

Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia Universidade de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Dissertação

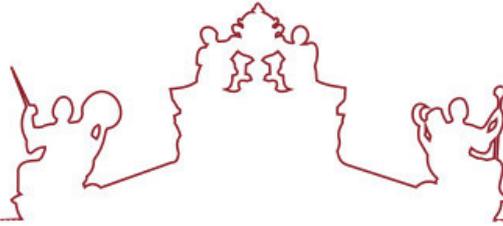
Fatores que influenciam a ocorrência de carnívoros em Portugal Continental

Inês Fernandes Moura Fontes

Orientador(es) | Nuno Miguel Negrões Soares
António Mira

Évora 2022





Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia Universidade de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia

Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais

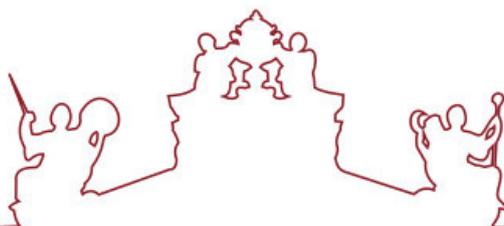
Dissertação

Fatores que influenciam a ocorrência de carnívoros em Portugal Continental

Inês Fernandes Moura Fontes

Orientador(es) | Nuno Miguel Negrões Soares
António Mira

Évora 2022



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

Presidente | Pedro R. Almeida (Universidade de Évora)

Vogais | Luís Miguel Rosalino (Universidade de Lisboa - Faculdade de Ciências)
(Arguente)
Nuno Miguel Negrões Soares (Universidade de Aveiro) (Orientador)

Este estudo foi realizado no contexto do plano de atividades estipulado para a recolha de informação no âmbito do processo de revisão do Livro Vermelho de Mamíferos de Portugal com a colaboração da Universidade de Aveiro, com apoio da FCIências.ID - Associação para a Investigação e Desenvolvimento de Ciências e do Instituto da Conservação da Biodiversidade e das Florestas (ICNF).

Índice

Agradecimentos	6
Resumo	8
Abstract	8
1. Introdução	10
1.1 Carnívoros: caracterização e a sua importância nos ecossistemas	10
1.2 Mesocarnívoros do território português	11
1.3 Paisagem de Portugal Continental	11
1.4 Efeitos da paisagem nos mesocarnívoros	12
1.5 Estudos de Carnívoros: metodologia utilizada	13
1.6 Objetivos de estudo e hipóteses	14
2. Área de Estudo	15
2.1 Parque Natural de Montesinho	16
2.2 Parque Natural do Douro Internacional	17
2.3 Parque Natural do Alvão	17
2.4 Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros	18
2.5 Reserva Natural Estuário do Sado	19
2.6 Algarve	19
3. Metodologia	20
3.1 Protocolo de Armadilhagem Fotográfica	20
3.2 Caracterização das Estações de Amostragem	21
3.3 Modulação de Ocupação	23
4. Resultados	23
4.1 Captura fotográfica de Mesocarnívoros	23
4.2 Caracterização de Variáveis	25
4.3 Padrões de Uso de Habitat por Mesocarnívoros	25
4.3.1 Raposa	25
4.3.2 Texugo	27
4.3.3 Fuinha	28
4.3.4 Geneta	29
4.3.5 Sacarrabos	30
5. Discussão	31
6. Considerações Finais	33
7. Referências	34
8. Anexos	39

Índice de Figuras

Figura 1 - Localização das áreas de estudo (a cinzento-escuro) e respetivas estações de amostragem (pontos), sendo, PNDI - Parque Natural do Douro Internacional; ALG - Algarve; RNES - Reserva Natural Estuário do Sado; PNSAC - Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros; ALV - Parque Natural do Alvão; PNM - Parque Natural de Montesinho	15
Anexo I – Exemplo de Estação de Armadilhagem	39
Anexo II - Fotografias captadas, através de armadilhagem fotográfica, às espécies em estudo.	
II.1. Raposa (<i>Vulpes vulpes</i>)	39
II.2. Texugo (<i>Meles meles</i>)	40
II.3. Fuinha (<i>Martes foina</i>)	40
II.4. Geneta (<i>Genetta genetta</i>)	41
II.5. Sacarrabos (<i>Herpestes ichneumon</i>)	41

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Número de câmaras por cada área de estudo e o respetivo esforço	20
Tabela 2 - Variáveis usadas na análise de ocupação (ψ) e deteção (p) de mesocarnívoros	22
Tabela 3 - Número de eventos e registos independentes para cada espécie e respetivo Índice de Abundância Relativa	24
Tabela 4 - Valor médio, valor mínimo e máximo e desvio-padrão para cada variável	25
Tabela 5 - Resultados da modelação da deteção e ocupação de raposa (<i>Vulpes vulpes</i>). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a deteção ou ocupação	26
Tabela 6 - Melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) para a ocupação da raposa (<i>Vulpes vulpes</i>)	27
Tabela 7 - Resultados da modelação da deteção e ocupação de texugo (<i>Meles meles</i>). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a deteção ou ocupação	27
Tabela 8 - Melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) para a ocupação do texugo (<i>Meles meles</i>)	28
Tabela 9 - Resultados da modelação da deteção e ocupação de fuinha (<i>Martes foina</i>). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a deteção ou ocupação	28
Tabela 10 - Melhor modelo ($\Delta AIC < 2$) para a ocupação da fuinha (<i>Martes foina</i>)	29
Tabela 11 - Resultados da modelação da deteção e ocupação de geneta (<i>Genetta genetta</i>). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a deteção ou ocupação	29

Tabela 12 - Melhor modelo ($\Delta AIC < 2$) para a ocupação da geneta (*Genetta genetta*)_ 30

Tabela 13 - Resultados da modelação da deteção e ocupação de sacarrabos (*Herpestes ichneumon*). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a deteção ou ocupação_____ 30

Tabela 14 - Melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) para a ocupação do sacarrabos (*Herpestes ichneumon*)_____ 31

Agradecimentos

Mais uma etapa que chega ao fim, e cabe-me a mim agradecer por ter conseguido alcançar mais um objetivo. A mim, pela maluqueira de entrar em mais um desafio que eu nem queria mas que no fundo veio acrescentar bastante ao meu título de bióloga. Apesar de todo o cansaço, todas as coisas que correram menos bem, todas as choradeiras de frustração e desespero nesta fase final de tese, valeu a pena. Ao Instituto Superior de Agronomia e à Universidade de Évora que, mesmo em anos atípicos, me proporcionaram dias de aprendizagem fantásticos e com muitas saídas de campo como eu tanto gosto e acho fundamental. Mais estariam para vir mas, infelizmente por questões pandémicas ficaram sem efeito. Aos meus pais e irmã, por incondicionalmente estarem sempre a apoiar-me, mesmo quando tudo parecia correr mal, tinham sempre uma palavra de força ou um plano para espairecer. Ao João, André, Sara e Rita por terem sido os meus compinchas do curso e por me terem proporcionado momentos de muita galhofa que ajudaram a dar uma leveza a todo o desespero que se passava com esta tese. À Sara especialmente, por ter tido uma paciência de anjo para mim quando o trabalho em QGIS só tendia a piorar. Ao meu Pedrinho, um apoio que nem sabia existir, que me deu sempre forças para continuar e nunca desistir. Sempre acreditou em mim mesmo quando eu não acreditei. A ti, Pedrinho, desafio-te a ler todas estas páginas. Ainda a ti, obrigada por teres criado a *Bams!*, playlist que me acompanhou em grande parte dos meus dias de escrita. Às minhas amigas, irmãs de coração, colegas de licenciatura, obrigada por continuarem a ser um pilar no meu percurso académico e por, mesmo distantes, permanecerem na minha vida. Às minhas colegas de idas para o campo colocar as câmaras e ver fotografias e vídeos até mais não, Ana e Marta. Sem vocês nada destes dados seriam possíveis. Por fim, e não menos importante, aos meus orientadores, os grandes protagonistas deste trabalho. Só tenho a agradecer pela excelente orientação que me deram, sempre muito atentos. Em especial ao Nuno, por todos os ensinamentos e momentos animados que passamos em campo na colocação das câmaras. E por todas as horas de luta contra o Presence e que mesmo quando tudo descambava, conseguia ter sempre uma palavra amiga que me puxava para cima. A todos vocês e aos demais que não estão aqui presentes, foram os grandes impulsionadores deste feito.

Resumo - Fatores que influenciam a ocorrência de carnívoros em Portugal Continental

A ocorrência de carnívoros está fortemente dependente da disponibilidade de recursos (alimento e de refúgio), sendo imperativo compreender a influência que os diferentes contextos paisagísticos têm na sua distribuição para que posteriormente seja possível definir ações que visem preservar as suas populações. Com este trabalho pretende-se compreender quais as variáveis que influenciam a ocupação das espécies da comunidade de mesocarnívoros em diferentes áreas de Portugal Continental tendo como metodologia base a armadilhagem fotográfica. Através dos registos de ocorrência obtidos, para cada espécie estimou-se a abundância relativa e foi feita uma modelação de ocupação. A raposa foi a espécie que apresentou índices de abundância relativa mais elevados, enquanto que o sacarrabos foi a que apresentou valores mais baixos. A ocupação da maioria das espécies foi influenciada positivamente em grande medida pela abundância relativa de outras espécies de mesocarnívoros sugerindo que é fundamental uma paisagem heterogénea que consiga disponibilizar múltiplos recursos (alimento e refúgio) permitindo a coexistência de várias espécies.

Palavras-chave: Armadilhagem fotográfica; Carnívoros; Ocupação; Portugal; Presence.

Abstract - Factors influencing the occurrence of carnivores in mainland Portugal

The occurrence of wild carnivores is strongly associated with the availability of resources (food and shelter), making it imperative to understand the influence that different landscape contexts have on its distribution to be possible to define actions that aim to preserve their populations. The aim of this work is to understand which variables influence the occupation of the carnivore community in different areas of mainland Portugal, using camera trapping as a base methodology. Through the occurrence records obtained, we analyzed the relative abundance and occupancy of each species. The Red fox was the species with the highest relative abundance, while the mongoose was the one with the lowest. The occupation of most species was largely influenced by the relative abundance of other species of mesocarnivores, suggesting that a heterogeneous landscape that is able to provide multiple resources (food and refuge) is key to allow the coexistence of several species.

Keywords: Camera trap; Carnivores; Occupancy; Portugal; Presence.

1. Introdução

1.1 Carnívoros: caracterização e a sua importância nos ecossistemas

Os carnívoros, mamíferos pertencentes à ordem Carnívora, caracterizam-se por serem consumidores secundários, neste caso alimentando-se maioritariamente de outros animais, apesar de muitas espécies apresentarem uma dieta omnívora (Ruiz-Olmo, 2012). Ainda que estes animais se insiram na mesma Ordem, apresentam uma elevada plasticidade por exibirem diversos tamanhos, preferências de habitat e alimentação bem como estratégias de reprodução e comportamentos distintos, o que lhes confere a possibilidade de explorarem diferentes nichos ecológicos (Diogo, 2016, Marques, 2017).

A nível de interações tróficas desempenham um forte papel na dinâmica do ecossistema por se poderem comportar como presas ou predadores (Sinclair, 2003, Marques, 2017). Muitos dos carnívoros têm ainda secundariamente o papel de generalistas recorrendo aos recursos alimentares que existem em maior abundância podendo alimentar-se sazonalmente de fruta (Rosalino *et al.* 2009). Por tudo isto, são consideradas espécies com elevado valor ecológico por assegurarem funções importantes como é o caso do controlo de presas e da dispersão de sementes (Diogo, 2016, Roemer *et al.*, 2009; Rosalino *et al.*, 2010; Ruiz-Olmo, 2012). Algumas destas espécies são consideradas espécies bandeira, que geram empatia nas pessoas e por isso são utilizadas como símbolos para demonstrar a importância da biodiversidade e promover ações de conservação (Marques, 2017; Fleishman *et al.*, 2000).

Apesar desta empatia, historicamente o interesse humano colide com a coexistência de carnívoros devido à competição por recursos como o espaço e alimento, e à ameaça à integridade física das pessoas que algumas espécies podem causar (Marques 2017). Os conflitos entre o Homem e os carnívoros já foram no passado responsáveis pela extinção de algumas populações, como do lobo-ibérico (*Canis lupus*) e urso (*Ursus arctos*) em muitas partes da Europa. Com o crescimento da população humana e as atividades associadas, os conflitos com carnívoros continuam a ocorrer em muitas regiões, podendo levar à sua perseguição ilegal (Lozano *et al.*, 2003). Estes aspetos fazem com que os carnívoros continuem a ser um grupo vulnerável a sofrer

extinções locais, sendo cada vez mais importante a existência de programas de conservação direcionados para esta ordem (Marques, 2017).

1.2 Mesocarnívoros do território português

Em Portugal existem 15 espécies de carnívoros, distribuídos por 6 famílias: Canidae, Felidae, Herpestidae, Mustelidae, Procyonidae e Viverridae. Na família Canidae está inserido o lobo-ibérico (*Canis lupus signatus*) e a raposa (*Vulpes vulpes*), representando a família com a distribuição mais vasta. Na família Felidae encontram-se o lince Ibérico (*Lynx pardinus*) e o gato-bravo (*Felis silvestris*), espécies consideradas hipercarnívoros por apresentam uma dieta estritamente carnívora. São animais maioritariamente solitários e territoriais, distribuindo-se por ambientes com reduzida perturbação humana. A família Herpestidae e Viverridae incluem o sacarrabos (*Herpestes ichneumon*) e a geneta (*Genetta genetta*), respetivamente. Estas espécies são ambas mais omnívoras, diferenciando-se a geneta por ser um animal solitário que apresenta um comportamento principalmente noturno e o sacarrabos ser um animal com atividade exclusivamente diurna, e que frequentemente forma pequenos grupos familiares. Pertencentes à família Mustelidae inserem-se a doninha (*Mustela nivalis*), a fuinha (*Martes foina*), a marta (*Martes martes*), o arminho (*Mustela erminea*), o toirão (*Mustela putorius*), o visão-americano (*Neovison vison*), sendo este uma espécie exótica proveniente da América do Norte, a lontra (*Lutra lutra*) e texugo (*Meles meles*). É uma família com uma ampla e diversa distribuição, com a maioria das espécies solitárias e terrestres, embora algumas delas possam ocupar ambientes aquáticos. Por fim, a família Procyonidae onde se insere o guaxinim (*Procyon lotor*), espécie exótica, proveniente da América e introduzida na Europa recentemente. São animais noturnos e tanto se apresentam solitários como em grupo sendo os animais mais omnívoros da ordem Carnívora. Apesar da existência de registos de ocorrência desta espécie, não está confirmado se têm populações estabelecidas em Portugal (Bencatel J. *et al.*, 2019).

1.3 Paisagem de Portugal Continental

Em Portugal a paisagem é bastante diversificada com várias classes de ocupação e uso do solo. As áreas florestais são as que têm maior abrangência no território Continental contabilizando 39% da área total. Estas áreas, juntamente com matos são as paisagens predominantes nas regiões Centro e Norte, em terrenos da margem esquerda do rio Tejo e ainda da Serra Algarvia. A segunda classe com maior predominância em Portugal Continental é a área agrícola (26% da área total), ocupando

maioritariamente o Alentejo e a Beira Baixa. Já os territórios artificiais, como é o caso de centros urbanos com indústria e comércio, jardins e parques ocorrem sobretudo nas áreas metropolitanas de Lisboa e Porto bem como em cidades e povoações de média dimensão (DGT, 2020).

No âmbito de proteção ambiental e do território português, existe a Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP), constituída por áreas protegidas que se encontram classificadas pelo Decreto-Lei n.º 142/2008, de 24 de julho e diplomas regionais de classificação. Estas áreas tanto podem ser terrestres como aquáticas interiores ou marinhas e adquirem um estatuto de proteção quando a sua biodiversidade ou outros aspetos naturais apresentam “raridade, valor científico, ecológico, social ou cénico”. Assim, uma área classificada como Área Protegida (AP) tem o intuito de conceder um estatuto legal de proteção que proporcione a manutenção da biodiversidade e serviços do ecossistema bem como do património geológico e da sua paisagem, respeitando medidas específicas de gestão e conservação e regulamentando ações artificiais possíveis de a degradar (ICNF, 2021). A RNAP está abrangida por várias tipologias como o Parque Nacional, Parque Natural, Reserva Natural, Paisagem Protegida e Monumento Natural. Num total, em Portugal Continental a RNAP abrange cerca de 793 086,1 ha, contabilizando 8% do território total (REA, 2021). Como complemento às APs já estabelecidas, foi implementada a Rede Natura 2000 que tem por base a proteção e conservação de espécies e habitats ameaçados ao nível europeu. A Rede Natura 2000 é composta pelas Zonas de Proteção Especial (ZPE) estabelecidas pela Diretiva Aves, garantindo a conservação de espécies de aves bem como os seus habitats, e Zonas Especiais de Conservação (ZEC), definidas ao abrigo da Diretiva Habitats assegurando a preservação das outras espécies e dos habitats naturais (ICNF, 2021). A RNAP, a Rede Natura 2000 e outras áreas classificadas ao abrigo de acordos internacionais (ex. Convenção de Ramsar), formam o Sistema Nacional de Áreas Classificadas.

Por ser um país com elevada heterogeneidade de paisagem, torna-se interessante desenvolver um estudo analisando a ocupação de espécies de carnívoros em áreas classificadas para que futuramente possam ser desenhadas e implementadas ações de gestão e conservação da fauna nestas áreas.

1.4 Efeitos da paisagem nos mesocarnívoros

Têm sido desenvolvidos vários estudos nos últimos anos com o objetivo de entender os efeitos que a composição e configuração da paisagem têm nos carnívoros. Como refere Myers (2000), um dos mais importantes hotspots de biodiversidade da Europa é a bacia do Mediterrâneo onde se insere grande parte da Península Ibérica. Com o passar dos anos, as paisagens que aqui se observam são vestígios de atividade humana intercaladas com áreas naturais (Blondel *et al.*, 2006). Contudo, o forte crescimento das práticas do uso da terra com a expansão urbana e ainda a industrialização veio alterar drasticamente a paisagem levando ao declínio das áreas naturais (Castro, 2019). Globalmente, estas mudanças nas paisagens têm uma influência direta nos ecossistemas causando perturbações no ciclo da água ou do carbono e consequentemente declínios na biodiversidade devido à degradação e fragmentação dos seus habitats (Newbold *et al.*, 2015). Assim, as alterações do uso do solo podem afetar negativamente toda a comunidade de mesocarnívoros através da perda de habitat que leva à diminuição do abrigo e alimento disponível (Castro, 2019).

Contudo, quando estas atividades antrópicas e o uso de solo não ultrapassam o limite tolerado, a comunidade de mesocarnívoros pode beneficiar de paisagens em mosaico. Estudos demonstram que uma paisagem com elevada heterogeneidade pode influenciar positivamente o uso dos recursos pelas diferentes espécies (Dunning *et al.*, 1992). Rosalino *et al.* (2009) mostraram que a complementaridade da área florestal com a mata circundante ou pomares, proporciona uma grande variedade de recursos, desencadeando diferentes respostas na ecologia dos carnívoros. Dos habitats mais importantes em ecossistemas semiáridos encontram-se as ribeiras e galerias ripícolas por fornecerem água, alimentos e abrigo anti-predadores (Rosalino *et al.*, 2009). Estes habitats mediterrâneos são alvos prioritários para a conservação da natureza por contribuírem para a conectividade entre populações selvagens e constituírem bons locais de refúgio para muitas espécies (Lozano *et al.*, 2003; Mangas *et al.*, 2008).

1.5 Estudos de Carnívoros: metodologia utilizada

São cada vez mais importantes os estudos referentes a esta Ordem, não só a nível da espécie, mas também das comunidades, uma vez que o conhecimento da sua estrutura e funcionamento é decisivo para definir medidas de gestão. Tratando-se de um grupo com hábitos crípticos e com populações geralmente com baixas densidades, torna-se difícil estudá-los por observação direta (Marques 2017). O registo de indícios de presença (excrementos, pegadas, etc.) tem sido o método mais utilizado nos estudos de carnívoros em Portugal. Porém, esta técnica mostra vários inconvenientes, como a

elevada probabilidade de ocorrência de erros na identificação ou mesmo o número reduzido de dados recolhidos (Caravaggi 2017). Entre as várias metodologias para o estudo da fauna terrestre, a técnica de armadilhagem fotográfica (camera trapping) é uma das que tem visto a sua utilização aumentar consideravelmente nas últimas décadas. Para além de ser útil na obtenção de estimativas de ocorrência, densidade/abundância e ocupação, pode também fornecer dados sobre padrões de atividade e preferências de habitat (Rovero 2010). Esta metodologia baseia-se na colocação de câmaras fotográficas em campo que, remotamente, capturam automaticamente fotografias/vídeos ao longo de um período de tempo. Esta captura é feita através de câmaras que são ativadas quando um sensor de infravermelhos deteta movimento e calor, como acontece aquando da passagem de animais endotérmicos. Assim, trata-se de uma metodologia não invasiva que causa o mínimo de perturbação na fauna envolvente. Para além disso, estas armadilhas fotográficas, podem ser deixadas em campo durante vários dias, dando a possibilidade de capturar fotografias de animais esquivos e raros. É importante salientar que esta técnica veio facilitar ainda o estudo de padrões de atividade por fornecer a data e hora de cada fotografia captada (Rovero, 2010; Karanth *et al.*, 2017).

1.6 Objetivos do estudo e hipóteses

O objetivo final deste estudo é contribuir para uma melhor compreensão da distribuição da comunidade de mesocarnívoros em diferentes contextos paisagísticos de Portugal Continental. Para isso, baseei-me no uso de armadilhagem fotográfica para determinar a abundância relativa e a distribuição das diferentes espécies em seis áreas de estudo distribuídas por todo o continente, determinando quais os fatores que influenciam a ocorrência de cada espécie.

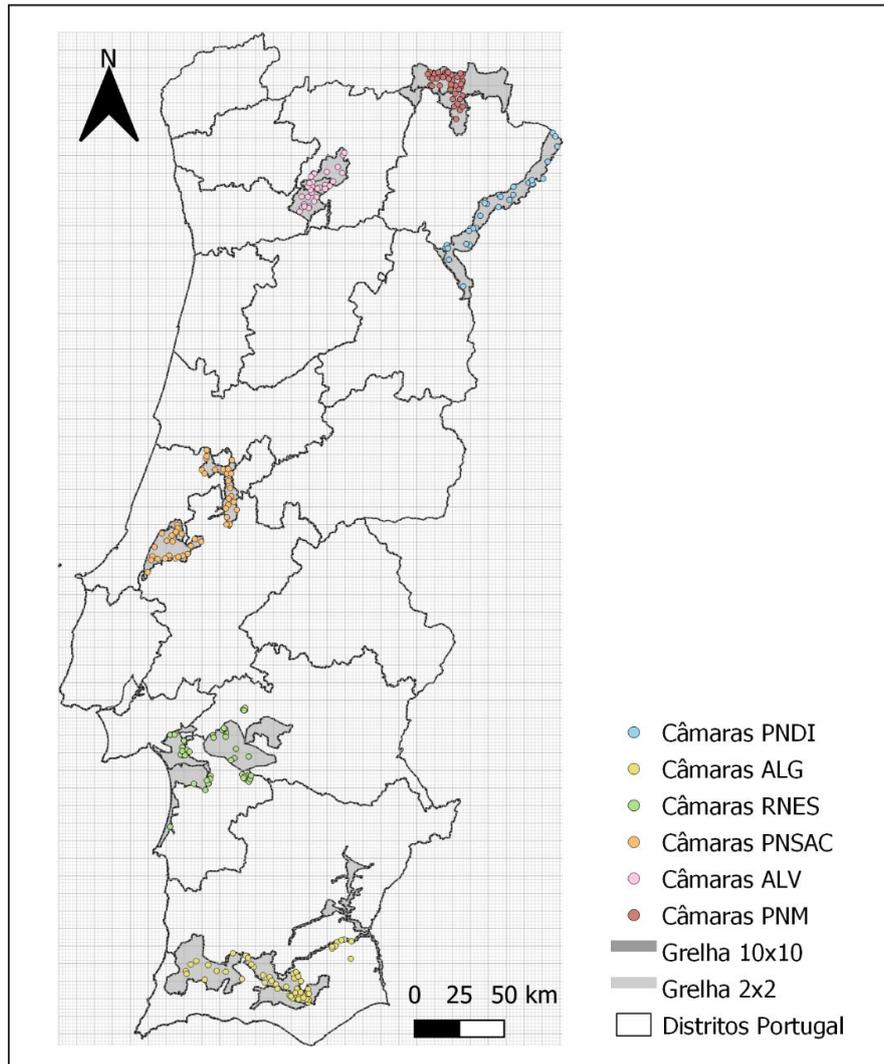
Dando seguimento aos estudos já desenvolvidos, pretendo 1) caracterizar a comunidade de carnívoros em diversas Áreas Classificadas de Portugal Continental; e 2) determinar os fatores que podem influenciar a ocorrência das espécies em diferentes contextos paisagísticos, usando modelos de ocupação. Para tal, serão tidas em conta as seguintes hipóteses:

- i) Áreas com maior influência humana apresentam uma menor ocupação por parte das espécies de carnívoros;
- ii) Áreas com maior percentagem de floresta nativa apresentam maior probabilidade de ocorrência de espécies do que áreas agrícolas.

2. Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em seis áreas ao longo do território de Portugal Continental: (1) Parque Natural de Montesinho, (2) Parque Natural do Douro Internacional, (3) Parque Natural do Alvão, (4) Parque Natural da Serra de Aire e Candeeiros e Sítio Rede Natura 2000 Sicó/Alvazere, (5) Reserva Natural Estuário do Sado e Sítios Rede Natura 2000 Cabrela e Comporta/Galé, (6) Algarve (Sítios Rede Natura 2000 Monchique e Caldeirão). Todas as áreas seleccionadas para o estudo, pertencem à Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) e/ou a Zonas Especiais de Conservação (ZECs) da Rede Natura 2000.

Figura 1. - Localização das áreas de estudo (a cinzento-escuro) e respetivas estações de amostragem (pontos), sendo, PNDI - Parque Natural do Douro Internacional; ALG – Algarve; RNES – Reserva Natural Estuário do Sado; PNSAC – Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros; ALV – Parque Natural do Alvão; PNM – Parque Natural de Montesinho.



2.1 Parque Natural de Montesinho

Desde 1979 considerado como área protegida pelo Decreto-Lei nº 355/79, de 30 de agosto, o Parque Natural de Montesinho (PNM) situa-se no limite NE de Portugal Continental, ocupando uma área total de 73 400 ha. O seu relevo é constituído por elevações arredondadas e vales com altitudes a variar entre os 438 m no rio Mente e os 1 486 m da serra de Montesinho que, nos meses de inverno, é frequente se encontrar coberta de neve (Bompastor, 2009). Neste Parque, localizado na terra fria transmontana, as rochas que predominam são os xistos, podendo também ser encontradas rochas graníticas, ultrabásicas e reduzidas manchas calcárias (ICNF, 2019a).

A flora do Parque destaca-se a nível nacional por apresentar uma grande diversidade e também quantidade de espécies raras, nomeadamente endemismos ibéricos ou lusitânicos como a arméria *Armeria eriophylla* ou a gramínea *Avenula pratensis ssp. lusitanica* (ICNF, 2019a).

Os matos, constituídos por urzes, estevas e giestas, ocorrem em grande parte do Parque, ocupando solos agrícolas abandonados, orlas de bosques ou áreas que em tempos eram ocupadas por bosques de vegetação autóctone. Nas altitudes mais elevadas do Parque são dominantes os Urzais apresentando floração nos meses de abril, enquanto nas cotas mais baixas são as estevas e lavandas que dominam o território. Do ponto de vista de biodiversidade, este tipo de vegetação apresenta um papel importante para variadas espécies. Muitas destas espécies são alvo de conservação e ocorrem preferencialmente nestes locais, como é o caso do lobo-ibérico *Canis lupus signatus*, a águia-real *Aquila chysaetos*, o tartaranhão-azulado *Circus cyaneus* e o melro-das-rochas *Monticola saxatilis* (ICNF, 2019a).

Os prados naturais estão também muito presentes na área do Parque Natural de Montesinho. Estes são mantidos pelo Homem para exploração de feno e pastoreio. Estes habitats têm ainda um grande valor conservacionista por apresentarem elevada variedade a nível de flora e fauna, nomeadamente roedores (ICNF, 2019a).

A rede hidrográfica é relativamente densa distribuindo-se por toda a área do parque. Os cursos de água mais importantes são os rios Mente, Rabaçal, Tuela, Baceiro, Sabor, Igrejas, Onor e Maçãs. Estes afluentes estão incluídos nas bacias hidrográficas dos rios Tua e Sabor que são dois dos mais importantes afluentes do rio Douro (ICNF, 2019a).

2.2 Parque Natural do Douro Internacional

O Parque Natural do Douro Internacional (PNDI) foi estabelecido pelo Decreto-Lei nº 8/98 a 11 de maio de 1998. Esta área protegida localiza-se nas regiões da Beira-Alta, Trás-os-Montes e Alto-Douro e distribui-se por 85 150 ha incluindo a área fronteiriça constituída pelo rio Douro com uma extensão de 120 km. Na região norte do Parque, está inserida a zona que tem mais influência atlântica com planaltos cuja altitude varia entre os 700 e 800 metros e onde o rio Douro se encontra bastante encaixado. Mais a sul, os vales já são mais aplanados (ICNF, 2019b).

A flora deste parque está representada por vários endemismos regionais e ibéricos apresentando uma grande variedade de biótopos garantidos pela variabilidade

do clima, relevo e geologia. A vegetação natural distribui-se por todo o Parque, cobrindo as encostas por bosques endémicos de zimbro e azinheiras. Em áreas de planalto, é evidente a junção entre locais com clima temperado e locais mediterrânicos. Os lameiros são também característicos desta região, com diversos endemismos como é o caso *Silene boryii subsp. duriensis* (ICNF, 2019b).

A exploração agropecuária é um fator importante neste local. A cultura de cereal acaba por criar condições favoráveis à avifauna, criando biótopos estepários e o mosaico de habitats que surge através de lameiros, vinhas, olivais, etc., promove uma riqueza de biodiversidade (ICNF, 2019b).

2.3 Parque Natural do Alvão

O Parque Natural do Alvão (PNAI) foi criado em 1983 pelo Decreto-Lei nº237/83, de 8 de Junho. Este Parque situa-se a norte de Portugal Continental na região de Trás-os-Montes e Alto Douro, estando abrangido pelos concelhos de Vila Real e Mondim de Basto com uma área total de 7 230 ha (ICNF, 2019c).

Este Parque dispõe de uma rede hidrográfica muito diversificada, sendo a principal linha de água o rio Olo com a sua nascente a 1280 m de altitude. O rio Olo por ser bastante rico em trutas é um bom local para ocorrência de lontra (ICNF, 2019c).

Mesmo tratando-se de uma Área Protegida de pequenas dimensões, o facto de existirem habitats bem conservados e a atividade humana ser pouco significativa vem permitir condições favoráveis para uma biodiversidade elevada. É de destacar os seguintes habitats presentes neste parque: Águas correntes – troços de cursos de água com dinâmica natural e seminatural; Charnecas e matos de zonas temperadas; Matos esclerófilos (adaptados à secura); Formações herbáceas naturais e seminaturais; Turfeiras e pântanos; Habitats rochosos e grutas; e Florestas (Vale e Costa, 2004; ICNF, 2019c).

No que diz respeito à fauna selvagem do Parque, esta tem vindo a sofrer alterações causadas pelo Homem, ao serem criados campos agrícolas, lameiros, que formam uma paisagem mosaico com habitats naturais do Parque. Neste território protegido estão contabilizadas 200 espécies de fauna sendo que 117 estão inseridas no anexo II da Convenção de Berna, 44 têm estatuto de ameaça no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral, *et al.* 2005) e 10 são consideradas endemismos ibéricos. Pela sua importância no Parque, destaca-se o lobo-ibérico. Para além deste,

em habitats mais resguardados e específicos é possível encontrar gato-bravo, arminho, fuinha, toirão e geneta (ICNF, 2019c).

2.4 Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros

O Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros (PNSAC) foi estabelecido a 4 de Maio de 1979 pelo Decreto-Lei n.º 118/79 com o fim de proteger o seu património natural e arquitetónico. Este Parque tem uma extensão de 38 900 ha e abrange 7 concelhos distribuídos pelo distrito de Leiria e Santarém (ICN, 2004). Este Parque foi classificado como área protegida pelos repositórios de formações calcárias que as serras de Aire e Candeeiros apresentam, pelo seu coberto vegetal, cursos de água subterrâneos, fauna específica, como é o caso de morcegos cavernícolas e ainda por se tratar de um local com fortes potenciais na extração de pedra (ICN, 2004). A altitude varia entre os 120 m e os 679 m (Coelho, 2007).

Na área do PNSAC, originalmente destacavam-se os carvalhais. Contudo, estes foram sendo substituídos por matos como resultado da atividade humana. Hoje em dia, são conhecidas 600 espécies de plantas só no parque, contabilizando 20% das já conhecidas em Portugal. Pela sua vertente geomorfológica, o Parque integra ainda um ZEC PTCON0015 (Serras de Aire e Candeeiros), onde estão presentes vários habitats com interesse comunitário e nacional, como por exemplo: charcos, prados rupícolas, estepes, matos, pradarias, grutas não exploradas pelo Homem, e florestas de carvalhos (Coelho, 2007).

A fauna do Parque é representada por 136 espécies de aves, 40 espécies de mamíferos, 17 espécies de répteis, 3 espécies de anfíbios e ainda algumas espécies de peixes, entre as quais ocorre uma espécie endémica de Portugal, a boga-portuguesa *Chondrostoma lusitanicum* (Coelho, 2007).

2.5 Reserva Natural do Estuário do Sado

A Reserva Natural do Estuário do Sado (RNES), foi implementada pelo Decreto-Lei n.º 430/80 de 1 de Outubro, abrangendo uma área total de 24 632 ha com elevada riqueza de ecossistemas de águas estuarinas, planícies aluviais, dunas e praias marítimas e fluviais, apresentando altitudes entre os 0m e os 54m (Carvalho, 2011; Tomé, 2008).

Esta área protegida encontra-se distribuída ao longo do estuário do rio Sado, rodeado por arrozais e caniçais na sua parte interior. Já a zona mais a norte, tem uma grande vertente antrópica com habitação e indústria. Na sua envolvência salientam-se os arrozais e salinas. A nascente, encontram-se áreas extensas de montado de sobre com lagos de água doce (Tomé, 2008).

Nesta área protegida são de salientar diversos habitats, tais como florestas de folha persistente e matos, zonas húmidas (sapais, águas paradas, cursos de água, vegetação ribeirinha) e zonas artificiais como terras de cultivo e plantações e zonas urbanas e industriais. Aqui os uso do solo e atividades humanas predominantes são a agricultura, pesca, aquacultura, caça, turismo e urbano/industrial (Tomé, 2008).

2.6 Algarve

Na região do Algarve foram amostrados ZECs: PTCO0036 (Guadiana) com 39 257 ha, PTCO0057 (Caldeirão) de 47 286 ha, PTCO0049 (Barrocal) com 20 864 ha e PTCO0037 (Monchique) com 76 008 ha (ICNB,2006).

Estas áreas estão distribuídas ao longo da serra algarvia desde Monchique a Giões, Alcoutim. No local são de destacar habitats como os matagais de zimbro e bosques de azinheira, vegetação de cursos de água (tamargueira, matos rasteiros e galerias de choupos e salgueiros), montados, alfarrobais e charcos temporários. A nível faunístico, a ictiofauna tem bastante destaque, incluindo espécies autóctones e migradoras. Ao longo do rio Guadiana é também generalizada a ocorrência de lontra. Além disso, as características de habitat desta área, promovem as condições adequadas para a presença de lince-ibérico (ICNB, 2006).

3. Metodologia

3.1 Protocolo de armadilhagem fotográfica

A comunidade de mesocarnívoros foi estudada através da técnica de armadilhagem fotográfica. A amostragem ocorreu entre Agosto de 2020 e Abril de 2021. Para cada área de estudo, foi elaborada uma grelha de 2x2km através do Software

QGIS 3.16.3-Hannover (Equipa de Desenvolvimento QGIS de 2020). Em cada quadrícula foi definida uma estação de amostragem onde se colocou uma câmara modelo Browning Strike Force Pro X 20 MP.

Assim, durante os nove meses de amostragem instalaram-se 241 estações de armadilhagem fotográfica em 211 quadrículas 2x2 km, onde as câmaras permaneceram ativas em média entre 28 e 32 dias totalizando, conjuntamente, 7002 dias de armadilhagem (tabela 1). Apesar de terem sido instaladas 241 estações de armadilhagem, apenas 235 foram analisadas pelas restantes 6 terem sido roubadas e/ou terem deixado de funcionar.

Tabela 1 - Número de câmaras por cada área de estudo e o respetivo esforço de amostragem.

	Nº Quadrículas 2x2 Km	Estações de armadilhagem (N)	Dias de Armadilhagem (DA)	Média de DA por estação
PNSAC	40	44	1145	26
RNES	38	46	1360	30
ALG	46	52	1588	31
ALV	26	29	826	28
PNM	35	42	1174	28
PNDI	26	28	909	32
Total	211	241	7002	

As câmaras foram colocadas em troncos de árvores ou arbustos, a uma altura de 50 cm do solo, e sempre que possível, orientadas para um local de passagem de animais (Swann, 2004). Foram programadas para captarem 5 fotografias consecutivas, com sensibilidade média/baixa, de forma a minimizar as fotografias nulas, com o intervalo mínimo de 2 minutos entre cada sequência de capturas. Em cada local, as câmaras estiveram ativas em média 29 dias.

A análise das fotografias foi feita, observando individualmente cada fotografia e registando a espécie, dia e hora. Definiu-se como deteção independente de uma espécie, fotografias que tivessem um intervalo de pelo menos 30 minutos das restantes fotografias dessa mesma espécie, de forma a reduzir a probabilidade de se contabilizar o mesmo indivíduo mais do que uma vez (Curveira-Santos, 2014).

Com a análise total de fotografias, foi possível calcular o Índice de Abundância Relativa (IAR) para cada espécie para cada local. Para a estimativa deste índice, todas as detecções independentes de cada espécie foram somadas para cada câmara, sendo este valor ponderado pelo esforço de amostragem (número de dias de armadilhagem) e multiplicado por 100 (Jenks *et al.*, 2011).

3.2 Caracterização das estações de amostragem

Uma estação de amostragem corresponde ao local onde foi colocada uma máquina fotográfica. Tendo por base literatura já conhecida (Pita *et. al*, 2009; Falcucci *et al.* 2007), foram estabelecidas e calculadas, para cada estação, variáveis explicativas a duas escalas: macro e micro (tabela 2). A escala macro refere-se a variáveis ambientais e antrópicas retiradas de um “buffer” com 1km de raio em redor de cada máquina. Para tal, foi utilizado o software QGIS 3.16.3-Hannover, onde se procedeu a uma interseção do "buffer" com a Carta de Ocupação de Solos de 2018 (COS). A escala micro tem por base informação recolhida no campo aquando da colocação de cada máquina fotográfica e inclui as variáveis apresentadas na tabela 2.

Tabela 2 - Variáveis usadas na análise de ocupação (ψ) e deteção (p) de mesocarnívoros. Os Índices de Abundância Relativa foram calculados posteriormente como já referido no ponto anterior.

	Variável	Código	Unidade	Descrição	Parâmetro
Macro Escala	Distância a Área Urbana	DAUrb	metros	Distância à povoação mais próxima	ψ
	Área Antrópica	Antro	%	Tecido edificado, instalações agrícolas, rede viária, pedreiras, indústria, áreas em construção, aeródromo, comércio, infraestruturas de captação de água e parques de campismo	p, ψ
	Área Agricultura	Agri	%	Culturas temporárias de sequeiro e regadio, olivais, vinhas, arrozais, mosaicos culturais e parcela complexos, agricultura em espaços naturais e seminaturais	ψ
	Área de Pastagem	Past	%	Pastagens melhoradas e espontâneas	ψ

	Área Agroflorestal	Agrofl	%	Sistema Agroflorestal (SAF) de azinheira, pinheiro manso, sobreiro, outros carvalhos, sobreiro com azinheira e outras misturas	ψ
	Área Eucaliptal	Eucali	%	Florestas de eucalipto	ψ
	Área de Florestas Mistas	Mist	%	Florestas de sobreiro, azinheira, castanheiro, outros carvalhos e outras folhosas	ψ
	Área de Florestas de Resinosas	Resin	%	Floresta de pinheiro manso, pinheiro bravo e outras resinosas	ψ
	Área de Mato	Mat	%	Matos	ψ
Micro Escala	Habitat de Floresta	H_Flor	Binário	Habitat dominante do local de colocação da câmara fotográfica, representada por presença (1)/ausência(0)	p
	Habitat de Mato	H_Mato	Binário		p
	Habitat Misto	H_Mis	Binário		p
	Habitat com Zona Húmida	H_Hum	Binário		p
	Habitat de Bosque	H_Bosq	Binário		p
	Habitat de Agroflorestal	H_Agro	Binário		p
	Habitat de Agricultura	H_Agric	Binário		p
	Vegetação Arbórea	Varbo	Binário	Cobertura de vegetação presente representada com escala de 0-25%,25%-50%,50%-75% e >75%	p
	Vegetação Arbustiva	Varbus	Binário		p
	Vegetação Herbácea	Vherb	Binário		p
	Esforço	Esf	-	Nº de dias de câmara ativa	p
Índice de Abundância Relativa	IAR_RAP	-	-	Índice de Abundância Relativa Raposa (<i>Vulpes vulpes</i>)	ψ
	IAR_TEX	-	-	Índice de Abundância Relativa Texugo (<i>Meles meles</i>)	ψ
	IAR_FUI	-	-	Índice de Abundância Relativa Fuinha (<i>Martes foina</i>)	ψ
	IAR_GEN	-	-	Índice de Abundância Relativa Geneta (<i>Genetta genetta</i>)	ψ
	IAR_SAC	-	-	Índice de Abundância Relativa Sacarrabos (<i>Herpestes ichneumon</i>)	ψ

3.3 Modelação de Ocupação

A estimativa de ocupação de carnívoros (Ψ) foi feita através de modelos de probabilidade com históricos de deteção construídos para cada espécie em estudo (MacKenzie *et al.*, 2006).

Os dados de deteções independentes de todas as estações de amostragem foram utilizados para gerar uma matriz de presença/ausência (1/0) para cada espécie, agrupando os resultados de 5 dias de amostragem em cada ocasião de deteção.

Para cada espécie, começou-se por identificar quais as variáveis que influenciavam significativamente a probabilidade de detecção (p) (nomeadamente variáveis de vegetação e habitat à escala micro, o esforço de amostragem e a % de área antrópica); e a ocupação (Ψ) (variáveis à escala macro e IAR's), com base no valor de β e respetivo intervalo de confiança. Posteriormente construíram-se os modelos relacionados com a probabilidade de detecção (p), tendo-se selecionado o melhor modelo de acordo com o valor do Akaike Information Criterion (AIC) (quanto mais baixo for este valor, melhor é o modelo). Depois de identificado o melhor modelo para p (e respetivas variáveis) procedeu-se à construção e seleção de modelos para ocupação (Ψ) seguindo o mesmo procedimento e mantendo o melhor modelo de p anteriormente selecionado como fixo. Na modelação de Ψ apresenta-se o ou os melhores modelos (quando há vários com $\Delta AIC < 2$) e as variáveis que explicam a ocorrência de cada espécie de carnívoro.

Todo o processo de modelação de ocupação foi desenvolvido com o programa Presence versão 2.13.12 e o procedimento foi constante para todas as espécies em estudo.

4. Resultados

4.1 Captura fotográfica de mesocarnívoros

A comunidade de mesocarnívoros amostrada é composta por cinco espécies selvagens: raposa, geneta, texugo, fuinha e sacarrabos. Durante o período de amostragem obtiveram-se 2712 registos independentes para todas as espécies consideradas, incluindo o cão e gato doméstico. Os Índices de Abundância Relativa (IAR), variaram entre 22,41 para a raposa e 0,80 para o gato (tabela 3).

Tabela 3 - Número de eventos e registos independentes para cada espécie e respetivo Índice de Abundância Relativa.

	Nº de registos independentes	IAR
Raposa	1560	22,41
Texugo	260	4,73
Fuinha	170	4,25

Geneta	382	5,14
Sacarrabos	155	2,51
Cão	129	1,84
Gato	56	0,80
Total	2712	

Através do cálculo de ocupação de cada espécie para cada área, foi ainda possível aferir a distribuição das espécies pelas várias áreas estudadas. De um modo geral, o Parque Natural da Serra de Aire e Candeeiros, foi o local onde mais espécies apresentaram maior ocupação e o Parque Natural do Alvão, aquele onde a ocupação das diferentes espécies foi menor.

4.2 Caracterização das Variáveis

Pela caracterização das variáveis associadas às áreas de amostragem (tabela 4) podemos verificar que na sua maioria as câmaras foram colocadas distantes de regiões urbanas (distância média de 11 464 m) em áreas com uma cobertura vegetal heterogénea onde dominavam as florestas (mistas e resinosas) e zonas de matos.

Tabela 4 - Valor médio, valor mínimo e máximo e desvio-padrão para cada variável no conjunto das estações da amostragem.

	Valor		
	Médio	Mínimo-Máximo	Desvio-Padrão
DAUrb	11463,79	1152,04-24017,28	5147,40
Antro	1,41	0,00-28,64	3,22
Agri	13,47	0,00-64,93	13,66
Past	3,32	0,00-47,93	7,03
Agrofl	4,11	0,00-95,09	14,24
Eucali	4,83	0,00-64,04	11,74
Mist	31,85	0,00-99,31	27,08
Resin	15,06	0,00-88,02	17,81
Mat	24,43	0,00-95,19	25,00
Esf	30,05	2,00-41,00	6,96
IAR_RAP	22,41	0-260	35,22
IAR_TEX	4,73	0-123,08	13,85
IAR_FUI	4,25	0-102,56	12,09
IAR_GEN	5,14	0-85	12,23
IAR_SAC	2,51	0-92,31	7,57

4.3 Padrões de Uso de Habitat por Mesocarnívoros

4.3.1 Raposa

Na modelação foi selecionado o modelo *survey-specific* (modelo de heterogeneidade) que indica que a probabilidade de deteção desta espécie não é constante ao longo do tempo.

As variáveis % Área Antrópica, Habitat Agroflorestal e Habitat Florestal foram as que apresentaram uma influência significativa na detetabilidade da raposa, sendo que, apenas a variável Habitat Florestal mostrou uma influência negativa na deteção de raposa. A ocupação desta espécie foi afetada pela % Área de Mato, Distância a Área Urbana, % Área de Florestal Misto e IAR de texugo e geneta, sendo que apenas a variável de % Área de Mato e os IAR de texugo e geneta influenciaram positivamente a probabilidade de ocupação de raposa (tabela 5).

Tabela 5 – Resultados da modelação da deteção e ocupação de raposa (*Vulpes vulpes*). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a deteção ou ocupação.

Raposa			
p	Ψ	β	Erro-Padrão
T, Antro*		0,52	0,12
T, Hagro*		1,05	0,35
T, Hflo*		-0,33	0,14
T, VArbus		0,16	9,89
T, HMato		0,68	0,53
T, Esforço		0,07	0,09
T, HMisto		0,11	0,16
T, HAgric		-0,25	0,62
T, DAUrb		-0,02	0,07
T, HBosque		-0,03	0,42
T, HHum		0,01	0,15
T, VArbo		0,10	9,51
T, VHerb		0,13	9,80
	DAUrb*	-0,36	0,15
	Antro	0,06	0,20
	Agric	-0,11	0,15
	Past	0,12	0,17
	Agrofl	-0,03	0,14
	Eucal	0,24	0,19
	Mist*	-0,34	0,15
	Resin	-0,10	0,15
	Mato*	0,42	0,18
	Esf	-0,12	0,20
	IAR_Tex*	1,14	0,54
	IAR_Fui	0,12	0,18
	IAR_Gen*	0,74	0,36
	IAR_Sac	0,93	0,53

Tendo sido identificadas as variáveis significativas que afetam a ocupação e deteção desta espécie, foi feita a modelação que mostra que o modelo mais explicativo para a deteção inclui a % Área Antrópica e para a ocupação o IAR de texugo e geneta, a % Área de Matos e a Distância a Áreas Urbanas (tabela 6). Para a raposa, este melhor modelo estimou uma probabilidade de ocupação 0,714 ($\pm 0,058$) e de deteção 0,554 ($\pm 0,042$).

Tabela 6 - Melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) para a ocupação da raposa (*Vulpes vulpes*).

	Modelo	AIC	ΔAIC
Raposa	$\Psi(IARTex, IARGen, Matos, DAUrb), p(T, Antro)$	1511	0
	$\Psi(IARTex, IARGen, Matos), p(T, Antro)$	1511,76	0,76
	$\Psi(IARTex, IARGen, Matos, DAUrb, Misto), p(T, Antro)$	1512,65	1,65

4.3.2 Texugo

A detecção de texugo mostrou-se influenciada pelas variáveis: Habitat Florestal, Habitat Agroflorestal e % Área Antrópica. Destas três, só a variável de Habitat Florestal apresentou uma relação negativa com a detecção de texugo. A ocupação da espécie é influenciada pelas variáveis IAR da raposa, IAR da geneta, IAR de Sacarrabos e % Área Antropizada. Todas estas variáveis apresentaram uma influência positiva na ocupação da espécie (tabela 7).

Tabela 7 - Resultados da modelação da detecção e ocupação de texugo (*Meles meles*). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a detecção ou ocupação.

Texugo			
p	Ψ	β	Erro-Padrão
Hagro*		1,59	0,39
Hflor*		-0,70	0,28
Antro*		0,31	0,14
Hmisto		0,28	0,23
Hbosque		-0,54	0,55
Hhum		-0,26	0,27
HMato		0,08	0,65
	DAUrb	-0,02	0,14
	Antro*	0,63	0,31
	Agric	0,19	0,14
	Past	0,14	0,14
	Agrofl	0,01	0,14
	Eucal	0,14	0,14
	Mist	-0,22	0,15
	Resin	0,09	0,14
	Mato	-0,12	0,15
	Esf	0,15	0,17
	IAR_Rap*	0,86	0,26
	IAR_Fui	0,20	0,16
	IAR_Gen*	1,45	0,48
	IAR_Sac*	0,94	0,36

Para a espécie de texugo, o modelo mais explicativo para a detecção inclui as variáveis % Área Antrópica, Habitat Florestal e Habitat Agroflorestal, tendo sido estimada com uma probabilidade de 0,336 (\pm 0,043). O modelo de ocupação da espécie integra o IAR de Raposa e o IAR de geneta, com uma probabilidade estimada de 0,379 (\pm 0,065) (tabela 8).

Tabela 8 - Melhores modelos (Δ AIC<2) para a ocupação do texugo (*Meles meles*).

	Modelo	AIC	Δ AIC
Texugo	Ψ (Antro+IARRap+IARGen+IARSac),p(Antro+Hflor+Hagro)	808,6	0
	Ψ (IARRap+IARGen),p(Antro+Hflor+Hagro)	809,43	0,83

4.3.3 Fuinha

A detetabilidade da fuinha evidenciou ser influenciada pelas variáveis Habitat Florestal e Habitat Agroflorestal, ambas com influência negativa na detecção da espécie. A ocupação de fuinha foi influenciada pelas variáveis, Distância a Área Urbana, % Área Agrícola, % Área de Agroflorestal, % Área de Mato % Área de Florestal Misto e ainda o IAR de geneta. Todas estas variáveis mostraram uma influência positiva na ocupação desta espécie, à exceção das variáveis % Área Agrícola e % Área de Mato (tabela 9).

Tabela 9 - Resultados da modelação da detecção e ocupação de fuinha (*Martes foina*). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a detecção ou ocupação.

Fuinha			
p	Ψ	β	Erro-padrão
Hflor*		-1,89	0,44
Hagro*		-1,04	0,51
Hhum		0,46	0,27
Hmisto		0,42	0,28
Esforço		0,16	0,20
Hagric		-0,22	0,95
Antro		0,03	0,21
	DAUrb*	0,41	0,17
	Antro	-0,11	0,22
	Agric*	-0,53	0,21
	Past	0,09	0,16
	Agrofl*	0,43	0,17
	Eucal	0,14	0,15
	Mist*	0,43	0,16
	Resin	-0,29	0,20
	Mato*	-0,59	0,22
	Esf	0,00	0,20
	IAR_Rap	0,17	0,16
	IAR_Tex	0,26	0,16
	IAR_Gen*	0,41	0,18
	IAR_Sac	0,14	0,16

O modelo mais explicativo para fuinha inclui as variáveis Habitat Florestal com o Habitat Agroflorestal para a detecção e para a ocupação a % Área Agroflorestal e % Área Florestal Misto, com uma probabilidade estimada de 0,248 ($\pm 0,052$) e 0,312 ($\pm 0,042$), respetivamente (tabela 10).

Tabela 10 - Melhor modelo ($\Delta AIC < 2$) para a ocupação da fuinha (*Martes foina*).

	Modelo	AIC	ΔAIC
Fuinha	$\Psi(\text{Agrofl}+\text{Mist}), p(\text{Hflor}+\text{Hagro})$	551,9	0

4.3.4 Geneta

A detetabilidade da geneta mostrou ser influenciada pelas variáveis: % Área Antrópica, Habitat Misto e Habitat de Bosque, todas influenciando positivamente a detecção da espécie. A ocupação da geneta está relacionada com vários fatores: Distância a Área Urbana, % Área Antrópica, % Área Agrícola, % Área Agroflorestal, IAR de raposa, IAR de texugo e IAR de sacarrabos. As variáveis que tiveram um peso negativo na ocupação da espécie foram a Distância a Área Urbana e a % Área Agrícola, todas as restantes variáveis influenciaram positivamente a ocupação (tabela 11).

Tabela 11 - Resultados da modelação da detecção e ocupação de geneta (*Genetta genetta*). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a detecção ou ocupação.

Geneta			
p	ψ	β	Erro-Padrão
Varbus		-0,14	32,11
Antro*		0,38	0,13
Hmisto*		0,62	0,23
Hbosque*		1,07	0,45
Hflor		-0,51	0,28
Hagro		-0,43	0,36
Hhum		-0,25	0,22
Esf		0,13	0,12
Hmato		-0,59	0,74
	DAUrb*	-0,41	0,15
	Antro*	0,84	0,42
	Agric*	-0,41	0,16
	Past	-0,05	0,15
	Agrofl*	0,60	0,24
	Eucal	0,12	0,15
	Mist	-0,10	0,15
	Resin	-0,18	0,15
	Mato	0,05	0,15
	Esf	0,08	0,18
	IAR_Rap*	0,53	0,19
	IAR_Tex*	2,24	0,78
	IAR_Fui	0,60	0,36
	IAR_Sac*	1,05	0,36

Para a espécie de geneta, o melhor modelo explicativo inclui as variáveis % Área Antrópica, com Habitat Misto e Habitat de Bosque para a detecção e % Área Agroflorestal e o IAR de texugo para a ocupação (tabela 12). Para a geneta, o melhor modelo estimou uma probabilidade de ocupação de 0,441 ($\pm 0,053$) e de detecção de 0,310 ($\pm 0,038$).

Tabela 12 - Melhor modelo ($\Delta AIC < 2$) para a ocupação da geneta (*Genetta genetta*).

	Modelo	AIC	ΔAIC
Geneta	$\Psi(\text{Agrof} + \text{IARTex}), p(\text{Antro} + \text{Hmist} + \text{Hbosq})$	898,91	0

4.3.5 Sacarrabos

A detecção de sacarrabos mostrou ser influenciada pelos Habitats de Zonas Húmidas e Florestais com uma relação positiva e negativa, respetivamente. Para a ocupação da espécie, verificou-se que esta é influenciada pela % Área de Pastagem, % Área de Mato, IAR de texugo e IAR de geneta. Nestas variáveis, apenas a % Área de Mato tem uma influência negativa na ocupação da espécie (tabela 13).

Tabela 13 - Resultados da modelação da detecção e ocupação de sacarrabos (*Herpestes ichneumon*). O símbolo (*) assinala as variáveis que influenciaram significativamente a detecção ou ocupação.

Sacarrabos			
p	ψ	β	Erro-Padrão
Hhum*		1,13	0,27
Hflor*		-1,11	0,36
Hmisto		-0,46	0,32
Hagric		-0,99	1,19
Hmato		-1,05	1,23
Antro		0,09	0,11
Hbosque		-0,43	0,69
Hagro		-0,21	0,44
Esf		0,04	0,14
	DAUrb	0,01	0,16
	Antro	0,31	0,23
	Agric	-0,06	0,16
	Past*	0,92	0,37
	Agrofl	0,36	0,22
	Eucal	0,15	0,16
	Mist	-0,05	0,16
	Resin	-0,03	0,16
	Mato*	-0,46	0,18
	Esf	0,11	0,20
	IAR_Rap	0,49	0,27
	IAR_Tex*	2,62	0,89
	IAR_Fui	0,04	0,15
	IAR_Gen*	1,37	0,54

O modelo que melhor explica a ocorrência de Sacarrabos apresenta as variáveis Habitat Florestal e de Habitat Húmido afetando a detecção e as variáveis IAR de texugo e o IAR de geneta, afetando a ocupação (tabela 14). O melhor modelo estimou a probabilidade de ocupação de sacarrabos com valor de 0,389 ($\pm 0,062$) e de detecção de 0,225 ($\pm 0,038$).

Tabela 14 - Melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) para a ocupação do sacarrabos (*Herpestes ichneumon*).

Modelo	AIC	ΔAIC
--------	-----	--------------

Sacarrabos	$\Psi(\text{IARTex}+\text{IARGen}), p(\text{Hflor}+\text{Hhum})$	674,35	0
	$\Psi(\text{Past}+\text{IARTex}), p(\text{Hflor}+\text{Hhum})$	674,94	0,59
	$\Psi(\text{Mat}+\text{IARTex}), p(\text{Hflor}+\text{Hhum})$	675,31	0,96

5. Discussão

Este estudo demonstrou a viabilidade da metodologia escolhida para análises de detecção e ocupação de mesocarnívoros. O método de avaliação de probabilidade de ocupação representa assim um mecanismo viável na monitorização de espécies de mamíferos a longo prazo, permitindo ter uma visão da ecologia das espécies de carnívoros que ocupam o nosso território e posteriormente aferir a relação de diversos fatores com os seus padrões de distribuição. A ocorrência de mamíferos carnívoros está diretamente relacionada com a disponibilidade de alimento e locais de abrigo. Neste estudo não foi tido em conta o fator alimento/presa, porém este pode ser inferido com áreas de cultivo, matos ou áreas antrópicas, locais onde os animais poderão também adquirir alimento e por isso favorecer a sua ocupação (Loureiro, 2012).

Tendo em conta a hipótese (i) aqui colocada, referindo que áreas com maior influência humana teriam menor ocupação por parte das espécies de carnívoros, tal não se verificou. Pelo contrário, observou-se que para várias espécies (raposa, texugo e geneta) as variáveis antrópicas (% Área Antrópica e a Distância a Área Urbana) favoreciam, de uma forma significativa a sua detecção e/ou ocupação. Estes resultados devem ter em conta que as áreas amostradas representam áreas com pouca intervenção antrópica (em média <2% de área antrópica num buffer de 1km) correspondendo maioritariamente a partes de algumas pequenas povoações e/ou infraestruturas relacionadas com a atividade agrícola, e não áreas urbanas ou peri-urbanas *per se*. Para a raposa, por exemplo, que tem um comportamento oportunista e uma grande plasticidade trófica (Mathias et al. 1998; Sarmiento, 2011), seria expectável (Loureiro, 2012; Diogo, 2016) que os meios antrópicos lhe proporcionassem diferentes fontes de alimento (lixeiros, carcaças de animais domésticos como gado, etc.). Já para o Texugo, sendo um animal que evita áreas urbanas (Palomo et al. 2007), não seria de esperar que as variáveis antrópicas tivessem uma influência positiva na ocupação do mesmo. Porém, é de salvaguardar que esta espécie utiliza olivais, pomares e hortas para se alimentar sendo locais que estão frequentemente associados a áreas perto de habitações e povoações (Rosalino et al. 2012a). Além disso, como já referido

anteriormente, as áreas urbanas referidas neste trabalho são pequenas e inseridas em meios rurais e, portanto, com densidades humanas geralmente baixas, pelo que este resultado não significa necessariamente que áreas humanizadas sejam locais preferenciais para o Texugo. Também a ocupação de geneta mostrou ser influenciada negativamente pela Distância a Área Urbana e positivamente pela % de Área Antrópica, sendo um resultado expectável tendo em conta que esta espécie poderá usar casas abandonadas ou locais pouco frequentados em casas habitadas para abrigo, além de explorar os recursos alimentares disponíveis nos mosaicos paisagístico existentes em meios rurais (Alves, 2012).

Em espaços mais naturais a raposa tem preferência por presas como pequenos roedores, mas também outros vertebrados, insetos e fruta muitas vezes disponíveis em áreas de mato (Loureiro, 2012). Este comportamento trófico da espécie parecer ser corroborado pelo impacto positivo que a % de Área de Mato teve na ocupação da raposa, evidenciado que quanto maior a percentagem de mato maior seria a probabilidade da mesma ocupar o local. Seria ainda expectável, que locais com floresta nativa apresentariam maior probabilidade de ocorrência de espécies do que em áreas agrícolas (hipótese ii). Contudo, a variável % Área Agroflorestal mostrou apenas ser significativa para as espécies de fuinha e geneta estando estas fortemente associadas a habitats florestais. É comum, estas áreas fragmentadas e heterogêneas a nível de vegetação apresentarem maiores oportunidades para as espécies de carnívoros por fornecer uma maior disponibilidade e diversidade de recursos (seja de alimentos ou refúgio). Exemplo disso são os montados que permitem uma combinação de abrigo na zona arbórea, onde a espécie de fuinha aproveita as reentrâncias das árvores como toca, e arbustos (Santos et al. 2010), e recursos alimentares nas orlas envolventes e em terrenos abertos (Pita, 2009, Rosalino et al. 2012a). Por isso estas áreas tornam-se mais capazes de albergar várias espécies de carnívoros do que por exemplo áreas apenas com florestas densas ou exclusivamente agrícolas. (Ferreiro-Arias et al. 2021).

Em várias espécies, verificou-se uma influência positiva significativa na ocupação por parte do Índice de Abundância Relativa de outras espécies. Isto não mostra propriamente que a sua ocupação ou deteção é favorecida pela presença de outras espécies, mas indica que estas paisagens permitem que as várias espécies consigam coexistir ao beneficiar dos recursos que têm no seu meio, em especial quando este é heterogêneo em termos de habitats. Isto poderá também estar associado ao aspeto generalista ao nível do habitat que a maior parte das espécies estudadas apresentam. A coexistência destas espécies também pode ser possível por algumas estarem ativas em períodos do dia diferentes, utilizarem o espaço de forma diferente e também por

exploração de diferentes recursos a nível de abrigo e alimentação (Ferreiro-Arias *et al.* 2021). Assim sendo o facto dos IAR's de outras espécies influenciarem significativa e positivamente a ocupação no território de diferentes espécies, pode estar relacionado com o facto de existirem variáveis que não foram medidas (associadas ao nível de disponibilidade de alimento e/ou refúgio) que favorecem a ocorrência da comunidade de mesocarnívoros.

6. Considerações finais

Com este trabalho, foi possível aferir que as espécies em estudo demonstram conviver em espaços heterogéneos por possivelmente haver uma maior disponibilidade de recursos tanto a nível alimentar como de abrigo, sendo que algumas espécies mais generalistas como a raposa apresentam uma maior ocupação e abundância quando comparadas com outras. Este trabalho demonstrou ser bastante importante, por ser o primeiro estudo a nível nacional que incorpora várias áreas classificadas e várias espécies de mesocarnívoros.

Decorrente dos resultados aqui obtidos, seria vantajoso realizar a mesma metodologia apenas numa só área ou sobre uma só espécie, aumentando o número de câmaras colocadas na área de estudo e o período em que estas estão ativas, para que se tenha uma amostragem capaz de captar a influência das estações do ano. Seria também interessante, num estudo futuro, compreender não só como é que fatores ambientais e antrópicos influenciam a ocupação das espécies de mesocarnívoros, mas também ter em conta a disponibilidade de alimento (micromamíferos, frutos, insetos, etc.) bem como o impacto de animais domésticos como o cão (*Canis lupus familiaris*) e o gato (*Felis catus*).

7. Referências

Alves, F. (2012) Geneta (*Genetta genetta*): a trepadora africana. Pp. 167-179 in: Um olhar sobre os carnívoros portugueses (Loureiro, F., Pedroso, N.M., Santos, M.J. & Rosalino, L.M., eds.) CARNIVORA. Lisboa.

Barros, T.S.Q. (2009) Estatuto e distribuição do sacarrabos (*Herpestes ichneumon*) em Portugal. Tese de mestrado para adquirir o grau de mestre em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas. Universidade de Aveiro.

Bencatel, J., Sabino-Marques, H., Álvares, F., Moura, A. E. & Barbosa, A. M. (eds.) (2019) Atlas de Mamíferos de Portugal, 2ª edição. Universidade de Évora, Portugal.

Blondel, J. (2006) The “Design” of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period. *Human Ecology*, 34, 713-729.

Bompastor, A., Figueiredo, T. & Fonseca, F. (2009). Matos do Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal – Produção de serviços ecossistémicos. In: 15º Congresso da APDR, 1º Congresso de Desenvolvimento Regional de Cabo Verde, 2º Congresso Lusófono de Ciência Regional, 3º Congresso de Gestão e Conservação da Natureza, Cidade da Praia, 6 a 11 de Julho de 2009.

Cabral, M.J. (coord.), Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (2005) Livro vermelho dos Vertebrados de Portugal. Peixes Dulciaquícolas e Migradores, Anfíbios, Répteis, Aves e Mamíferos. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, 659p.

Caravaggi, A., Banks, P.B., Burton, A.C., Finlay, C.M.V, Haswell, P.M., Hayward, M.W., Rowcliffe, M.J. & Wood, M.D. (2017) A review of camera trapping for conservation behaviour research. *Remote Sens Ecol Conserv*, 3, 109-122.

Carvalho, J.M.C. (2011) A Ilustração Científica Na Reserva Natural Do Estuário Do Sado - Uma aplicação ao plano de salvaguarda do roaz-corvineiro (*Tursiops truncatus*). Tese de mestrado para adquirir o grau de Mestre em Ilustração – Área de Especialização em Ilustração Científica. Instituto Superior de Educação e Ciências e Universidade de Évora.

Castro, GV. (2019) Determinantes dos padrões de ocupação da raposa vermelha (*Vulpes vulpes*) em paisagens dominadas por *Eucalyptus*. Tese de mestrado para adquirir o grau de Mestre em Ecologia Aplicada na Universidade de Aveiro.

Coelho, C.I.A. (2007) Avaliação dos Impactes Ambientais dos Parques Eólicos em Áreas Protegidas: O Caso de Estudo do Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros. Dissertação para adquirir o grau de Mestre em Ciências E Tecnologias Do Ambiente pela Universidade de Lisboa.

Curveira-Santos, G. (2014) Niche partitioning in managed landscapes: temporal and spatial segregation in a Mediterranean community of mesocarnivores. MSc in Biology, Uppsala University, Sweden.

DGT - Direção-Geral do Território (2020) Uso e ocupação do solo em Portugal continental. Observatório do Ordenamento do Território e Urbanismo.

Diogo, J.M.A. (2016) Spatial occupancy patterns of carnivores in a cork oak landscape. Dissertação para adquirir o grau de Mestre em Biologia da Conservação na Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65(1), 169–175.

Falcucci, A., Maiorano, L. & Boitani, L. (2007) Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology* 22, 617–631.

Ferreiro-Arias, I., Isla, J., Jordano, P. & Benítez-Lopez, A. (2021) Temporal and trophic partitioning promote coexistence between mesocarnivores in a Mediterranean landscape. *Ecology and Evolution* 11(22), 15520-15533.

Fleishman, E., Murphy, D.D. & Brussard, P.F. (2000) A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological Applications* 10(2), 569-579.

ICN. (2004) A,b,c das áreas protegidas – parques, reservas, paisagens protegidas e monumentos naturais de Portugal continental. Lisboa: Instituto de Conservação da Natureza.

ICNB (2006) Plano Sectorial da Rede Natura 2000 - Sítios. PTCN0036, PTCN0037, PTCN0049 e PTCN0057.

ICNF - Instituto de Conservação da Natureza e Florestas (2021). Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) <http://www2.icnf.pt/portal/ap/rnap>. Acedido a 24/05/2021.

ICNFa - Parque Natural de Montesinho (PNM) (2019) <https://resources.natural.pt/uploads/additional-information/2019/06/12/08/Msm1aTmOfwIWzjc2.pdf>. Acedido a 24/05/2021.

ICNFb - Parque Natural do Douro Internacional (PNDI) (2019) <https://resources.natural.pt/uploads/additional-information/2019/06/12/08/YfRdAaTkRKW3Arwk.pdf>. Acedido a 24/05/2021.

ICNFc - Parque Natural do Alvão (PNAI) (2019)
<https://resources.natural.pt/uploads/additional-information/2019/06/12/08/tv118TG31eUZxwsW.pdf>. Acedido a 24/05/2021.

Jenks, K.E., Chanteap, P., Damrongchainarong, K., Cutter, P., Redford, T., Lynam, A.J., Howard, J.G. & Leimgruber, P. (2011). Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses – an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science* 4, 113-131.

Karanth, K., Srivathsa, A., Vasudev, D., Puri, M., Parameshwaran, R., & Samba Kumar, N. (2017). Spatio-temporal interactions facilitate large carnivore sympatry across a resource gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1848).

Loureiro, F. (2012) Raposa (*Vulpes vulpes*): A Matreira das Fábulas. Pp.19-30 in: Um olhar sobre os carnívoros portugueses (Loureiro, F., Pedroso, N.M., Santos, M.J. & Rosalino, L.M., eds.) CARNIVORA. Lisboa.

Lozano, J., Virgós, E., Malo, A. F., Huertas, D. L., & Casanovas, J. G. (2003). Importance of scrub-pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: Implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity and Conservation*, 12(5), 921– 935.

MacKenzie, D.I., Royle, J.A., Nichols, J.D., Pollock, K.H., Bailey, L.L. & Hines, J.E. (2006) *Occupancy estimation and modelling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic, New York.

Mangas, J. G., Lozano, J., Cabezas-Díaz, S., & Virgós, E. (2008) The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 43–51.

Marques, M.B. (2017) *Mesocarnivore site occupancy in cork oak landscapes: influence of management regimes*. Tese de mestrado para adquirir o grau de Mestre em Biologia da Conservação na Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Mathias, M.L., Santos-Reis, M., Palmeirim, J. & Ramalhinho, M.G. (1998) *Mamíferos de Portugal*. Edições Inapa, Lisboa.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772), 853.

Newbold, T., Hudson, L., Hill, S. *et al.* (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50.

Palomo, J., Gisbert, J. & Blanco, J. (2007). Atlas y Libro Rojo De Los Mamíferos Terrestres De España. SECEM, Málaga.

Pita, R., Mira, A., Moreira, F., Morgado, R. & Beja, P. (2009) Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132, 57–65.

REA – Relatório do Estado do Ambiente (2021). Agência Portuguesa do Ambiente. <https://rea.apambiente.pt/content/sistema-nacional-de-%C3%A1reas-classificadas>.
Acedido a 24/05/2021.

Roemer, G.W., Gompper, M.E., van Valkenburgh, B. (2009) The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59(2), 165-173.

Rosalino, L.M & Loureiro, F. (2012)a Texugo (*Meles meles*): o Incansável Escavador. Pp.131-147 in: Um olha sobre os carnívoros portugueses (Loureiro, F., Pedroso, N.M., Santos, M.J. & Rosalino, L.M., eds.) CARNIVORA. Lisboa.

Rosalino, L.M. & Chambel, I. (2012)b Sacarrabos (*Herpestes ichneumon*): o Emigrante Africano. Pp. 181-191 in: Um olhar sobre os carnívoros portugueses (Loureiro, F., Pedroso, N.M., Santos, M.J. & Rosalino, L.M., eds.) CARNIVORA. Lisboa.

Rosalino, L.M., Rosa, S., Santos-Reis, M. (2010) The role of carnivores as Mediterranean seed dispersers. *Ann Zool Fennici* 47, 195-205.

Rosalino, L.M., Santos-Reis, M. (2009) Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammal Review* 39(1), 67-78.

Rovero, F., Tobler, M. & Sanderson, J. (2010) Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. In ABC TAXA, Manual on Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories, 103-104.

Ruiz-Olmo, J. 2012. Conhecendo melhor a ordem dos mamíferos carnívoros. Pp. 1– 17 in: Loureiro, F., Pedroso, N.M., Santos, M.J., Rosalino, L.M. editors. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. CARNIVORA, Lisbon, Portugal.

Santos M.J & Matos H.M. (2012) Fuinha (*Martes foina*): A nossa vizinha. Pp. 109-119 in: Um olhar sobre os carnívoros portugueses (Loureiro, F., Pedroso, N.M., Santos, M.J. & Rosalino, L.M., eds.) CARNIVORA. Lisboa.

Santos M.J. & Santos-Reis M. (2010) Stone marten (*Martes foina*) habitat in a Mediterranean ecosystem: effects of scale, sex, and interspecific interactions. *European Journal of Wildlife Research* 56, 275- 286

Santos, M. J., Matos, H. M., Palomares, F., Santos-Reis, M. (2011). Factors affecting mammalian carnivore use of riparian ecosystems in Mediterranean climates. *Journal of Mammalogy*, 92 (5), 1060-1069.

Sarmiento, P.B, Cruz, J., Eira, C. & Fonseca, C. (2011) Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. *Eur J Wildl Res* 57, 119–131.

Sinclair, A.R.E. (2003) The role of mammals as ecosystem landscapers. *Alces* 39, 161-176.

Swann, D.E., Hass, C.C., Dalton, D.C. & Wolf, S.A. (2004). Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: an evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin* 32, 357-365.

Tomé, J.R.S. (2008) Desenvolvimento de critérios para a atribuição do rótulo ecológico a produtos de aquacultura da Reserva Natural Do Estuário Do Sado. Dissertação para adquirir o grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Gestão e Sistemas Ambientais. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

Vale, M.A.F. & Costa, F.S. (2004). Pelos caminhos do Alvão. Uma proposta de requalificação dos percursos pedestres no parque natural do Alvão. APGEO, Guimarães, 15.

8. Anexos

Anexo I - Exemplo de estação de armadilhagem



Anexo II - Fotografias captadas, através de armadilhagem fotográfica, às espécies em estudo

II.1. Raposa (*Vulpes vulpes*)



II.2. Texugo (*Meles meles*)



II.3. Fuinha (*Martes foina*)



II.4. Geneta (*Genetta genetta*)



II.5. Sacarrabos (*Herpestes ichneumon*)

