ainda, (iii) tentar identificar possíveis diferenças entre *kernels* gerados por diferentes espécies de carnívoros.

## 2. Materiais e métodos

Este estudo foi realizado nas proximidades de Évora, região do Alentejo, Portugal (Anexo 1). Nos subcapítulos que se seguem será feita a descrição geral da região bem como uma descrição mais detalhada dos dois locais de estudo e da experiência realizada.

### 2.1. Caracterização geral da região

#### 2.1.1 Caracterização geográfica

O distrito de Évora encontra-se limitado, a norte, pelos distritos de Santarém e Portalegre, a leste pela Espanha, a sul pelo distrito de Beja e a oeste pelo distrito de Setúbal. O distrito ocupa uma área de cerca de 7400km<sup>2</sup>, constituindo assim, a maior extensão distrital de Portugal, e ocupando quase 20% do território nacional continental. A cidade de Évora é o principal pólo urbano da região, tanto em termos populacionais como funcionais (patrimonial, cultural, universitária e de serviços) que potencia toda a área envolvente à cidade, bem como toda a região alentejana. Pela sua localização (a cerca de 108 km de Lisboa e 102 km de Badajoz, em linha recta), Évora é igualmente um espaço que une o litoral alentejano e a região da Estremadura espanhola (“Câmara Municipal de Évora”).

#### 2.1.2. Caracterização climática

O clima da região é mediterrânico, por vezes com alguma influência Atlântica, caracterizado por verões muito quentes e secos ( $T_{\text{máx.}} \geq 22^{\circ} \text{C}$ ) e invernos húmidos e frios (pelo critério de Köppen-Geiger) (Davis & Richardson 1988; Kottek *et al.* 2006). A precipitação distribui-se desigualmente ao longo do ano, com pico no inverno, que alternam com verões secos e muito quentes. A temperatura média anual varia de 9,2 a 21,5° C e a precipitação média é de 664,6 mm, sendo que as temperaturas no verão são bastante elevadas (temperatura média mensal superior a 22° C) e no inverno bastante baixas (temperatura média mensal inferior a 10° C), o que representa uma amplitude anual bastante acentuada, ainda agravada pelas variações climáticas que se têm vindo a observar e que, conseqüente, acentuam os cenários climatéricos mais extremos (“Câmara Municipal de Évora”).

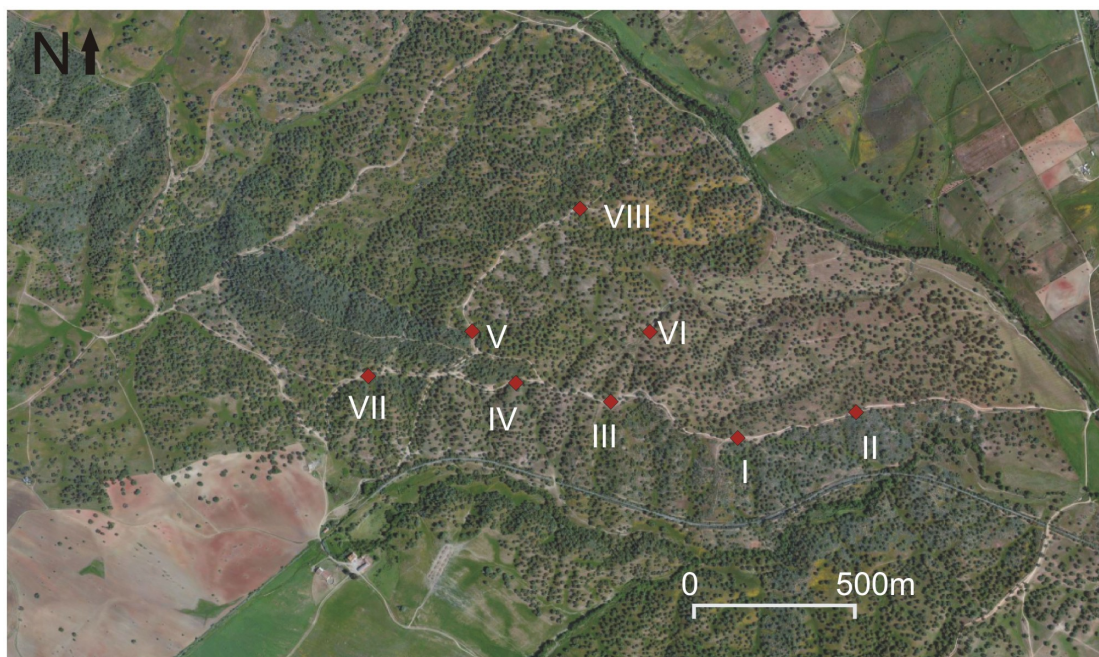
### 2.2. Caracterização da área de estudo

A cobertura florestal e a distribuição espacial no montado varia em conjunto com as actividades de produção e a intensidade de gestão (Pinto-Correia, Ribeiro & Sá-Sousa 2011).

Foram seleccionados dois terrenos de montado, com base nas características que se consideraram relevantes para a experiência. A área de estudo 1 (AE1) e a área de estudo 2 (AE2) são dois montados, com uma predominância vegetal de *Quercus rotundifolia* L. (Azinheira) e *Quercus suber*

L. (Sobreiro), e que estão sob distintos regimes de gestão e, portanto, diferem no grau de distúrbio e, conseqüentemente, na quantidade e configuração espacial da cobertura florestal.

A AE1 (Figura 1), perto de N<sup>a</sup> S<sup>a</sup> de Machede (centróide 38°33'N, 7°48'W), representa um sistema de reduzida gestão agrícola destinado essencialmente à obtenção de produtos florestais não-madeireiros para uso humano, como a cortiça. O pastoreio por gado doméstico está ausente. Assim, a área AE1 é um montado relativamente contínuo e denso (média  $\pm 1$  DP<sup>4</sup> distância entre copas das árvores:  $9,5 \pm 2,8$  m), com uma cobertura (avaliação visual) de cerca de 25%.

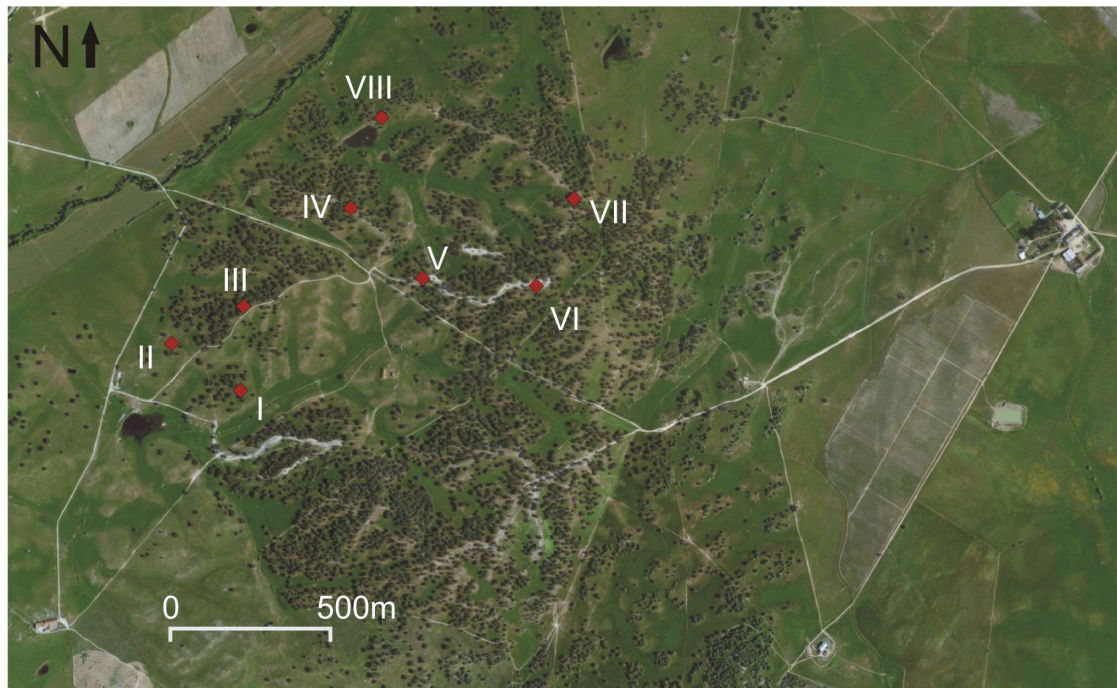


**Figura 1.** Fotografia aérea da AE1 com as estações de alimentação assinaladas (quadrados vermelhos) e identificadas (numeração romana)

A AE2 (Figura 2), perto do Mt<sup>e</sup> das Flores (centróide 38°31'N, 7°55'W), representa um sistema com uma intensa gestão agrícola destinado à colheita de cortiça e poda, mas também com uma pastagem extensiva para gado. Uma vez que a regeneração natural é praticamente ausente, devido ao sobre-pastoreio e plantação mecanizada (J.M. Herrera observação pessoal) a cobertura florestal está espacialmente agregada e extremamente esparsa (média  $\pm 1$  DP distância entre copas das árvores:  $25,8 \pm 35,5$  m) e a cobertura vegetal ao nível do solo é quase negligenciável.

---

4 Desvio padrão



**Figura 2.** Fotografia aérea da AE2 com as estações de alimentação assinaladas (quadrados vermelhos) e identificadas (numeração romana)

Resumidamente, a AE1 representa o regime de gestão menos intenso, neste tipo de sistema silvo-pastoril, partilhando muitas características com habitats naturais e semi-naturais, em comparação com a AE2, sistema com uma gestão mais intensiva. Assim sendo, daqui em diante, a área de estudo 1 será designada como **Zona de Reduzido Distúrbio (ZRD)** e a área de estudo 2 como **Zona de Elevado Distúrbio (ZED)**. A distância entre as duas áreas é de cerca de 50 km.

A variação na cobertura das copas e a sua distribuição espacial são considerados como factores muito importantes na determinação da diversidade e densidade populacional de muitos grupos animais, incluindo os carnívoros (Rosalino, Rosário & Santos-Reis 2009).

Verifica-se a presença de quatro espécies de carnívoros de médio porte na região: *V. vulpes* (Raposa), *M. foina* (Fuinha), *M. meles* (Texugo), *H. ichneumon* (Sacarrabos) e *G. genetta* (Geneta) (J.M. Herrera & A. Mira, dados não publicados). Não existem estudos anteriores que avaliem a dieta destas espécies na área de estudo, mas é esperado que os frutos carnudos componham a sua dieta como tem sido verificado noutras regiões da Península Ibérica (Rosalino, Rosário & Santos-Reis 2009; Guitián & Munilla 2010; López-Bao & González-Varo 2011; Peredo *et al.* 2013). Em ambos os locais os carnívoros poderiam consumir frutos e dispersar sementes de pelo menos 11 espécies de plantas de frutos carnudos, incluindo espécies cultivadas e silvestres; todas elas espécies lenhosas, principalmente árvores.

## 2.3. Descrição da experiência

### 2.3.1. Foto-armadilhagem e sucesso de captura de carnívoros

Foi estimada a diversidade e abundância de carnívoros com o recurso a amostras fotográficas obtidas por câmaras de foto-armadilhagem activadas pelo movimento. Durante o mês de Dezembro de 2013 foram colocadas três câmaras Reconyx HC600 Hyperfire™ em cada uma das áreas de estudo ( $n = 6$ ). As câmaras foram colocadas durante 30 dias, a cerca de 1,5 – 2,0 m acima do solo, espaçadas de pelo menos 500 m. Para cada espécie e local, foi estimado o índice de abundância relativa, calculando a taxa entre eventos de captura e o número de noites de foto-armadilhagem ( $n = 30$ ) e, em seguida, re-dimensionado para 100 noites de foto-armadilhagem. A abundância relativa é uma medida amplamente utilizada para determinar a abundância relativa em estudos de foto-armadilhagem em espécies nas quais é impossível ou extremamente difícil identificar os indivíduos (Kelly 2008). Para calcular a abundância relativa, as capturas de cada espécie foram somadas para todas as câmaras e dias. Assumiu-se que as capturas eram independentes caso o intervalo entre fotografias consecutivas da mesma espécie fosse de pelo menos 24 horas.

### 2.3.2. Planeamento amostral da experiência de alimentação

De Outubro de 2013 a Janeiro de 2014, coincidindo com o pico da época da frutificação na região de estudo, foram oferecidos aos carnívoros frutos experimentais com missangas coloridas no seu interior. Como fruto experimental, foram usados figos secos comuns (*Ficus carica* L.) com cerca de (média  $\pm$  DP)  $46,2 \pm 2,5$  mm de diâmetro. A razão da escolha deste fruto deve-se ao facto de ser frequentemente consumido por carnívoros na Península Ibérica, em locais onde surge naturalmente (Herrera 1989b; Rosalino & Santos-Reis 2009; Rosalino, Rosário & Santos-Reis 2009), e também porque a sua adequabilidade em estudos alimentares relativos a carnívoros foi já comprovada (González-Varo, López-Bao & Guitián 2013). Para simular as sementes foram usadas missangas de plástico coloridas com cerca de  $2,6 \pm 0,1$  mm de diâmetro e cerca de  $25,1 \pm 2,5$  mg de peso (para procedimento similar ver Varela & Bucher 2006; Koike *et al.* 2011; González-Varo, López-Bao & Guitián 2013; Anexo 2). O tamanho das missangas situa-se dentro da gama da maioria das sementes selvagens e cultivadas dispersadas por carnívoros na área de estudo (Herrera 1989b), nomeadamente de figo (Anexo 2). Um ensaio experimental anterior no campo demonstrou que as cores das missangas são correctamente identificadas após a passagem pelo sistema digestivo do animal, indicando que o corante não é libertado durante essa passagem. Além disso, nenhuma missanga foi encontrada partida ou danificada nos dejetos dos carnívoros. Partiu-se do pressuposto que os locais de deposição das missangas por carnívoros foram semelhantes aos de sementes naturais, uma vez que tal foi já demonstrado noutros estudos de dispersão de sementes focados em raposas (Varela & Bucher 2006) e ursos (Koike *et al.* 2011).

Em cada uma das áreas de estudo, foram estabelecidas oito “estações de alimentação” ( $n = 16$ ; Figuras 1 e 2) nas quais foram oferecidos os frutos experimentais (figos), três das quais, simultaneamente, estações de amostragem fotográfica (foto-armadilhagem). Cada uma das estações de alimentação consistia num total de seis “alimentadores” ( $n = 48$ ), que se resumiam a bandejas de alumínio com cerca de  $15,5 \times 11,5 \times 3,5$  cm, colocados ao nível do solo de ambos os lados dos caminhos (Anexo 1-d). Todas as estações de alimentação foram geo-referenciadas usando o centróide do polígono gerado pela posição espacial dos seis alimentadores de cada estação. A cada estação de alimentação foi atribuída uma cor exclusiva para as missangas, de forma a permitir determinar facilmente a origem de cada missanga encontrada num dejecto de carnívoro. A distância média ( $\pm DP$ ) entre os alimentadores que formavam cada estação de alimentação foi de  $4,0 (\pm 0,5)$  m, e a distância média entre as estações de alimentação pertencentes à mesma área de estudo foi de  $280,5 (\pm 15,8)$  m (dados agrupados para ambas as áreas de estudo; Anexo 1). Foi atribuída a mesma cor às estações de alimentação de ambas as áreas de estudo. No entanto, uma vez que a distância entre ambas as áreas (i.e. 50 km) é bastante superior a qualquer distância de dispersão realizada por carnívoros não se esperava qualquer troca de missangas entre as áreas de estudo.

Em cada alimentador, eram colocados seis figos com dez missangas, da mesma cor, no seu interior (Anexo 2-b). Os figos eram oferecidos uma vez por semana, durante todas as semanas nas quais decorreu o estudo. Se algum(s) figo(s), anteriormente oferecido(s), não fosse(m) consumido(s), era(m) removido(s) e o mesmo número era repostos com frutos novos, de forma a promover o consumo dos frutos pelos carnívoros e, conseqüente a probabilidade de recaptura das missangas. Próximo de cada alimentador foram ainda colocadas algumas sardinhas de conserva com o objectivo de facilitar a localização dos alimentadores pelos carnívoros. O reduzido número de frutos experimentais fornecidos, quando comparado com os frutos naturalmente disponíveis à escala da paisagem (note-se que o estudo coincidiu com o pico de frutificação na região de estudo), bem como devido ao facto da habituação ao fornecimento de alimento ser um processo que requer um longo período em espécies de carnívoros (López-Bao, Rodríguez & Palomares 2008), considerou-se negligenciável qualquer efeito deste estudo no comportamento espacial dos animais envolvidos (González-Varo, López-Bao & Guitián 2013).

### 2.3.3. Estratégia de amostragem e de recolha de dejectos de carnívoros e esforço de amostragem

De Outubro a Janeiro foi monitorizada a remoção dos figos de cada um dos alimentadores e procurados dejectos de carnívoros duas vezes por semana, simultaneamente em ambas as áreas de estudo. Uma vez que os carnívoros de médio-porte depositam a maioria dos seus dejectos ao longo de caminhos que eles próprios usam para se deslocar (Mangas *et al.* 2007; Carvalho, Galantinho & Mira 2011), os dejectos foram intensivamente procurados ao longo da rede de caminhos disponíveis

que rodeavam as estações de alimentação, de forma a maximizar o esforço de amostragem [ver González-Varo, López-Bao & Guitián (2013) para um procedimento semelhante]. Quando era localizado um dejetos de carnívoro, a posição era geo-referenciada com um GPS Garmin eTrex® 30 (erro médio  $\pm$  DP:  $3,5 \pm 2,1$  m), e individualmente recolhido para análise posterior em laboratório. Cada dejetos foi subseqüentemente identificado ao nível da espécie, de acordo com a forma, tamanho e odor, características frequentemente usadas na identificação de dejetos de carnívoros (Guitián & Munilla 2010; López-Bao & González-Varo 2011; González-Varo, López-Bao & Guitián 2013), e dissecado de forma a contabilizar o número de missangas que continha. Nas situações em que os dejetos não puderam ser atribuídos a uma espécie com a certeza que era requerida, eram enviados para o laboratório associado InBIO Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva, para serem sujeitos a identificação por análise de DNA mitocondrial. Um total de 25 dejetos foi identificado com recurso a este método. Cinco dejetos identificados visualmente foram adicionalmente enviados para esta identificação por métodos mitocondriais. Todos eles (100%) foram devidamente identificados, a julgar pela análise mitocondrial, corroborando, assim, a adequabilidade do nosso procedimento de identificação da espécie. Ainda assim, dejetos que por qualquer motivo não puderam ser identificados nem visualmente nem geneticamente (geralmente devido à reduzida quantidade ou estado de degradação avançado) foram classificados como “sem-identificação”, mas incluídos nas análises posteriores. As distâncias de dispersão foram calculadas com as coordenadas UTM de cada dejetos, nos quais estavam presentes as missangas, e com as coordenadas das estações de alimentação correspondentes.

Foram usados dois métodos de amostragem na procura de missangas. Primeiro, foram procurados dejetos ao longo dos caminhos disponíveis num raio de 2,5 km em torno de cada estação de alimentação, um valor que inclui o tamanho habitual dos territórios da maioria das espécies que ocorrem nas áreas de estudo, particularmente de *M. foina* (e.g. Zalewski, Jedrzejewski & Jedrzejewska 2004) e *V. vulpes* (e.g. Dekker, Stein & Heitkönig 2001). Em segundo, similarmente a González-Varo, López-Bao & Guitián (2013), sempre que era detectado um dejetos de carnívoro com missangas, a distância mínima de amostragem em torno de cada estação de alimentação era aumentada em 1 km a partir do dejetos mais distante a essa mesma estação de alimentação. Para avaliar possíveis enviesamentos no esforço de amostragem em relação à distância às estações de alimentação, foi determinado o comprimento (km) dos caminhos monitorizados bem como a proporção (%) que estes representam em relação ao comprimento total de todos os caminhos disponíveis no interior de 30 anéis concêntricos não sobrepostos em intervalos de 50 m até aos 1500 m (Anexo 3). O intervalo de 50 m entre cada anel bem como a extensão espacial dos mesmos está relacionada com a forma como os padrões de dispersão foram analisados (ver sub-capítulo 2.3.4). Foi então gerado um primeiro mapa com a rede de caminhos disponíveis em cada área de estudo

com o *plug-in* SEXTANTE no sistema de informação geográfica *open source* QGIS versão 2.2 (Quantum GIS Development Team, 2014). Posteriormente foi calculado o comprimento (km) dos caminhos amostrados no interior de cada um dos anéis concêntricos bem como a sua proporção em cada classe de distância, através do mapeamento da rede de caminhos usada para realizar a amostragem de dejetos de carnívoros para cada estação de alimentação. As estimativas do esforço de amostragem foram calculadas separadamente para a ZRD e para a ZED.

A distância total de caminhos amostrados durante todo o decorrer do estudo foi de cerca de 250 km, sendo uma média  $\pm$  DP de  $7,9 \pm 2,2$  km em cada dia de amostragem na ZRD e  $8,9 \pm 2,6$  km na ZED. O esforço de amostragem relativo (i.e. o comprimento dos caminhos ao longo dos quais os dejetos de carnívoros foram recolhidos em relação à rede de caminhos disponíveis em classes de distância de 50 m) foi de  $68,8 \pm 12,3$  % na ZRD e  $76,3 \pm 11,2$  % na ZED. É ainda importante referir que o esforço de amostragem relativo foi superior a 60% até distâncias próximas de 1000 m – o evento de dispersão mais distante, registado em ambas as áreas de estudo. Por último, a frequência das missangas encontradas em cada anel ( $n = 30$ ) não estava correlacionada com o esforço de amostragem absoluto nem relativo em nenhuma das áreas de estudo (*Spearman's*  $r_s < 0,15$ ,  $p > 0,05$  em todos os casos), sugerindo que as distâncias de dispersão verificadas não eram uma consequência de tendências no esforço de amostragem.

#### 2.3.4. *Kernels* de dispersão de sementes

Os resultados permitiram obter a distribuição da frequência e as estatísticas descritivas das distâncias de dispersão de sementes geradas pelos carnívoros. As avaliações descritivas específicas de cada espécie só puderam ser realizadas para *M. foinea* e *V. vulpes*, uma vez que não foram obtidos dados para as restantes espécies de carnívoros (ver resultados). As distâncias de dispersão foram calculadas para intervalos de distância de 50 m, que combina a elevada resolução de distribuições de frequência ao longo de ambas as áreas de estudo e a presença de sementes em quase todas as classes de distância que compõem a gama de dispersão. Não foram encontradas diferenças significativas nas distâncias de dispersão entre dejetos com missangas de diversas (pelo menos duas) estações de alimentação e dejetos com missangas de apenas uma estação de alimentação (testes *Kolmogorov–Smirnov*:  $p > 0.1$  em todos os casos; Anexo 4). Em conformidade, todas as análises foram efectuadas ao nível das sementes (missangas) [ver González-Varo, López-Bao & Guitián (2013) para um procedimento similar]. Foi testada a existência de diferenças significativas entre as duas áreas de estudo no que diz respeito às distâncias de dispersão e distribuição de distâncias, através de testes *U* de *Mann–Whitney* e *Kolmogorov–Smirnov*, respectivamente.

As funções de densidade foram ajustadas de forma a descreverem matematicamente, da melhor forma possível, os *kernels* de dispersão de sementes, gerados por carnívoros em ambas as áreas de estudo. Foram ajustadas diferentes funções de densidade (i.e. exponencial, normal, *log*-normal, *t*-

Student, gamma e Weibull) aos dados com base na estimativa por máxima verossimilhança. As distribuições revelaram múltiplos picos (ver resultados), portanto, os dados também foram ajustados a um conjunto de distribuições. Nesses casos, em primeiro lugar, os dados foram repartidos em distribuições unimodais (com base na observação visual). Em segundo lugar, foram ajustadas as diferentes funções de densidade a cada uma das partições dos dados, separadamente. Por fim, os dados foram novamente ajustados como um todo, mas utilizando os parâmetros estimados para cada distribuição unimodal que melhor se adaptava a cada partição dos dados (Higgins, Nathan & Cain 2003; Russo, Portnoy & Augspurger 2006; Martínez & González-Taboada 2009). A selecção dos modelos foi feita com base no Critério de Informação Akaike (AIC) (Burnham & Anderson 2002). No caso de distribuições de distância multimodais, foi selecionado o melhor modelo através da comparação do valor AIC das funções de densidade unimodais e multimodais. Todos os kernels foram ajustados no R 3.0.1 (R Development Core Team) com os pacotes ‘*fitdistrplus*’ (ver. 0.1.2), ‘*bblme*’ (ver. 1.0.3) e ‘*emdbook*’ (ver. 1.3.1).

### 3. Resultados

#### 3.1. Diversidade e abundância de carnívoros

No total foram capturados em fotografia três espécies de carnívoros durante o período de amostragem fotográfica, nomeadamente *V. vulpes*, *M. foinea* e *H. ichneumon* (Figura 3). Todas as espécies foram registadas nas duas áreas de estudo, com a excepção de *H. ichneumon* que apenas foi registado na ZRD. Foram encontradas diferenças significativas entre as duas áreas de estudo no índice de abundância relativa de carnívoros (teste-*U MW*:  $z = 5,3$ ;  $p < 0,01$ ), sendo quase o dobro na ZRD relativamente à ZED [34,5 contra 18,7 dias com presença (dcp)  $\times 100^{-1}$  dias de foto-armadilhagem na ZRD e ZED, respectivamente]. Em relação às espécies, a abundância relativa de *V. vulpes* foi significativamente superior na ZRD (17,5 dcp  $\times 100^{-1}$  dias de foto-armadilhagem) do que na ZED (10,3 dcp  $\times 100^{-1}$  dias de foto-armadilhagem) (teste-*U MW*:  $z = 2,8$ ;  $p > 0,05$ ). Relativamente a *M. foinea*, não houveram diferenças significativas entre as duas áreas de estudo (teste-*U MW*:  $z = 1,3$ ;  $p > 0,05$ ), embora a abundância tenha sido ligeiramente superior na ZRD (12,8 dcp  $\times 100^{-1}$  dias de foto-armadilhagem) do que na ZED (10,5 dcp  $\times 100^{-1}$  dias de foto-armadilhagem). A abundância relativa de *H. ichneumon* na ZRD foi a mais baixa de todos os carnívoros com 7,1 dcp  $\times 100^{-1}$  dias de foto-armadilhagem.



**Figura 3.** Fotografias de (a) uma fuinha (*M. foina*) na ZED, (b) outra fuinha na ZRD, (c) um sacarrabos (*H. ichneumon*) na ZRD e (d) uma raposa (*V. vulpes*) na ZED, obtidas com as câmaras de foto-armadilhagem. As fotografias capturaram os carnívoros perto dos alimentadores usados para oferecer os figos com missangas no seu interior

### 3.2. Remoção dos frutos e recuperação das missangas

Os figos foram integralmente removidos de ambas as áreas de estudo, o que sugere que foram consumidos por animais de grande porte. Sugere-se que os carnívoros foram responsáveis pela maioria do consumo dos frutos experimentais (e conseqüentemente, pelos eventos de dispersão) por diversas razões. Em primeiro, outros animais de menores dimensões, como aves e roedores, habitualmente consomem os frutos de uma forma parcial deixando sinais, como marcas de bico ou dentes (I. Teixeira e J.M. Herrera, observação pessoal). Em segundo, a remoção de frutos por outros mamíferos, como *S. scrofa*, é facilmente reconhecível, uma vez que esta espécie danifica e move as bandejas (I. Teixeira e J.M. Herrera, observação pessoal). Em terceiro, e último, apenas foram capturados fotograficamente carnívoros na experiência de foto-armadilhagem.

Foram encontrados 254 dejetos de carnívoros durante todo o período durante o qual decorreu o estudo (169 e 85 na ZRD e na ZED, respectivamente). Em termos de espécies, 91 dejetos (35,8%) pertenciam a *M. foina* (59 na ZRD e 32 na ZED), 68 (26,7%) a *V. vulpes* (41 na ZRD e 27 na ZED), 12 (4,7%) a *M. meles* (11 na ZRD e 1 na ZED) e 4 (1,57%) a *H. ichneumon* (1 na ZRD e 3 na ZED)

(Anexo 4). Um total de 68 dejetos (26,7%) foram classificados como “sem-identificação” (56 na ZRD e 12 na ZED), mas considerados para a análise de todo o conjunto de carnívoros, independentemente da espécie (Anexo 5).

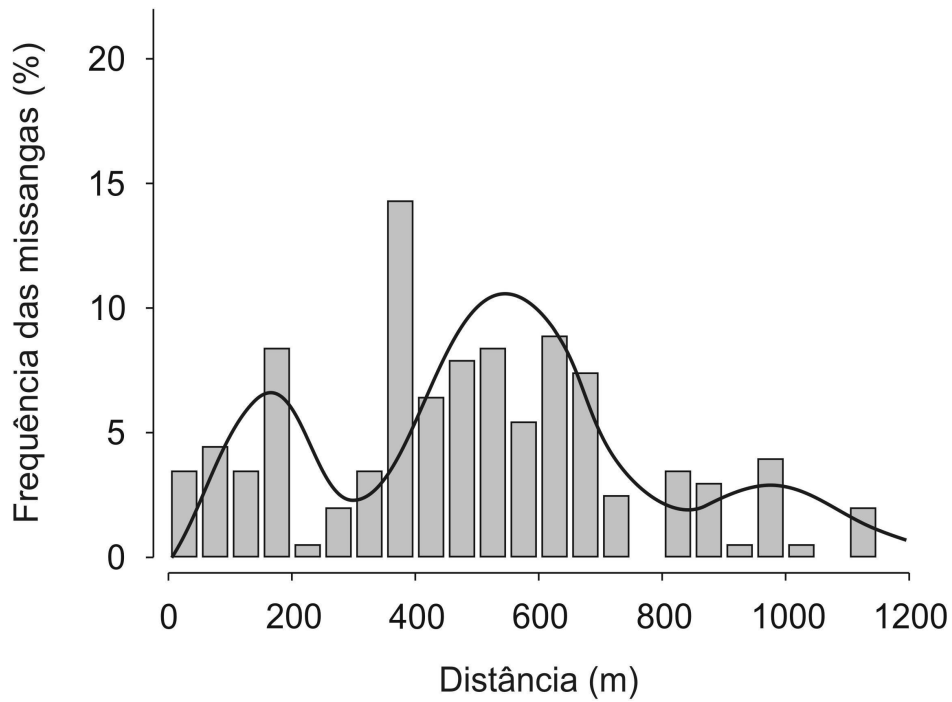
Um total de 483 missangas foi recuperado de 84 dejetos de carnívoros, que representa cerca de 3% do número total de missangas oferecidas durante a experiência (483 de 16500; Anexo 5). Por espécie, foram recuperadas 330 (68,33%) missangas (142 na ZRD e 188 na ZED) em 67 dejetos (43 na ZRD e 24 na ZED) pertencentes a *M. foina*; 52 (10,76%) missangas (26 em ambas as áreas de estudo) em 7 dejetos (5 na ZRD e 2 na ZED) pertencentes a *V. vulpes* e 29 (6,0%) missangas em apenas 1 dejetos encontrado na ZED pertencente a *H. ichneumon* (Anexo 5). Não foram encontrados dejetos pertencentes a *M. meles* com missangas. Um total de 72 (14,9%) missangas (35 na ZRD e 37 na ZED) foi encontrado em 15 dejetos (10 na ZRD e 5 na ZED) pertencentes a espécies “sem-identificação”. Deste modo, foi possível identificar correctamente o vector de dispersão de 411 missangas (85,1% do total das missangas recuperadas), sendo os mais frequentes *M. foina* e *V. vulpes*.

É importante referir que 14 dejetos (16,6%) continham missangas provenientes de duas ou mais estações de alimentação (8 na ZRD e 6 na ZED), sendo a distância média entre essas estações de 435,3 m na ZRD (de 113,2 a 818,2 m) e 517,1 m na ZED (de 281,1 a 913,2 m). A quantidade de missangas por dejetos foi menor na ZRD (média = 3,5; mediana = 3,0;  $Q_{25}$ - $Q_{75}$  = 1-4; gama: 1-13) do que na ZED (média = 8,7; mediana = 5,5;  $Q_{25}$ - $Q_{75}$  = 2-14, gama: 1-29), mas não houve diferenças entre espécies de carnívoros (teste- U MW,  $Z = 0,23$ ;  $P = 0,15$ ).

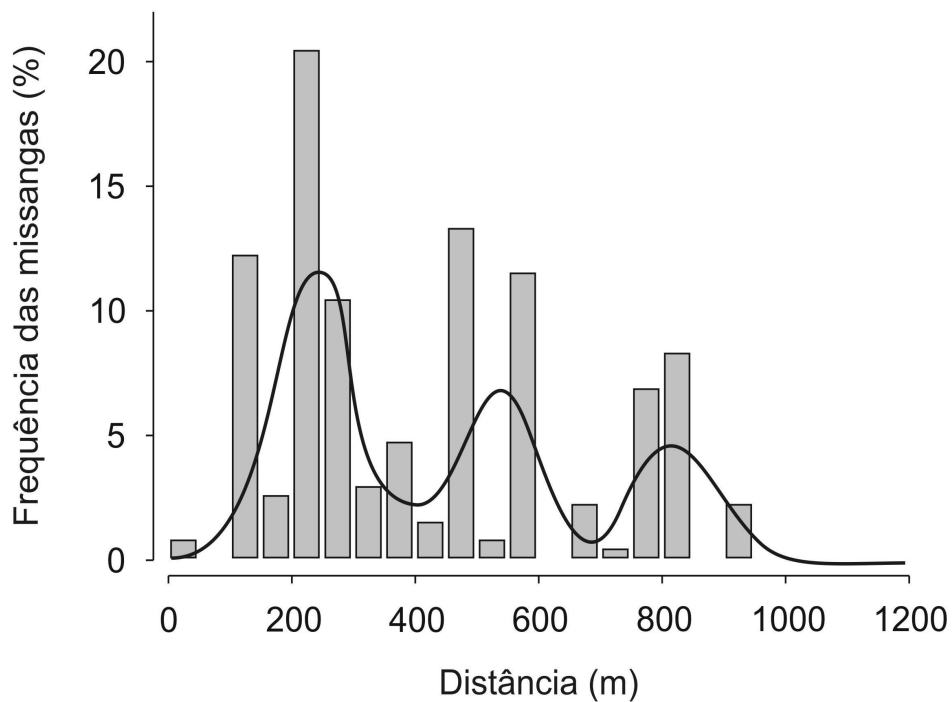
### 3.3. *Kernels* de dispersão de sementes

Foram encontradas fortes diferenças nos *kernels* de dispersão de sementes gerados pelo conjunto de carnívoros nas duas áreas de estudo (Figura 4). Essas diferenças foram tanto ao nível da distribuição das distâncias (teste *KS*:  $p < 0,001$ ) bem como nas distâncias de dispersão médias (teste- *U MW*:  $z = 6,5$ ;  $p < 0,01$ ). As distâncias de dispersão (Tabela 1) variaram entre 6,3 e 1116,9 m na ZRD (média = 485,4 m; mediana = 477,0;  $Q_{25}$ - $Q_{75}$  = 342-614) e entre 20,7 e 944,0 m na ZED (média = 415,0 m; mediana = 369,3,  $Q_{25}$ - $Q_{75}$  = 239-559).

(a) ZRD



(b) ZED



**Figura 4.** Frequência (%) das missangas em cada classe de distância de 50 m (barras) e os kernels de dispersão de sementes (linhas; representam as curvas de densidade que melhor se ajustam aos dados) na (a) ZRD e na (b) ZED gerados pelo conjunto de todos os carnívoros

**Tabela 1.** Estatísticas gerais das distâncias de dispersão (m) na área de estudo 1 (ZRD) e na área de estudo 2 (ZED) geradas por todos os carnívoros e pelas duas espécies que realizaram a maioria dos eventos de dispersão

Espécies	Área de estudo	Média	Mediana	$Q_{25} - Q_{75}$	Máx. *	>1000 m (%) †
Todas	ZRD	485,48	477,00	342 – 614	1116,96	2,46
	ZED	415,05	369,35	239 – 559	944,03	0
<i>M. foina</i>	ZRD	488,96	477,00	370 – 591	1116,96	3,74
	ZED	403,56	322,49	248 – 559	944,03	0
<i>V. vulpes</i>	ZRD	617,38	614,33	591 – 614	964,55	0
	ZED	761,66	816,33	816 – 816	816,33	0

\* “Máx.” é a distância máxima de dispersão registada para todos os carnívoros e individualmente, por *M. foina* e *V. vulpes*

† “>1000m (%)” é a percentagem de eventos de dispersão a uma distância superior a 1000m.

Notavelmente, os *kernels* de dispersão de sementes de ambas as áreas de estudo caracterizam-se pela presença de diversos picos (Figura 4). De facto, as funções multimodais ajustaram-se melhor aos dados do que as unimodais (Anexo 6). No entanto, existem fortes diferenças entre as distribuições unimodais que melhor se adaptaram aos dados de ambas as áreas de estudo (tabela 2). Na ZRD, a função de densidade que melhor se ajustou apresenta 3 picos descritos pelas distribuições Weibull, normal e normal, respectivamente, enquanto que na ZED as funções de densidade são descritas pelas distribuições Weibull, Weibull e normal, respectivamente (tabela 2). Mais importante ainda é que o *kernel* de dispersão na ZRD contém 67,0% dos dados no pico central entre os 250 e os 800 m, enquanto que o *kernel* da ZED – caracterizado por diversos picos decrescentes – contém mais de 50% dos dados entre os 0 e os 350 m (Figura 4; Tabela 2). Adicionalmente, foram encontradas missangas a distância superiores a 1000 m apenas na ZRD, que representam 2,5% do total dos eventos de dispersão realizados por todas as espécies de carnívoros (Figura 4; Tabela 4).

Estimativa dos parâmetros das funções com melhor ajuste aos dados de dispersão gerados por todos os carnívoros na área de estudo 1 (ZRD) e na área de estudo 2 (ZED).

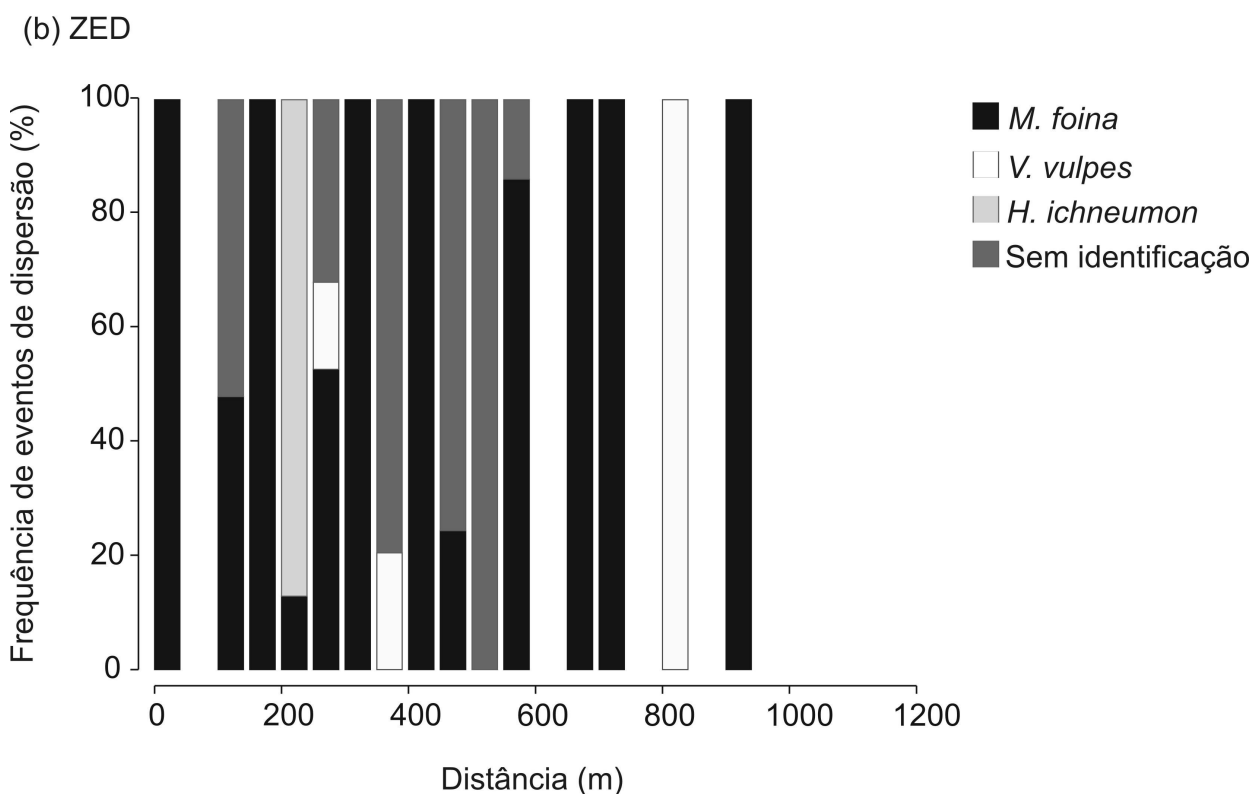
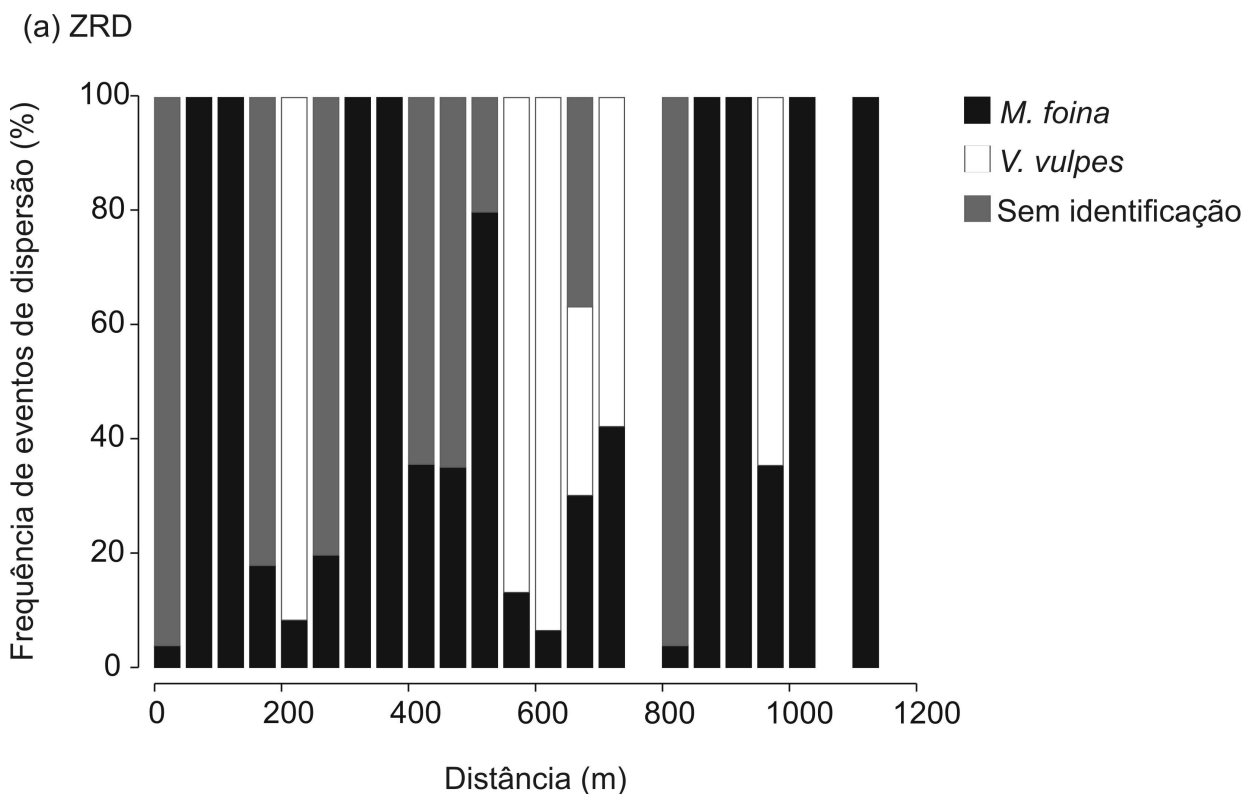
**Tabela 2.** Parâmetros das funções com melhor ajuste aos dados de dispersão gerados por todos os carnívoros na área de estudo 1 (ZRD) e na área de estudo 2 (ZED)

Área de estudo	Função do pico	Intervalo (m) *	Prop. †	Parâmetro 1 ( $\pm\sigma$ )	Parâmetro 2 ( $\pm\sigma$ )
ZRD	1: Weibull	0 – 250	0,20	Forma=2,76 (0,37)	Escala=3,27 (0,19)
	2: Normal	250 – 800	0,67	Média=10,52 (0,21)	DP=2,45 (0,15)
	2: Normal	800 – 1200	0,13	Média=19,22 (0,39)	DP=2,01 (0,27)
ZED	1: Weibull	0 – 350	0,49	Forma=4,32 (0,3)	Escala=5,19 (0,12)
	2: Weibull	350 – 650	0,31	Forma=8,95 (0,77)	Escala=11,01 (0,14)
	3: Normal	650 – 1200	0,20	Média=16,51 (0,17)	DP=1,26 (0,12)

\* “Intervalo (m)” exibe o intervalo de distâncias de dispersão no qual os dados foram separados para se ajustarem individualmente a cada pico

† “Prop.” é a proporção que cada parte representa na função principal

Em relação à diferença entre espécies, as distâncias de dispersão realizadas por *M. foina* foram menores (média = 488,9 m na ZRD e 403,5 na ZED) do que as realizadas por *V. vulpes* (617,3 m na ZRD e 761,6 na ZED) (Tabela 1). Como referido anteriormente, *M. foina* foi responsável pela maioria dos eventos de dispersão (Figura 5). Consequentemente, não foram encontradas diferenças significativas entre a distribuição da dispersão de missangas gerada por todo o conjunto de carnívoros e a gerada exclusivamente por *M. foina*, em nenhuma das áreas de estudo (teste KS:  $P > 0,05$ ). No entanto, foram encontradas diferenças significativas nos *kernels* de dispersão de *M. foina* de ambas as áreas de estudo (teste KS:  $P < 0,001$ ). Portanto, diferenças entre a ZRD e a ZED nos *kernels* de dispersão de sementes gerados por todo o conjunto de carnívoros estão maioritariamente relacionadas com a contribuição relativa de *M. foina* para os *kernels* de cada área de estudo.



**Figura 5.** Contribuição (%) de *M. foina* (preto), *V. vulpes* (branco), *H. ichneumon* (cinzento claro) e carnívoros “sem-identificação” (cinzento escuro) na dispersão de missangas em cada classe de distância de 50 m na (a) área de estudo 1 (ZRD) e na (b) área de estudo 2 (ZED)

## 4. Discussão

### 4.1. Observações acerca da metodologia e resultados

Este estudo permitiu examinar os efeitos que a variação da cobertura florestal promove ao nível dos mamíferos carnívoros e, conseqüentemente, ao nível da dispersão de sementes realizada por estes. Para isso foi usada uma metodologia baseada no consumo de frutos experimentais com missangas coloridas no seu interior, de forma a simular sementes produzidas naturalmente por frutos, por diversos carnívoros (possíveis dispersores). Através da recuperação das missangas, conseguida pela recolha de dejetos de carnívoros, foi possível calcular a distância de dispersão em dois habitats com distintos graus de cobertura vegetal: a AE1, um montado de reduzida gestão agrícola relativamente contínuo e denso (ZRD) e a AE2, um montado com uma intensa gestão agrícola e uma cobertura florestal bastante agregada e dispersa (ZED). Durante o decorrer da experiência, todos os figos oferecidos foram removidos das bandejas. Embora não se possa afirmar que todos os figos tenham sido ingeridos por carnívoros, é bastante provável que uma parte significativa o tenha sido (ver sub-capítulo 3.2). Este facto é corroborado com as fotografias obtidas pelas câmaras de foto-armadilhagem, nas quais se verifica a presença de apenas carnívoros. É, ainda, de extrema importância salientar que este método é bastante mais barato e simples de concretizar, quando comparado com outros métodos frequentemente usados em estudos semelhantes, como a determinação do tempo de retenção intestinal e o registo do movimento do animal (implica a captura do animal, requer espaço para a execução da experiência no animal cativo, e custos logísticos associados à telemetria) ou estudos genéticos (e.g. Jordano *et al.* 2007). Jordano *et al.* (2007) refere que as três questões essenciais que devem ser respondidas em qualquer estudo de dispersão de sementes são: (i) qual a árvore-mãe; (ii) qual a distância de dispersão; e (iii) que frugívoro realizou a dispersão. Com o método usado, é possível obter resposta a todas as estas questões essenciais de uma forma mais simplificada do que métodos baseados em análises genéticas.

O maior esforço relativo à metodologia incide sobre o trabalho de campo, que requer uma análise intensiva da(s) área(s) de estudo e da rede de caminhos que a(s) integra(m), bem como algum conhecimento e/ou experiência na identificação de dejetos. Foi já referido anteriormente que o número de missangas encontrado em cada classe de distância não está correlacionado com o esforço de amostragem em nenhuma das áreas de estudo. De facto, o esforço foi superior a 60% até distâncias relativamente próximas dos 1000m (Anexo 3), havendo então um decréscimo do esforço em distâncias superiores. No entanto, note-se que apenas 2,46% dos eventos de dispersão ocorreram a distâncias superiores (Tabela 1).

Em relação ao número de dejetos encontrados – com ou sem missangas – este está de acordo com a abundância relativa de carnívoros em cada uma das áreas de estudo. Isto é, a quantidade de dejetos encontrados na ZRD foi superior aos encontrados na ZED; da mesma forma verifica-se que

a abundância relativa de carnívoros – independentemente da espécie – foi igualmente superior na ZRD comparativamente à ZED. O mesmo acontece com cada uma das espécies, ou seja, *M. foina* e *V. vulpes* foram as espécies que simultaneamente realizaram a maioria dos eventos de dispersão e que, pelos dados fotográficos, têm uma abundância relativa superior, em ambas as áreas de estudo. *H. ichneumon* foi a espécie, das identificadas, que realizou menos eventos de dispersão, sendo também a que aparenta ter uma abundância relativa menor. Sabe-se da existência de mais duas espécies de carnívoros de médio porte na região de estudo, *M. meles* e *G. genetta*, embora nenhuma delas tenha sido capturada fotograficamente. Foram, no entanto, encontradas algumas latrinas de *M. meles* (Anexo 5) que pela inspeção regular se confirmou serem usadas frequentemente, confirmando a presença desta espécie. No que diz respeito à *G. genetta* não foram encontrados nenhuns dejetos, sendo que estes são relativamente difíceis de encontrar, uma vez que são depositados em latrinas normalmente situadas em lugares distintos e normalmente elevados como árvores, rochas ou muros (Palomares 1993; Barrientos 2006; Espírito-Santo, Rosalino & Santos-Reis 2007).

#### 4.2. Alterações nos *kernels* de dispersão de sementes induzidas por alterações no habitat

Os resultados estão de acordo com outros estudos que averiguam o papel dos carnívoros como vectores de dispersão de sementes a distâncias relativamente longas (> 200 m). No geral, essas distâncias estão acima da gama da maioria dos eventos de dispersão realizados por outros frugívoros de pequeno e médio-porte, como aves (e.g. Martínez, García & Obeso 2008), o que confirma a existência de uma diversidade funcional entre os diversos conjuntos de dispersores em termos de distâncias de dispersão que realizam (Jordano *et al.* 2007). No geral, as distâncias de dispersão obtidas nesta experiência estão abaixo das normalmente registadas em estudos semelhantes [e.g. Jordano *et al.* (2007) observaram distâncias acima dos 1500 m para mamíferos; González-Varo, López-Bao & Guitián (2013) observaram distâncias de dispersão até aos 2846 m], o que pode ser explicado pelo facto de a maioria dos eventos serem atribuídos a *M. foina* (Anexo 5), uma espécie com um território mais reduzido e, conseqüentemente, com distâncias de dispersão mais curtas comparativamente a outras espécies de carnívoros, como *V. vulpes*. De facto, as distâncias obtidas nesta experiência correspondem com as distâncias registadas apenas para *M. foina* noutros estudos (ver González-Varo, López-Bao & Guitián 2013).

Assim sendo, os *kernels* de dispersão de ambas as áreas de estudo caracterizam-se pela presença de diversos picos (Figura 4). No entanto, apesar de apresentarem o mesmo número de picos (n=3), as distribuições que caracterizam cada um deles são muito diferentes. O *kernel* da ZRD caracteriza-se por um pico central de maior amplitude – no qual estão incluídos 67,0% dos dados obtidos – ladeado de dois picos menores (Figura 4-a), enquanto que *kernel* da ZED caracteriza-se por três

picos decrescentes. Consequentemente, os *kernels* de dispersão demonstram fortes diferenças entre os parâmetros de dispersão das duas áreas de estudo, como as distribuições de missangas em cada classe de distância e as distâncias médias de dispersão. Especificamente, o distúrbio de um sistema (na ZED), que se traduz numa reduzida cobertura florestal, provocou uma deslocação do *kernel* para a esquerda. Na prática, o que se verifica é que houve um aumento da frequência relativa dos eventos de dispersão de curta distância e uma diminuição dos de longa distância, sendo a maioria das missangas dispersas a distâncias entre 0 – 400 m e a distância máxima de dispersão de 944,03m (contra 1116,96 m na ZRD). Tal como se verifica nos dados de todos os carnívoros, também existe uma redução das distâncias média e mediana realizadas por *M. foina* na ZED comparativamente à ZRD (Tabela 1). Estas diferenças estão possivelmente mais relacionadas com os efeitos do distúrbio nos movimento que os carnívoros frugívoros realizam do que com a abundância de cada espécie – note-se que os dados da foto-armadilhagem não revelaram quaisquer diferenças na abundância de carnívoros entre as duas áreas de estudo. Além disso, o distúrbio no habitat promove a descontinuidade e a distribuição espacial da cobertura florestal (J. M. Herrera *et al.* 2014. Manuscrito em preparação) que, por sua vez, influencia o movimento dos frugívoros na procura de alimento (Morales *et al.* 2013) e, no caso dos carnívoros, de marcação territorial. Notavelmente, verificou-se o contrário nas distâncias realizadas por *V. vulpes*, que foram mais longas na ZED do que ZRD (Tabela 1), o que sugere que esta espécie, frequentemente descrita pelo seu carácter oportunista, não é tão afectada pela redução da cobertura vegetal.

#### 4.3. Considerações finais e implicações para a conservação

Este estudo serviu para demonstrar os efeitos que o distúrbio florestal local produz nos *kernels* de dispersão de sementes gerados por carnívoros. Isto é, o distúrbio promove alterações no comportamento espacial dos carnívoros que, posteriormente, se traduz em alterações de parâmetros chave na dispersão de sementes, como a distância média e a proporção relativa de eventos de curta e longa distância.

O distúrbio local aqui explorado, e que resulta de actividades humanas como extracção selectiva de madeira, recolha de lenha e/ou pecuária, é menos estudado comparativamente à fragmentação de habitat e perda florestal severa (Lewis 2006). No entanto, estes distúrbios locais de pequena escala, além de formarem uma enorme proporção de paisagens mediterrâneas – incluindo paisagens australianas (Bradshaw 2012) e os sistemas agro-florestais no sul da Europa (e.g. Pinto-Correia, Ribeiro & Sá-Sousa 2011) – estão a aumentar, em quantidade, em paisagens tropicais (Peres, Barlow & Laurance 2006). Portanto, as conclusões deste estudo são de larga relevância, especialmente no contexto mediterrâneo, onde apenas na Península Ibérica o sistema montado/*dehesa* cobre cerca de 3,5 – 4,0 M ha (Pinto-Correia, Ribeiro & Sá-Sousa 2011).

Sendo a dispersão de sementes um processo essencial na manutenção e expansão das comunidades vegetais, é imprescindível compreender as diversas interações na dispersão e como as alterações no habitat influenciam os potenciais dispersores, de forma a poder mitigar esses mesmos efeitos. É essencial que haja movimento de sementes não só em habitats com pouco distúrbio, mas também em habitats mais degradados, pois é uma forma de promover a recuperação do ecossistema. A identificação e conservação das espécies dispersoras é fundamental para a manutenção da dispersão de sementes.

Nos ecossistemas mediterrâneos, a presença humana já está bem marcada e existe um longo historial de convivência entre Homens e animais. Pelo que a conservação das espécies dispersoras, nomeadamente de carnívoros, passa também pela conservação e gestão cuidada dos sistemas ecológicos, de forma a assegurar a manutenção de todas as características favoráveis às diversas espécies. Um importante aspecto é garantir que a conservação da biodiversidade está integrada nas políticas públicas de diversos sectores que têm, ou possam vir a ter, impacto sobre os habitats e as espécies que neles habitam, nomeadamente a agricultura, pescas e florestas, assim como planeamento urbanístico, de transportes, entre outros (Cuttelod *et al.* 2008).

## 5. Referências bibliográficas

- Alcántara, J.M., Rey, P.J., Valera, F. & Sánchez-LaFuente, A.M. (2000) Factors shaping the seedfall pattern of a bird-dispersed plant. *Ecology*, **81**, 1937–1950.
- Alves, F. (2012) Geneta (*Genetta genetta*): a trepadora africana. *Um olhar sobre os carnívoros portugueses* (eds F. Loureiro, N.M. Pedroso, M.J. Santos & L.M. Rosalino), pp. 167–179. CARNIVORA, Lisboa.
- Barrientos, R. (2006) Year-round defecation pattern in wild genets (*Genetta Genetta* L.) in a mountain forest (Toledo, Central Spain). *Polish Journal of Ecology*, **54**, 325–328.
- Boulay, R., Coll-Toledano, J., Manzaneda, A. J., & Cerdá, X. (2007). Geographic variations in seed dispersal by ants: are plant and seed traits decisive? *Naturwissenschaften*, **94**, 242–246.
- Bradshaw, C.J.A. (2012) Little left to lose: deforestation and forest degradation in Australia since European colonization. *Journal of Plant Ecology*, **5**, 109–120.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical-Theoretic Approach*, 2nd ed. Springer, New York.
- Cain, M.L., Milligan, B.G. & Strand, A.E. (2000) Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany*, **87**, 1217–1227.
- Câmara Municipal de Évora. URL <http://www.cm-evora.pt/pt/> [accessed 15 May 2014]
- Canteiro, C., Pinto-Cruz, C., Simões, M.P., Gazarini, L., Pinto-Correia, T., Ribeiro, N. & Potes, J. (2011) Conservation of Mediterranean oak woodlands: understory dynamics under different shrub management. *Agroforestry Systems*, **82**, 161–171.
- Carlo, T. & Morales, J. (2008) Inequalities in fruit removal and seed dispersal: consequences of bird behaviour, neighbourhood density and landscape aggregation. *Journal of Ecology*, **96**, 609–618.
- Carvalho, F., Galantinho, A. & Mira, A. (2011) Factors affecting small and middle-sized carnivore occurrence in Mediterranean agricultural landscapes: case studies in southern Portugal. *Middle-Sized Carnivores in Agricultural Landscapes* (eds L. Rosalino & C. Gheler-Costa), Nova Science Publishers, Inc.
- Carvalho, J.C. & Gomes, P. (2001) Food habits and trophic niche overlap of the Red Fox, European Wild Cat and Common Genet in the Peneda-Gerês National Park. *Galemys*, **13**, 39–48.
- Carvalho, J.C. & Gomes, P. (2004) Feeding resource partitioning among four sympatric carnivores in the Peneda-Gerês National Park (Portugal). *Journal of Zoology*, **263**, 275–283.
- Chapman, C.A. & Russo, S.E. (2011) Primate seed dispersal: Linking behavioral ecology with forest community structure. *Journal of Tropical Ecology*, **22**, 510–525.

- Costa, A., Madeira, M., Lima Santos, J., Plieninger, T. & Seixas, J. (2014) Fragmentation patterns of evergreen oak woodlands in Southwestern Iberia: Identifying key spatial indicators. *Journal of environmental management*, **133**, 18–26.
- Cuttelod, A., García, N., Malak, D.A., Temple, H. & Katariya, V. (2008) The Mediterranean: A biodiversity hotspot under threat. *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species* (eds J.C. Vié, C. Hilton-Taylor & S.N. Stuart), IUCN, Gland, Switzerland.
- Davis, G.W. & Richardson, D.M. (eds). (1988) *Mediterranean-Type Ecosystems: The Function of Biodiversity*. Springer-Verlag.
- Dekker, J.J.A., Stein, A. & Heitkönig, I.M.A. (2001) A spatial analysis of a population of red fox (*Vulpes vulpes*) in the Dutch coastal dune area. *Journal of Zoology*, **255**, 505–510.
- Díaz, M., Pulido, F.J. & Marañón, T. (2003) Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adehesados. *Revista Ecosistemas*, **3**.
- Eichhorn, M.P., Paris, P., Herzog, F., Incoll, L.D., Liagre, F., Mantzanas, K., Mayus, M., Moreno, G., Papanastasis, V.P., Pilbeam, D.J., Pisanelli, a. & Dupraz, C. (2006) Silvoarable Systems in Europe – Past, Present and Future Prospects. *Agroforestry Systems*, **67**, 29–50.
- Espírito-Santo, C., Rosalino, L. M., & Santos-Reis, M. (2007) Factors affecting the placement of common genet latrines in a Mediterranean landscape in Portugal. *Journal of Mammology*, **88**, 201–207.
- Fedriani, J.M. & Delibes, M. (2009a) Seed Dispersal in the Iberian Pear, *Pyrus bourgaeana*: A Role for Infrequent Mutualists. *Ecoscience*, **16**, 311–321.
- Fedriani, J.M. & Delibes, M. (2009b) Functional diversity in fruit-frugivore interactions: a field experiment with Mediterranean mammals. *Ecography*, **32**, 983–992.
- Ferreira, D. de B. (2001) Evolução da paisagem de Montado no Alentejo Interior ao longo do século XX: Dinâmica e incidências ambientais. *Finisterra*, **36**, 179–193.
- Forget, P. M. (1990) Seed-dispersal of *Vouacapoua Americana* (Caesalpiniaceae) by caviomorph rodents in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, **6**, 459–468.
- Forget, P. M. & Milleron, T. (1991) Evidence for secondary seed dispersal by rodents in Panama. *Oecologia*, **87**, 596–599.
- Galetti, M., Donatti, C. I., Pizo, M. A., & Giacomini, H. C. (2008). Big Fish are the best: Seed Dispersal of *Bactris glaucescens* by the Pacu Fish (*Piaractus mesopotamicus*) in the Pantanal, Brazil. *Biotropica*, **40**, 386–389.

- Gehring, T.M. & Swihart, R.K. (2003) Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation*, **109**, 283–295.
- Gómez, J. M., Puerta-Piñero, C., & Schupp, E. W. (2008) Effectiveness of rodents as local seed dispersers of Holm oaks. *Oecologia*, **155**, 529–37.
- González-Varo, J.P., López-Bao, J. V. & Guitián, J. (2013) Functional diversity among seed dispersal kernels generated by carnivorous mammals. *The Journal of Animal Ecology*, **82**, 562–571.
- Guitián, J. & Munilla, I. (2010) Responses of mammal dispersers to fruit availability: Rowan (*Sorbus aucuparia*) and carnivores in mountain habitats of northern Spain. *Acta Oecologica*, **36**, 242–247.
- Herrera C.M. (1989a) Seed dispersal by animals: A role in angiosperm diversification? *The American Naturalist*, **133**, 309–322
- Herrera, C.M. (1989b) Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed Mediterranean habitats. *Oikos*, **55**, 250–262.
- Herrera, C.M. (1995) Plant-Vertebrate seed dispersal systems in the Mediterranean: Ecological, evolutionary, and historical determinants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **26**, 705–727.
- Herrera, C.M. (2002) Seed dispersal by vertebrates. *Plant-animal interactions: an evolutionary approach* (ed C.M. Herrera), pp. 185–208. Blackwell Science Ltd., Oxford
- Herrera, C.M. & Jordano, P. (1981) *Prunus mahaleb* and birds: the high-efficiency seed dispersal system of a temperate fruiting tree. *Ecological Monographs*, **51**, 203–218.
- Herrera, J.M., Morales, J.M. & García, D. (2011) Differential effects of fruit availability and habitat cover for frugivore-mediated seed dispersal in a heterogeneous landscape. *Journal of Ecology*, **99**, 1100–1107.
- Higgins, S.I., Nathan, R. & Cain, M.L. (2003) Are long-distance dispersal events in plants usually caused by nonstandard means of dispersal? *Ecology*, **84**, 1945–1956.
- Howe, H.F. & Miriti, M.N. (2004) When Seed Dispersal Matters. *BioScience*, **54**, 651.
- Jerozolinski, A., Ribeiro, M. B. N., & Martins, M. (2009). Are tortoises important seed dispersers in Amazonian forests? *Oecologia*, **161**, 517–28.
- Jordano, P. (2000) Fruits and frugivory. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2nd ed (ed M. Fenner), pp. 125–166. CAB International, Wallingford, UK.

- Jordano, P., Garcia, C., Godoy, J.A. & García-Castaño, J.L. (2007) Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Juan, T., Sagrario, A., Jesús, H. & Cristina, C.M. (2006) Red fox (*Vulpes vulpes* L.) favour seed dispersal, germination and seedling survival of Mediterranean Hackberry (*Celtis australis* L.). *Acta Oecologica*, **30**, 39–45.
- Kelly, M.J. (2008) Design, evaluate, refine: Camera trap studies for elusive species. *Animal Conservation*, **11**, 182–184.
- Kirika, J.M., Bleher, B., Böhning-Gaese, K., Chira, R. & Farwig, N. (2008) Fragmentation and local disturbance of forests reduce frugivore diversity and fruit removal in *Ficus thonningii* trees. *Basic and Applied Ecology*, **9**, 663–672.
- Koike, S., Masaki, T., Nemoto, Y., Kozakai, C., Yamazaki, K., Kasai, S., Nakajima, A. & Kaji, K. (2011) Estimate of the seed shadow created by the Asiatic black bear *Ursus thibetanus* and its characteristics as a seed disperser in Japanese cool-temperate forest. *Oikos*, **120**, 280–290.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F. (2006) World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, **15**, 259–263.
- Lenz, J., Fiedler, W., Caprano, T., Friedrichs, W., Gaese, B.H., Wikelski, M. & Böhning-Gaese, K. (2011) Seed-dispersal distributions by trumpeter hornbills in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **278**, 2257–64.
- Levin, S., Muller-Landau, H.C., Nathan, R. & Chave, J. (2003) The Ecology and Evolution of seed dispersal: A Theoretical Perspective. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **34**, 575–604.
- Levine, J.M. & Murrell, D.J. (2003) The Community-Level Consequences of Seed Dispersal Patterns. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **34**, 549–574.
- Lewis, S. L. (2006) Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B*, **361**, 195–210.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., Driscoll, D., Fahrig, L., Fischer, J., Franklin, J., Haila, Y., Hunter, M., Gibbons, P., Lake, S., Luck, G., MacGregor, C., McIntyre, S., Nally, R. Mac, Manning, A., Miller, J., Mooney, H., Noss, R., Possingham, H., Saunders, D., Schmiegelow, F., Scott, M., Simberloff, D., Sisk, T., Tabor, G., Walker, B., Wiens, J., Woinarski, J. & Zavaleta, E. (2008) A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters*, **11**, 78–91.

- López-Bao, J. V & González-Varo, J.P. (2011) Frugivory and spatial patterns of seed deposition by carnivorous mammals in anthropogenic landscapes: a multi-scale approach. *PloS one*, **6**, e14569.
- López-Bao, J. V., Rodríguez, A. & Palomares, F. (2008) Behavioural response of a trophic specialist, the Iberian lynx, to supplementary food: Patterns of food use and implications for conservation. *Biological Conservation*, **141**, 1857–1867.
- Loureiro, F. (2012) Raposa (*Vulpes vulpes*): A matreira das fábulas. *Um olhar sobre os carnívoros portugueses* (eds F. Loureiro, N.M. Pedroso, M.J. Santos & L.M. Rosalino), pp. 19–30. CARNIVORA, Lisboa.
- Loureiro, F., Bissonette, J.A., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2009) Temporal Variation in the Availability of Mediterranean Food Resources: Do Badgers *Meles meles* Track Them? *Wildlife Biology*, **15**, 197–206.
- Malo, J.E. & Suárez, F. (1995) Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean dehesa. *Oecologia*, **104**, 246–255.
- Mangas, J.G., Lozano, J., Cabezas-Díaz, S. & Virgós, E. (2007) The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 43–51.
- Martínez, I., García, D. & Obeso, J.R. (2008) Differential seed dispersal patterns generated by a common assemblage of vertebrate frugivores in three fleshy-fruited trees. *Écoscience*, **15**, 189–199.
- Martínez, I. & González-Taboada, F. (2009) Seed dispersal patterns in a temperate forest during a mast event: performance of alternative dispersal kernels. *Oecologia*, **159**, 389–400.
- Martínez, S., Ramil, P. & Chuvieco, E. (2010) Monitoring loss of biodiversity in cultural landscapes. New methodology based on satellite data. *Landscape and Urban Planning*, **94**, 127–140.
- Matías, L., Zamora, R., Mendoza, I. & Hódar, J.A. (2010) Seed Dispersal Patterns by Large Frugivorous Mammals in a Degraded Mosaic Landscape. *Restoration Ecology*, **18**, 619–627.
- McConkey, K.R. (2000) Primary seed shadow generated by gibbons in the rain forests of Barito Ulu, central Borneo. *American journal of primatology*, **52**, 13–29.
- McConkey, K.R., Prasad, S., Corlett, R.T., Campos-Arceiz, A., Brodie, J.F., Rogers, H. & Santamaria, L. (2012) Seed dispersal in changing landscapes. *Biological Conservation*, **146**, 1–13.

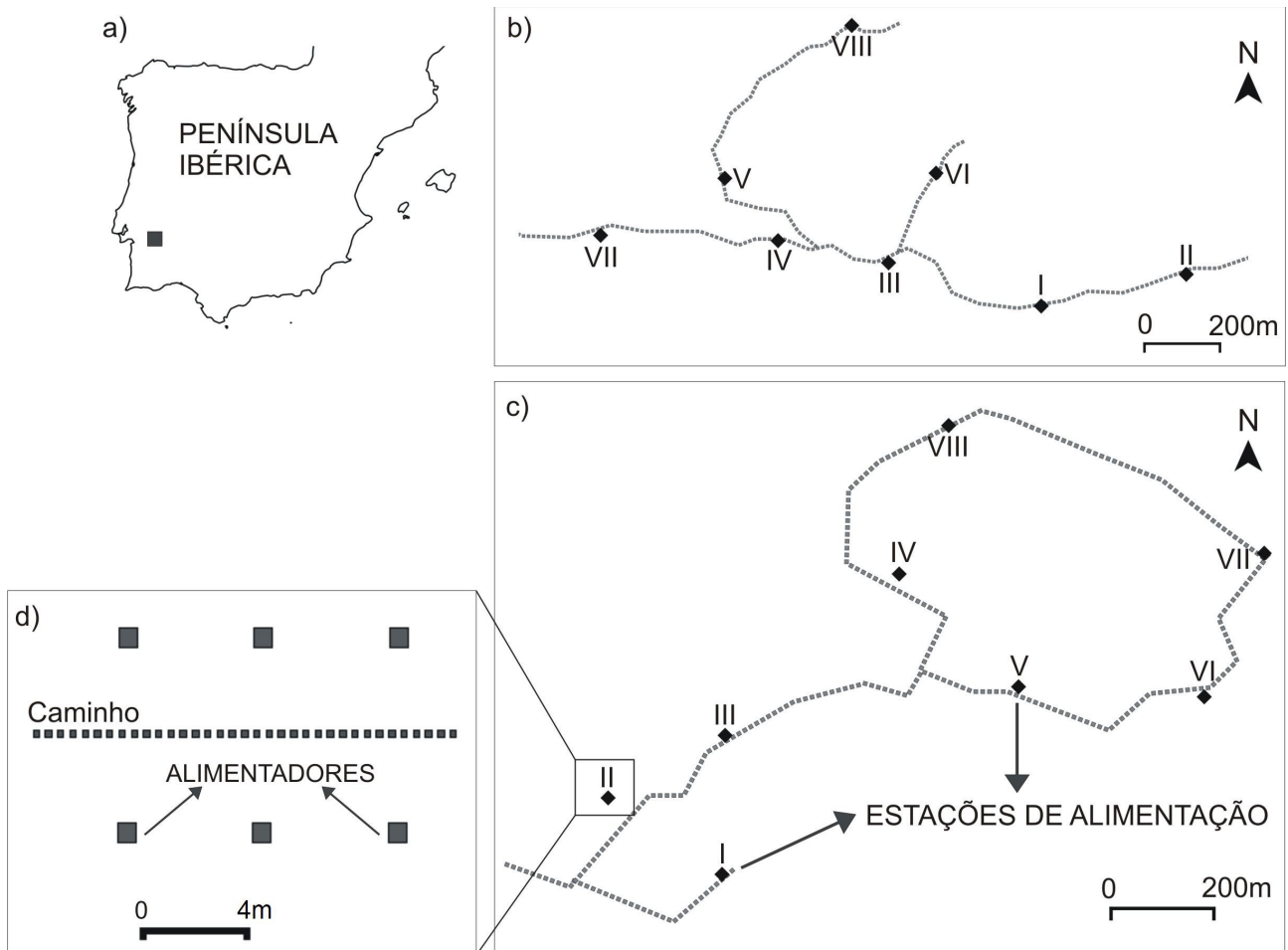
- Medellin, R.A. & Gaona, O. (1999) Seed Dispersal by Bats and Birds in Forest and Disturbed Habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica*, **31**, 478–485.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. da & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853–858.
- Nathan, R. & Muller-Landau, H.C. (2000) Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*, **15**, 278–285.
- Padial, J., Avila, E. & Sanchez, J. (2002) Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology*, **67**, 137–146
- Palomares, F. (1993) Faecal marking behaviour by free-ranging common genets *Genetta genetta* and Egyptian mongooses *Herpestes ichneumon* in southwestern Spain. *Zeitschrift Fur Säugetierkunde*, **58**, 225–231.
- Pearson, R.G. & Dawson, T.P. (2005) Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under climate change. *Biological Conservation*, **123**, 389–401.
- Peredo, A., Martínez, D., Rodríguez-Pérez, J. & García, D. (2013) Mammalian seed dispersal in Cantabrian woodland pastures: Network structure and response to forest loss. *Basic and Applied Ecology*, **14**, 378–386.
- Pereira, M. & Rodríguez, A. (2010) Conservation value of linear woody remnants for two forest carnivores in a Mediterranean agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 611–620.
- Peres, C.A., Barlow, J. & Laurance, F.W. (2006) Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**, 227–229.
- Pinto-Correia, T., Ribeiro, N. & Potes, J. (2013) *Livro Verde Dos Montados*, ICAAM. Universidade de Évora.
- Pinto-Correia, T., Ribeiro, N. & Sá-Sousa, P. (2011) Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. *Agroforestry Systems*, **82**, 99–104.
- Ricketts, T.H. (2001) The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, **158**, 87–99.
- Rodríguez-Cabal, M.A., Aizen, M.A. & Novaro, A.J. (2007) Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America. *Biological Conservation*, **139**, 195–202.

- Rosalino, L.M. (2012) Sacarrabos (*Herpestes ichneumon*): O emigrante africano. *Um olhar sobre os carnívoros portugueses* (eds F. Loureiro, N.M. Pedroso, M.J. Santos & L.M. Rosalino), pp. 181–191. CARNIVORA, Lisboa.
- Rosalino, L.M. & Loureiro, F. (2012) Texugo (*Meles meles*): o incansável escavador. *Um olhar sobre os carnívoros portugueses* (eds F. Loureiro, N.M. Pedroso, M.J. Santos & L.M. Rosalino), pp. 131–147. CARNIVORA, Lisboa.
- Rosalino, L.M., Loureiro, F., Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2005) Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology*, **70**, 12–23.
- Rosalino, L., Rosa, S. & Santos-Reis, M. (2010) The role of carnivores as Mediterranean seed dispersers. *Annales Zoologici Fennici*, **2450**, 195–205.
- Rosalino, L.M., Rosário, J. & Santos-Reis, M. (2009) The role of habitat patches on mammalian diversity in cork oak agroforestry systems. *Acta Oecologica*, **35**, 507–512.
- Rosalino, L.M. & Santos-Reis, M. (2009) Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammal Review*, **39**, 67–78.
- Ruiz-Olmo, J. (2012) Conhecendo melhor a Ordem dos mamíferos carnívoros. *Um olhar sobre os carnívoros portugueses* (eds F. Loureiro, N.M. Pedroso, M.J. Santos & L.M. Rosalino), pp. 1–17. CARNIVORA, Lisboa.
- Russo, S.E., Portnoy, S. & Augspurger, C.K. (2006) Incorporating animal behavior into seed dispersal models: implications for seed shadows. *Ecology*, **87**, 3160–74.
- Santos, M.J. & Matos, H.M. (2012) Fuinha (*Martes foina*): A nossa vizinha. *Um olhar sobre os carnívoros portugueses* (eds F. Loureiro, N.M. Pedroso, M.J. Santos & L.M. Rosalino), pp. 109–119. CARNIVORA, Lisboa.
- Santos, M., Pinto, B. & Santos-Reis, M. (2007) Trophic niche partitioning between two native and two exotic carnivores in SW Portugal. *Web Ecology*, **7**, 53–62.
- Santos-Reis, M., Santos, M.J., Lourenço, S., Marques, J.T., Pereira, I. & Pinto, B. (2004) Relationships between Stone martens, Genets and Cork oak woodlands in Portugal. *Martens and fishers (martens) in human-altered environments* (eds D.J. Harrison, A.K. Fuller & G. Proulx), pp. 147–172. Springer, Dordrecht
- Schulze, K. A., Buchwald, R., & Heinken, T. (2014) Epizoochory via the hooves – the European bison (*Bison bonasus* L.) as a dispersal agent of seeds in an open-forest-mosaic. *Tuexenia*, **34**, 131–143.

- Silva, S.I., Jaksic, F.M. & Bozinovic, F. (2005) Nutritional ecology and digestive response to dietary shift in the large South American fox, *Pseudalopex culpaeus*. *Revista Chilena de Historia Natural*, **78**, 239–246.
- Staddon, S. C., Compton, S. G., & Portch, A. (2010) Dispersal of fig seeds in the Cook Islands: introduced frugivores are no substitutes for natives. *Biodiversity and Conservation*, **19**, 1905–1916.
- Tiffney, B.H. (2004) Vertebrate Dispersal of Seed Plants Through Time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **35**, 1–29.
- Uriarte, M., Anciães, M., da Silva, M.T.B., Rubim, P., Johnson, E. & Bruna, E.M. (2011) Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. *Ecology*, **92**, 924–37.
- Valido, A., & Olesen, J. M. (2007) The importance of lizards as frugivores and seed dispersers. *Seed dispersal: theory and application in a changing world* (eds. A. J. Dennis, E. W. Schupp, R. J. Green, & D. A. Westcott), pp. 124–147. CAB International, Wallingford, UK
- Varela, O. & Bucher, E.H. (2006) Passage time, viability, and germination of seeds ingested by foxes. *Journal of Arid Environments*, **67**, 566–578.
- Virgós, E. (2001) Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodiversity & Conservation*, **10**, 1039–1049.
- Virgós, E. & García, F.J. (2002) Patch occupancy by stone martens *Martes foina* in fragmented landscapes of central Spain: the role of fragment size, isolation and habitat structure. *Acta Oecologica*, **23**, 231–237.
- Zalewski, A., Jedrzejewski, W. & Jedrzejewska, B. (2004) Mobility and home range use by pine martens (*Martes martes*) in a Polish primeval forest. *Ecoscience*. **11**, 113-122

## Anexos

**Anexo 1.** (a) Mapa da Península Ibérica com a indicação da localização de Évora (quadrado cinzento) e representações esquemáticas da distribuição espacial das estações de alimentação (numeração romana) na (b) área de estudo 1 (Zona de Reduzido Distúrbio) e na (c) área de estudo 2 (Zona de Elevado Distúrbio) ao longo da rede de caminhos existentes, e esquema da posição dos alimentadores que constituíam as estações de alimentação.

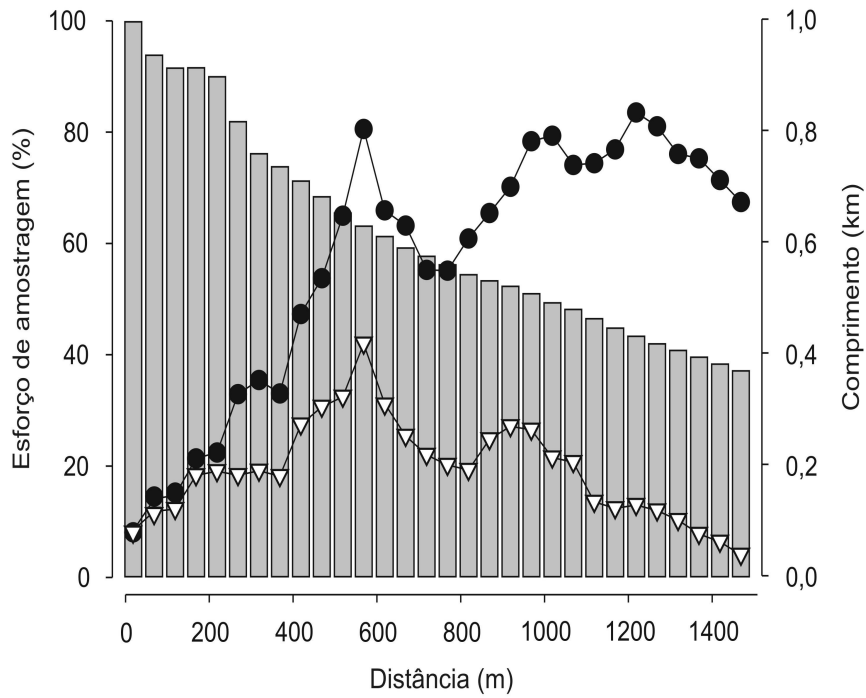


**Anexo 2.** (a) Missangas de diferentes cores (n = 8) usadas na experiência, (b) três figos com missangas azuis no seu interior, (c) um alimentador (bandeja de alumínio) com seis figos, (d) um dejetto de fuinha (*M. foina*) com diversas missangas de, pelo menos, duas cores diferentes (vermelho e verde; representam duas estações de alimentação diferentes); (e) outro dejetto de fuinha com diversas missangas de, pelo menos, uma cor (verde) e (f) um dejetto de raposa (*V. vulpes*) com, pelo menos, uma missanga de cor azul. No dejetos de fuinha [(d) e (e)] é ainda possível ver diversas sementes dos figos ingeridos

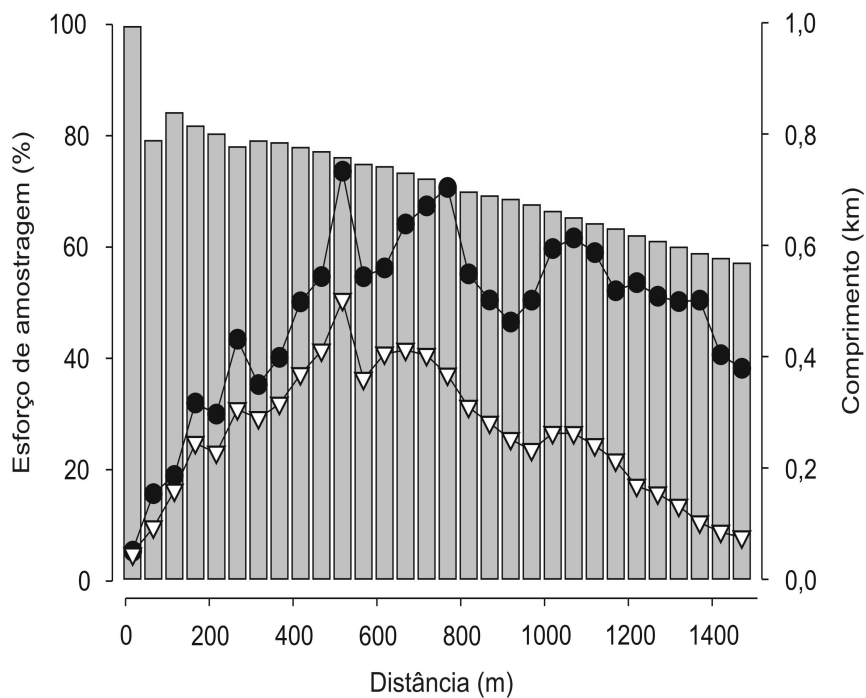


**Anexo 3.** Esforço de amostragem [percentagem da distância (km) amostrada em relação à distância de caminhos disponível; barras; eixo da esquerda) dentro de 30 anéis concêntricos não sobrepostos em intervalos de 50 m (limite superior de cada anel está representado no eixo x) em torno de cada estação de alimentação (n = 8); e comprimento (km) dos caminhos disponíveis (círculos pretos; eixo da direita) e dos caminhos amostrados (triângulos brancos; eixo da direita) no interior dos mesmos anéis na (a) área de estudo 1 (ZRD) e na (b) área de estudo 2 (ZED)

(a) ZRD

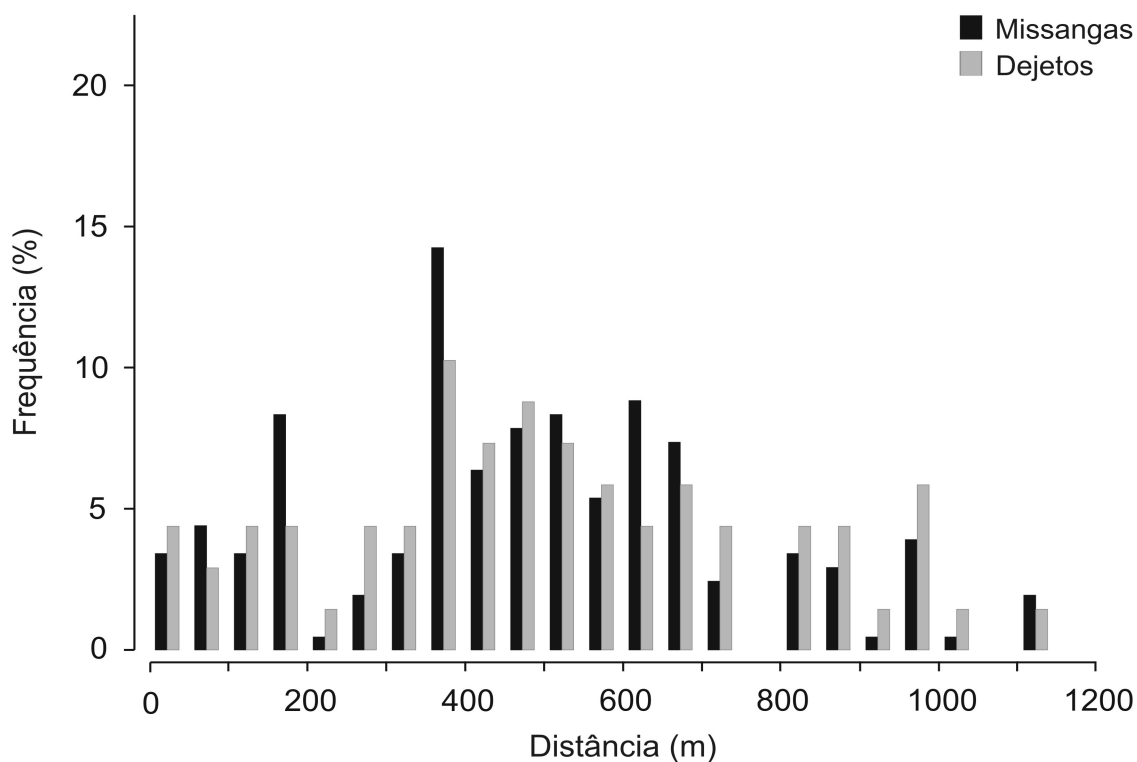


(b) ZED

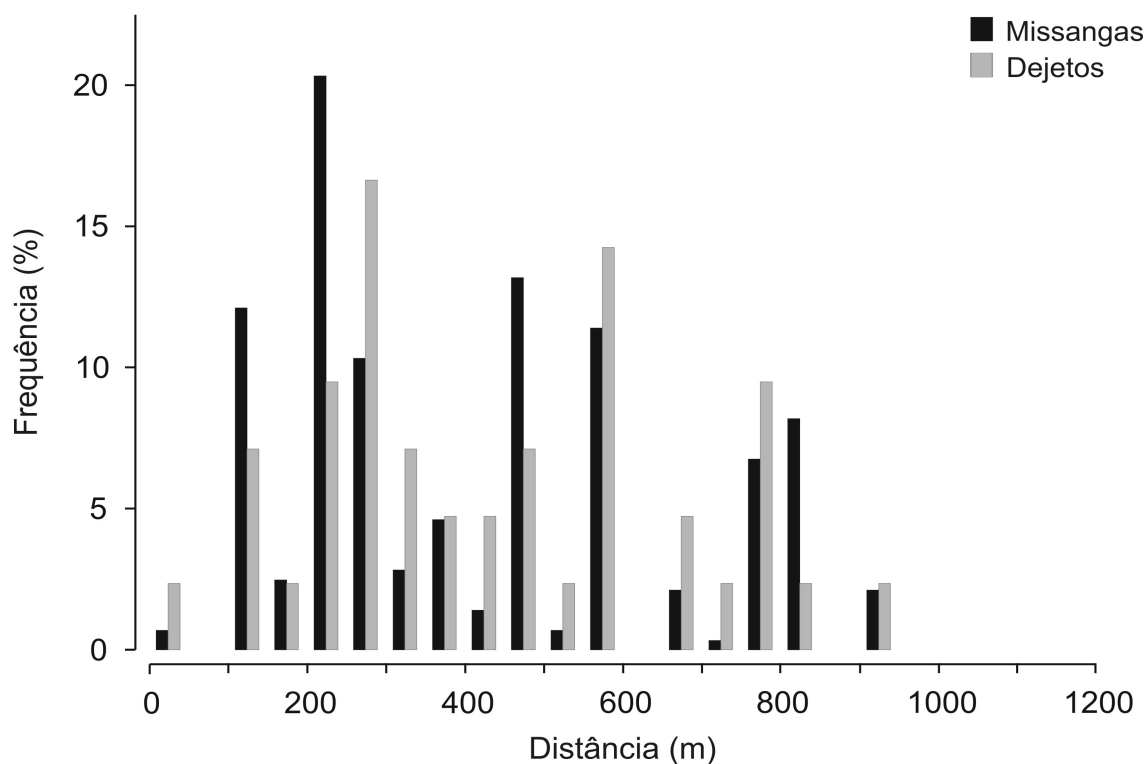


**Anexo 4.** Frequência das missangas (barras pretas) e dos dejetos de todos carnívoros (barras cinzentas) em cada classe de distância de 50 m na (a) área de estudo 1 (ZRD) e na área de estudo 2 (ZED)

(a) ZRD



(b) ZED



**Anexo 5.** Tabela síntese dos resultados obtidos: n° de dejetos encontrados no total, a proporção de dejetos com missangas, de todos os dejetos encontrados, e o n° de missangas recuperadas por espécie em ambas as áreas de estudo (ZRD e ZED)

Espécie	Área de estudo	N.º dejetos encontrados	Prop. dejetos com missangas (%)	N.º missangas recuperadas
<i>M. foina</i>	ZRD	59	72,88	142
	ZED	32	75	188
<i>V. vulpes</i>	ZRD	41	12,2	26
	ZED	27	7,41	26
<i>H. ichneumon</i>	ZRD	1	0	0
	ZED	3	33,33	29
<i>M. meles</i>	ZRD	11	0	0
	ZED	1	0	0
Sem-identificação	ZRD	56	17,86	35
	ZED	12	41,67	37
Total	ZRD	168	34,52	203
	ZED	75	42,67	280

**Anexo 6.** Estimativas dos parâmetros das funções com melhor ajuste às distribuições de dispersão de sementes com um, dois e três picos, respectivamente, geradas por todas as espécies de carnívoros em conjunto em ambas as áreas de estudo, ZRD e ZED.

Área de estudo	Nº de picos	Função do pico	Intervalo (m)*	Prop.†	Parâmetro 1 (±DP)	Parâmetro 2 (±DP)	AIC	
ZRD	1	1: Weibull	0-1200	1	Forma = 2,03 (0,11)	Escala = 11,40 (0,41)	1236,968	
	2	1: Normal	0-800	0,87	Média = 8,74 (0,29)	DP = 3,91 (0,21)	1099,972	
		2: Lognormal	800-1200	0,13	LogMédia = 2,95 (0,02)	LogDP = 0,10 (0,01)		
	3	1: Weibull	0-250	0,20	Forma = 2,76 (0,37)	Escala = 3,27 (0,19)	880,0332	
		2: Normal	250-800	0,67	Média = 10,52 (0,21)	DP = 2,45 (0,15)		
		3: Normal	800-1200	0,13	Média = 19,22 (0,39)	DP = 2,01 (0,27)		
	ZED	1	1: Gamma	0-1200	1	Forma = 3,34 (0,27)	Escala = 0,38 (0,03)	1620,326
		2	1: Weibull	0-800	0,80	Forma = 2,45 (0,13)	Escala = 7,86 (0,23)	1315,957
			2: Normal	800-1200	0,20	Média = 16,51 (0,17)	DP = 1,26 (0,12)	
3		1: Weibull	0-350	0,49	Forma = 4,32 (0,3)	Escala = 5,19 (0,12)	951,2845	
		2: Weibull	350-650	0,31	Forma = 8,95 (0,77)	Escala = 11,01 (0,14)		
		3: Normal	650-1200	0,20	Média = 16,51 (0,17)	DP = 1,26 (0,12)		