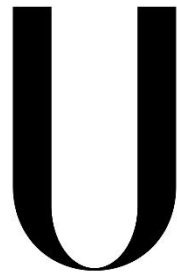


UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



LISBOA

UNIVERSIDADE
DE LISBOA

**Influência das opções de gestão em recursos-chave para o texugo num
ambiente agro-silvo-pastoril Mediterrânico**

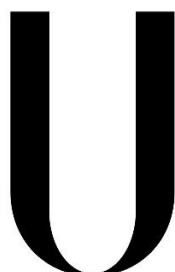
Dário Rodrigues Hipólito

DISSERTAÇÃO

Mestrado em Biologia da Conservação

2014

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



LISBOA

UNIVERSIDADE
DE LISBOA

**Influência das opções de gestão em recursos-chave para o texugo num
ambiente agro-silvo-pastoril Mediterrânico**

Dário Rodrigues Hipólito

DISSERTAÇÃO

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação orientada por:

Doutor Luís Miguel Rosalino, Faculdade de Ciências da Universidade de
Lisboa

Professora Doutora Margarida Santos-Reis, Faculdade de Ciências da
Universidade de Lisboa

2014

Esta dissertação não se encontra escrita com o novo acordo ortográfico

Agradecimentos

É chegada a hora de agradecer a todos os que proporcionaram não só que esta tese se realizasse mas que ajudaram em todos os momentos desde o primeiro dia de faculdade.

Obrigado professora Margarida dos Santos-Reis por me ter proporcionado a realização deste trabalho e por ter acreditado que poderia voltar a ser possível trabalhar com esta espécie fantástica.

Obrigado Miguel, obrigado pelas mil e uma horas despendidas a responder a perguntas, algumas das coisas provavelmente seriam evitáveis. Obrigado por acreditares, e por me empurrares nesta vida que pelo que vejo das pessoas que me rodeiam não é nada fácil mas com humildade, trabalho e perseverança, tudo se alcança.

Obrigado Eng.º Rui Alves por ter aceitado a proposta de trabalho e, a todos os que pertencem à grande casa que é a Companhia das Lezírias por toda a ajuda em diversos momentos.

Obrigado Sandra e Paula por toda a ajuda com assuntos relacionados com a Companhia e por estarem sempre dispostas a ajudar.

Obrigado aos companheiros de campo, em especial os 3 resistentes! Somos enormes naquela semana e sem vocês não teria conseguido grande parte do que obtive.

Obrigado família Académica e de Praxe! Vocês sabem todos quem são e não vou enumerar pois alguém iria ficar esquecido porque são tantos, não me levem a mal mas há uma pessoa que merece algo mais. Padrinho estás na Holanda mas sempre estiveste presente, foste um exemplo quando cá tiveste, fizeste-me crescer e ajudaste-me, agora estás longe e já estás velhote (bem acompanhado pela velhota) mas não deixas de ser um enorme exemplo para mim. Gostavas que aqui tivesses neste momento porque também é teu.

Obrigado à minha família por todo o apoio. Obrigado Mana, sabes o que significas para mim, sabes a força que és e que sempre contarei contigo. Obrigado Pai e Mãe! A sério, muito obrigado! Não consigo explicar em palavras o que fizeram ao longo deste tempo. Não consigo imaginar como conseguiram isto tudo e com momentos tão complicados pelo meio. Simplesmente, obrigado!

Obrigado Biologia! Obrigado porque realmente não desistir compensa! Obrigado porque fazes com que lutemos contra o que nos é dito como impossível! Obrigado porque fazes com que o desemprego não nos assuste e que o enfrentemos com tudo o que temos!

Não, não me esqueci de ti! Não esqueço aquele momento sabes? Não me esqueço que estás sempre presente, esteja onde estiver e que és tu! Obrigado porque me tornaste um homem melhor, um namorado melhor, um biólogo melhor! Eu posso ter que ter paciência para ti (há pessoas que o comprovam) mas eu sei que também não sou fácil, obrigado! Isto é apenas o caminho, passo a passo lutamos pelo que queremos! Amo-te sem cera!

Resumo

As práticas agro-silvo-pastoris são promotoras da heterogeneidade espacial observada nas paisagens Mediterrânicas, incluindo os montados. Embora estes ecossistemas tenham sofrido já um prolongado e profundo impacto resultado das actividades humanas, devido a recentes alterações das práticas e gestão agrícolas tem-se assistido à intensificação da produção, ou ao abandono rural. Estas alterações em curso na estrutura dos ecossistemas agrícolas reforçam a necessidade de adaptação das espécies a estas paisagens alteradas com consequência na disponibilidade de recursos. Um dos grupos de fauna mais afectado são os carnívoros, uma vez que englobam espécies de níveis tróficos mais elevados. O presente estudo tem por objectivo averiguar de que modo as actividades agro-silvo-pastoris influenciam recursos-chave para o texugo-europeu (*Meles meles*), nomeadamente selecção de locais para a construção de tocas (refúgio) e respectivo uso, e o alimento. O trabalho foi realizado na maior propriedade agro-silvo-pastoril do país (Companhia das Lezírias) onde foram prospectadas tocas de texugo e recolhidos excrementos para análise da dieta. Das 20 tocas detectadas, 18 foram caracterizadas para averiguar os factores determinantes da respectiva localização, sendo 17 monitorizadas ao longo de 11 meses para aferir o seu grau de utilização. Destas, quatro foram seleccionadas com vista à análise da variação espacial e sazonal da dieta da espécie. Com recurso a modelação ecológica (GLM) analisou-se a possível influência das características do habitat, recursos alimentares, e factores de perturbação de origem antrópica, ou uma conjugação destes, na localização dos refúgios, bem como a influência das actividades agro-silvo-pastoris na sua utilização (GLMM) e a variação no consumo de recursos alimentares associados às actividades humanas. As actividades agro-silvo-pastoris não aparentam influenciar significativamente a localização dos refúgios, com excepção da distância a linhas de água, provavelmente associada ao risco de cheia. Relativamente à intensidade de utilização, este aparenta ser afectado pela pressão de pastoreio. Por fim, a dieta é dominada por recursos associados às actividades humanas (insectos coprófagos (Fam. Coleoptera) associados ao pastoreio e trigo (*Triticum* sp.) associado aos alimentadores para espécies cinegéticas), o que corrobora o comportamento oportunista do texugo e os seus hábitos generalistas. Os resultados deste trabalho corroboram a elevada capacidade adaptativa deste mustelídeo, incluindo em habitats de cariz marcadamente antrópico. A constatação da capacidade de adaptação de espécies generalistas a estes sistemas alterados não deve aliviar a necessidade de monitorizar e avaliar a influência das alterações nas populações ao longo do tempo, especialmente a quando da introdução de novos factores de perturbação ou intensificação dos impactos dos já existentes.

Abstract

Agro-silvo-pastoral management practices are the most common promoters of the spatial heterogeneity observed in the Mediterranean landscapes, including 'montados'. Although these ecosystems have suffered a prolonged and profound impact, a result of these human activities, we have witnessed an intensification or abandonment of these areas due to changes in agricultural management practices. These changes in the ecosystem structure increase the wild species need to adapt with consequences in the availability of resources. Carnivores, higher in the trophic chain, are one of the most affected groups. The main objective of this study is to understand how agro-forestry activities affect some of the key resources used by the European badger (*Meles meles*) like selection of sett location, sett use and diet. This study was carried out in Companhia das Lezírias (SW Portugal), an agro-forestry and cattle ranching system, where we surveyed the area for badgers' setts detection. 18 of the 20 setts found were characterized in order to understand the determining factors of its location while 17 of the 18 characterized were monitored monthly over the course of 11 months in order to evaluate the setts' use. Out of the 17 setts monitored, we selected four to analyze diet spatial and seasonal variation. Using ecological modeling (GLM) we analyzed the influence of habitat characteristics, food resources, disturbance factors of anthropogenic origin and their combined effect on sett locations. Furthermore, GLMM's were used to test the influence of human activities on sett use by badgers. Finally, we assessed badgers' diet changes associated with anthropic activities (ex. game, cattle ranching). Agro-forestry activities apparently don't significantly affect sett location, but water streams seem to have a negative influence on sett location, probably due to the risk of flooding. Grazing pressure showed a significant negative effect on sett use intensity. Badgers' diet seems to be dominated by resources associated to human activities like dung beetles (Fam. Coleoptera) that are associated with grazing and wheat (*Triticum* sp.) associated with game species feeding structures. This confirms the opportunistic character of badgers and the high degree of adaptation capacity of this mustelid in habitats of anthropic nature. Nevertheless, a long-term monitoring of Mediterranean badgers' populations and the evaluation of the influence of anthropic changes must be implemented, especially when there are new disturbance factors arising or an intensification of the existing ones.

Índice

Agradecimentos	i
Resumo	iii
Abstract	iv
1. Introdução	1
2. Área de estudo.....	5
3. Métodos	8
3.1. Influência de factores bióticos e abióticos na localização das tocas.....	8
3.1.1. Trabalho de campo e caracterização dos locais de amostragem	8
3.1.1. Análise de dados	9
3.2. Influência das actividades silvo-pastoris na frequência de uso das tocas.....	12
3.3. Adaptação da dieta do texugo-europeu a um sistema agro-silvo-pastoril	14
4. Resultados	17
4.1. Influência de factores bióticos e abióticos na localização das tocas.....	17
4.2. Influência das actividades silvo-pastoris na frequência de uso das tocas.....	21
4.3. Adaptação da dieta do texugo-europeu a um sistema agro-silvo-pastoril	24
5. Discussão	29
6. Referências	34
7. Anexos.....	341

1. Introdução

A paisagem europeia é constituída por um conjunto diverso de habitats, que sustentam uma elevada riqueza de espécies de fauna e flora (Stanners e Bourdeau 1995), distribuídos por diferentes biomas (por ex. Estepe, Floresta Temperada de Coníferas, Matagal Mediterrânico) (Danell *et al.* 1999). O principal habitat europeu foi outrora a floresta, cobrindo cerca de 80 a 90% de todo o território (Stanners e Bourdeau 1995). No entanto, actualmente cobre apenas cerca de 35% dos quais apenas 2% é floresta virgem. Contudo, nos últimos anos e na maioria dos países, tem-se assistido a uma renaturalização e/ou reflorestação da paisagem, em área e densidade. A mesma tendência é extensível à bacia do Mediterrâneo onde os ecossistemas nativos sofreram um prolongado e profundo impacto das actividades humanas (Blondel 2006), estimando-se que apenas reste cerca de 15% da floresta mediterrânea original (Quézel and Médail 2003). As alterações da paisagem mediterrânea tiveram início no neolítico, com o início da domesticação do gado e a necessidade de áreas agrícolas para produção de alimento e foram-se intensificando ao longo dos tempos (Blondel 2006). Estes factores foram igualmente os principais promotores da desflorestação por toda a Europa.

Por outro lado, o clima mediterrâneo é caracterizado por padrões de precipitação bastante irregulares e por eventos meteorológicos extremos (ex. cheias e secas extremas) que alteraram profundamente esta região (Luterbacher *et al.* 2006, Costa *et al.* 2011), e que são também factores limitantes tanto para o Homem, como para os ecossistemas naturais. A destruição da floresta mediterrânea foi outro dos factores que levou à quebra do equilíbrio hidrológico, contribuindo igualmente de forma relevante para o aumento da desertificação e da aridez da bacia do mediterrâneo (Blondel 2006).

Fruto da acção combinada de diversas actividades humanas, a região mediterrânea foi historicamente dominada por florestas de sobreiro e/ou azinheira (usualmente designadas por montado, sobreirais ou azinhais), mas devido às alterações das práticas e gestão agrícolas, como seja a intensificação das plantações cerealíferas e da produção animal, houve uma redução do estrato arbóreo destes bosques autóctones (Gonçalves *et al.* 2011; Blondel e Aronson 1999 - *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*). O Montado é um sistema único e característico, mas em constante transformação, que tem sido sujeito ao longo dos tempos a diferentes pressões de mudança. O Inverno, frio e chuvoso, e o Verão, extremamente quente e seco e a sua imprevisibilidade temporal, são o exemplo mais comum dos promotores de

mudanças sazonais destes sistemas, mas as práticas humanas são as grandes responsáveis pela heterogeneidade temporal e espacial dos montados.

A destruição do Montado, a sua substituição em algumas áreas por espécies mais produtivas, como o pinheiro bravo ou o eucalipto, e as alterações das políticas e gestão agrícolas tiveram consequências para as espécies animais que habitam estes sistemas agro-florestais. A acção individual, ou combinada destes factores antrópicos provocou a fragmentação das populações, tanto ao nível da distribuição e abundância das populações como da sua diversidade genética (Blondel 2006), e promoveu a adaptação dos requisitos ecológicos das espécies aos recursos disponíveis nestas paisagens alteradas.

Apesar da heterogeneidade temporal e espacial destes ecossistemas e das perturbações a que estão sujeitos, o número de espécies de fauna e flora presentes nestas áreas são considerados elevados quando comparados com outros ambientes, estando incluído em regiões consideradas hotspots de biodiversidade (Myers *et al.* 2000). Por outro lado, estes sistemas agro-florestais suportam não só uma elevada diversidade de vertebrados como também muitas espécies com estatuto de ameaça (ex. rato-de-Cabrera, *Microtus cabrerae* (Santos *et al.* 2005), águia-Imperial Ibérica, *Aquila adalberti* (Ferrer e Negro 2004). Estes factos contribuíram para que estes ambientes tenham sido considerados prioritários de conservação (Habitats Directive 1992).

Um dos grupos de fauna que contribuem para a importância ecológica e conservacionista dos Montados são os carnívoros, que assumem um papel crucial no funcionamento das comunidades destes ecossistemas (ex. dispersão de sementes, predação). A comunidade de predadores terrestres nestes sistemas semi-naturais é dominada pela família *Mustelidae*, onde se incluem espécies com hábitos mais generalistas como a fuinha (*Martes foina*) ou o texugo-Europeu (*Meles meles*), a par de outras mais especialistas como a lontra (*Lutra Lutra*) ou o toirão (*Mustela putorius*) (Loureiro *et al.* 2012). Para além desta última espécie, considerada potencialmente ameaçada em Portugal (Dados Insuficientes, DD), os montados suportam outras reconhecidamente ameaçadas, como sejam o gato-bravo (*Felis silvestris*) e o lince-Ibérico (*Lynx pardinus*), classificados como Vulnerável (VU) e Criticamente em Perigo (CR), respectivamente, no Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.* 2005).

Uma das espécies de carnívoros mais comuns nos montados portugueses é o texugo, um predador social, cujo tamanho dos grupos varia latitudinalmente (de 2 indivíduos a mais de 30), dependendo do contexto ecológico em que se inserem as populações (Virgós *et al.* 2005a,

Tuyttens *et al.* 2002). Nos ambientes caracteristicamente mediterrâneos esta espécie vive em grupos reduzidos (3-4 adultos e 3-4 crias; Rosalino *et al.* 2004), uma vez que a disponibilidade alimentar é reduzida em alguns períodos do ano e os locais para a construção de tocas são igualmente limitados (Rosalino *et al.* 2005c). O texugo, ao contrário da maioria das espécies de mustelídeos, constrói os seus próprios refúgios escavando tocas com várias aberturas, conectadas entre si, criando assim um complexo sistema de túneis que, em alguns locais, podem chegar a ter 500 metros de comprimento (Neal 1977, Loureiro *et al.* 2007b), e que se denominam texugueiras. Cada grupo social pode utilizar mais que um complexo de tocas, sendo que normalmente existe um com maior grau de utilização (Loureiro *et al.* 2007a). A localização dos refúgios pode variar segundo a altimetria e geologia, proximidade a zonas de alimentação ou tipo e intensidade de pressões de origem antropogénica (ex. agricultura, pastoreio, caça) (Kruuk 1978, Rosalino *et al.* 2005a, Revilla e Palomares 2002). Outros complexos de tocas secundários poderão ser utilizados em situações pontuais, frequentemente apenas por algumas noites, devido à proximidade a fontes de alimento temporárias ou à necessidade das fêmeas não dominantes de darem à luz as crias em locais menos perturbados e longe da influência das fêmeas dominantes dos grupos sociais (Loureiro *et al.* 2007a).

Esta espécie apresenta uma dieta generalista e oportunista, em toda a sua distribuição, salvo raras exceções (Balestrieri *et al.* 2004, Goszczynski *et al.* 2000, Martin *et al.* 1995). A composição dieta apresenta uma variação latitudinal na Europa, caracterizada por um maior consumo de minhocas e vertebrados em locais mais setentrionais e um maior consumo de matéria vegetal, essencialmente frutos, e insectos em zonas mais meridionais (Kruuk 1978, Verlag *et al.* 1995, Barea-Azcón *et al.* 2010). A variação sazonal da dieta é também bastante evidente no sul da Europa, devido à variação da disponibilidade dos alimentos ao longo do ano, como sejam os frutos silvestres, artrópodes e vertebrados, associados à mediterraneidade (Loureiro *et al.* 2009, Rosalino *et al.* 2005b). Por outro lado, as variações da disponibilidade de alimento nestas regiões podem estar igualmente associadas à rotatividade das actividades humanas, nomeadamente aos ciclos agro-silvo-pastoris.

As intervenções agrícolas, como a rotação de culturas, e a actividade cinegética provocam uma incerteza espacial e temporal na disponibilidade dos recursos tróficos tanto para presas como para predadores, como o texugo. Por exemplo, as culturas anuais (ex. cereais, milho) fornecem uma elevada abundância de alimentos às espécies silvestres, embora muito limitada no tempo e condicionada pelas opções de gestão agrícola. As intervenções pastoris, como a transumância do gado, provocam uma intensificação temporária do uso do solo, que por vezes pode atingir

níveis elevados de perturbação, afectando o uso do espaço por parte das populações do texugo devido à destruição das tocas ou alterações das zonas de alimentação (ex. maior disponibilidade de coleópteros coprófagos em áreas com gado). As intervenções silvícolas, nomeadamente a remoção de matos e descortiçamento, bem como o abate de árvores são também uma perturbação importante ao nível de refúgio e da alimentação pois a maquinaria envolvida nestas actividades tende a destruir as tocas e reduzir a disponibilidade de alimento, uma vez que grande parte da matéria vegetal utilizada pelos texugos como recurso alimentar, como sejam por exemplo os arbustos produtores de frutos silvestres (ex. silvas, *Rubus* sp., medronheiros, *Arbutus unedo*; Rosalino *et al.* 2005b) é removida regularmente. Finalmente a gestão cinegética envolve frequentemente a reintrodução de espécimes para incremento dos efectivos das espécies cinegética (ex. coelho-bravo, *Oryctolagus cuniculus*). Este aumento temporário da abundância de potenciais presas pode influenciar o comportamento predatório de alguns carnívoros (Gonçalves *et al.* 2011).

Atendendo às especificidades e dinâmicas ecológicas e paisagísticas do Montado, este estudo teve por objectivo compreender de que forma as actividades agro-silvo-pastoris e cinegética influenciam alguns dos recursos-chave para o texugo, nomeadamente como é que as perturbações antrópicas associadas ao uso do montado influenciam a localização dos principais refúgios (tocas) e respectiva actividade, e a dieta da população local. Apesar da ecologia deste predador ter já sido alvo de inúmeros estudos um pouco por toda a Europa (Roper 2010), nenhum se centrou em avaliar a influência das actividades agro-silvo-pastoris e da caça na ecologia das populações de texugo.

De modo a responder ao objectivo acima proposto definimos seis hipóteses de trabalho principais a serem testadas durante o estudo:

- A localização das tocas do texugo é determinada pelas características do habitat;
- A localização das tocas do texugo é definida por factores de perturbação de origem antrópica;
- A localização das tocas do texugo é influenciada pela disponibilidade de alimento;
- A localização das tocas do texugo é determinada pela acção conjunta de factores associados à disponibilidade de alimento, às características do habitat e à perturbação de origem antrópica;
- A utilização das tocas será maior nas áreas menos perturbadas pelas actividades agro-silvo-pastoris;
- A dieta do texugo é dominada por recursos tróficos directamente associados às actividades antrópicas (cereais disponibilizados em alimentadores de espécies cinegéticas, insectos coprófagos mais presentes em áreas pastoreadas).

2. Área de estudo

O presente estudo decorreu na Charneca do Infantado, uma propriedade com cerca de 11000 hectares gerida pela empresa Companhia das Lezírias, S.A., a maior exploração agro-pecuária e florestal existente em Portugal. Esta propriedade está inserida nos concelhos de Samora Correia e Alcochete e localiza-se a cerca de 30km a nordeste de Lisboa, estando delimitada pelas estradas N10 a noroeste, N119 a sul e N118 a oeste (Fig. 1). Situada na margem esquerda do rio Tejo, em plena lezíria ribatejana, a Charneca do Infantado está inserida, na sua quase totalidade (cerca de 72%), na Zona de Protecção Especial da Reserva Natural do Estuário do Tejo (PTZPE0010) e no Sítio de Importância Comunitária (PTCON0009) integrado na Rede Natura 2000.

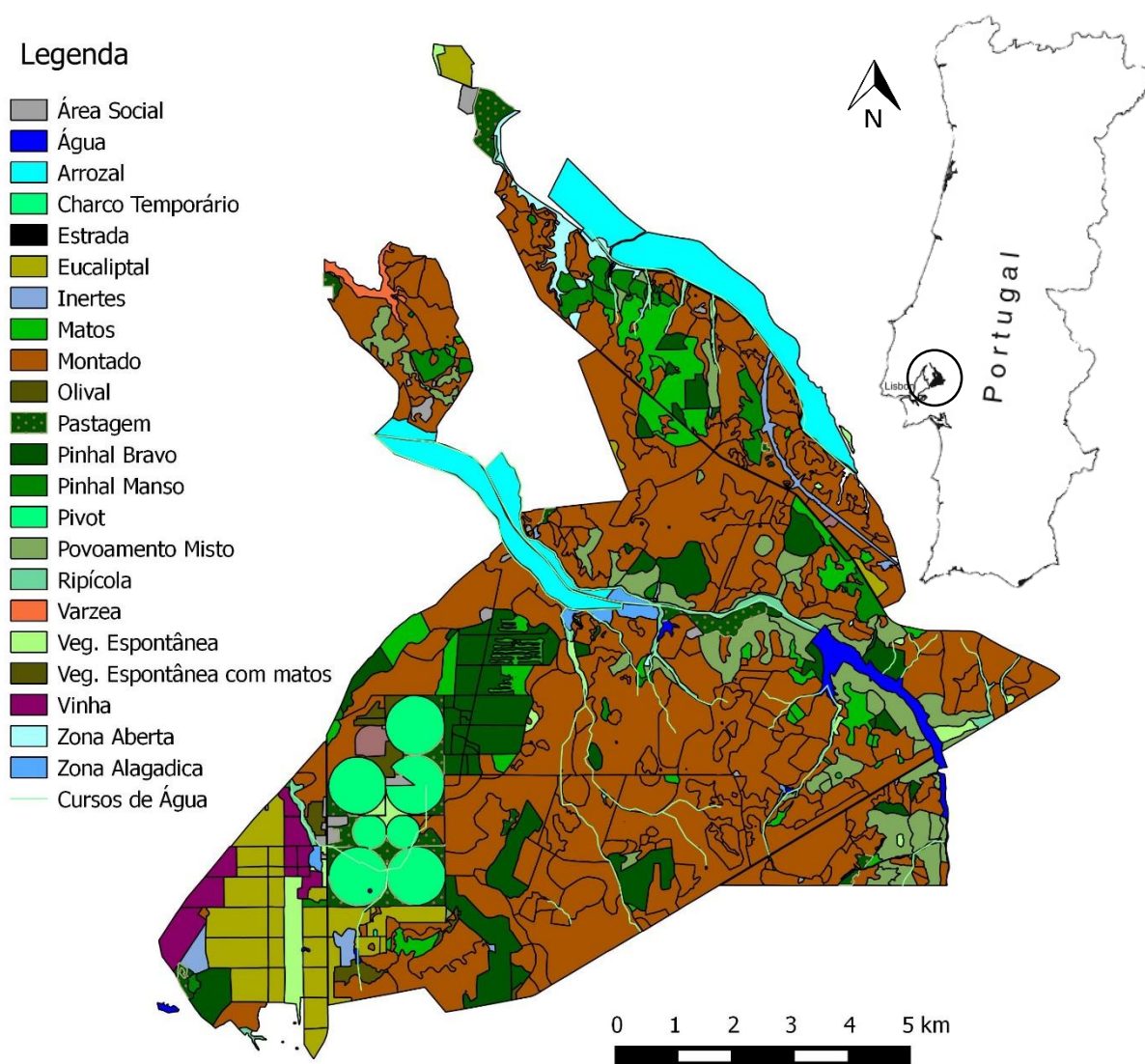


Fig. 1 – Localização da área de estudo e respectivos usos do solo (adaptado de Gonçalves *et al.* 2011). A Charneca do Infantado corresponde ao círculo preto no mapa de Portugal continental.

O clima na área de estudo é tipicamente mediterrânico variando entre verões extremamente quentes e secos e invernos frios e chuvosos. A temperatura média anual varia entre os 9°C em Janeiro e os 40°C em Agosto, e a pluviosidade média é de 644 mm, concentrada essencialmente no final do Outono, Inverno e no início da Primavera (Costa *et al.* 2008).

A Charneca do Infantado é dominada por montado de sobro (*Quercus suber*; 6700 hectares – 60.9%), mas sua elevada dimensão possibilita a existência de uma paisagem muito heterogénea (Fig. 1) que inclui ainda plantações de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*; 1000 hectares – 9.1%) e pinheiro manso (*Pinus pinea*; 500 hectares – 4.5%) e eucaliptais (*Eucalyptus globulus*; 500 hectares – 4.5%) (Companhia das Lezírias 2014). Em algumas áreas o montado inclui zonas de matos, compostas, entre outras, por espécies de plantas produtoras de frutos, como as silvas (*Rubus* sp.) ou o medronheiro (*Arbutus unedo*), bastante importantes para a alimentação de algumas espécies animais.



Fig 2 - Ambientes predominantes na Charneca do Infantado: a) - Montado b) - Floresta de Pinhal Bravo

A Companhia das Lezíria, S.A. é uma empresa privada, embora o principal e único accionista seja o estado português, cujo modelo de negócio se centra nas actividades agro-silvo-pastoris. No que concerne exclusivamente à Charneca do Infantado, estas dividem-se essencialmente em actividades de cariz agrícola (ex. produção milho), florestal (ex. extracção de cortiça) e de produção animal (ex. gado bovino). Sazonalmente ocorrem actividades cinegéticas de intensidade e impacto reduzido, centradas na caça do coelho-bravo e ao javali (*Sus scrofa*). A gestão cinegética do coelho inclui a disponibilização de alimentação suplementar (ex. trigo, *Triticum* sp.), em alimentadores distribuídos por toda a Charneca, que pode ser utilizada por espécies silvestres como recurso alimentar.

Devido à alternância de ciclos de cheia e seca, associados ao hidrodinamismo do rio Tejo, a produção animal é realizada em regime de transumância. Durante a Primavera/Verão (Março a Setembro) o gado concentra-se numa outra área da propriedade (“Lezíria”), sendo conduzido

de volta à Charneca durante o Outono, devido ao risco de cheia na Lezíria durante a estação húmida. A principal área de pastagem para o gado bovino na Charneca é o montado de sobro e, por isso, são frequentemente realizadas actividades de desmatação para favorecer a criação de pastagem natural. Sendo os ambientes florestais as manchas predominantes (8500 dos 11000 hectares da Charneca), as práticas de gestão florestal são bastante regulares em toda a área, nomeadamente através da extracção de cortiça no montado, do corte de árvores no pinhal bravo e da recolha de pinhas em área de pinhal manso. Associadas a áreas florestais estão actividades como a apicultura.

A Charneca do Infantado alberga uma elevada riqueza específica de vertebrados (10 anfíbios, 12 répteis e 31 mamíferos - Gonçalves *et al.* 2013), incluindo espécies com estatuto de ameaça (ex. gato-bravo ou o rato-de-Cabrera - Cabral *et al.* 2005). A comunidade de mamíferos carnívoros é composta por nove espécies de mesocarnívoros (ex. raposa, geneta), das quais o texugo-europeu e o sacarrabos (*Herpestes ichneumon*) são as mais comuns (Gonçalves *et al.* 2013).

3. Métodos

3.1. Influência de factores bióticos e abióticos na localização das tocas

3.1.1. Trabalho de campo e caracterização dos locais de amostragem

Tendo por base o conhecimento prévio da ecologia do texugo em áreas mediterrânicas, nomeadamente em Portugal (Rosalino *et al.* 2005a, Rosalino *et al.* 2005c, Loureiro *et al.* 2007b) e as características da paisagem presente na área de estudo, foi delineada uma estratégia de amostragem extensiva, visando detectar o máximo número de tocas possível. Esta consistiu na prospecção da maioria das unidades de paisagem presentes na área: montado com e sem matos, áreas de povoamento misto de sobreiro e pinheiro bravo, plantações de pinheiro bravo e manso, matos, pivots de produção agrícola e áreas de pastagem. A prospecção foi realizada através de transectos lineares, efectuados por quatro a cinco pessoas caminhando paralelamente a uma distância que permitisse o contacto visual entre si e uma eficaz detecção de tocas, diminuindo esta com a densidade da vegetação sem ultrapassar contudo os 50 metros. Esta pesquisa ocorreu durante 25 dias, divididos em três períodos: Maio de 2013, Julho e Agosto de 2013 e Maio de 2014. Uma vez que o objectivo do trabalho foi prospectar o mais exaustivamente possível a área de estudo, a dimensão dos transectos foi proporcional a área da mancha de vegetação a prospectar.

Após a detecção e a identificação de cada toca como sendo de texugo (tendo por base a presença de indícios de presença da espécie como sejam, pegadas, dejectos, material de “cama”, etc.; Roper 2010, Neal 1977), procedeu-se à sua geo-referenciação com recurso a um aparelho GPS, e à respectiva caracterização tendo por base um conjunto de variáveis identificadas como influentes para a construção de tocas (ex. geomorfologia da área de estudo, proximidade a pontos de água) em outros estudos ecológicos sobre a espécie Rosalino *et al.* 2005c). Para cada toca registou-se assim o habitat, a percentagem de cobertura por vegetação herbácea, arbustiva e arbórea num raio de 50m, e a presença de indícios de corte de árvores, desmatação e pastoreio (Tabela 1). As tocas consideradas secundárias (i.e. com menor actividade ao longo do estudo) e que poderiam estar conectadas subterraneamente à toca principal (i.e. com maior actividade ao longo do estudo) devido à proximidade (<100m)) foram excluídas da amostra quando da análise dos dados.

A estratégia analítica para avaliar a influência de factores bióticos e abióticos na selecção de locais para a construção de tocas pelo texugo (ver 3.1.2) baseou-se na comparação das

características dos locais com tocas com as de locais onde comprovadamente estas não foram detectadas. Assim, recorrendo a ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG; QGIS 2.2.0 – Valmiera), foi criada uma matriz de pontos aleatórios, representando aproximadamente 60% da amostra total (i.e. 60% de pontos relativos a ausência e 40% a tocas). Os pontos foram gerados tendo por base nos seguintes pressupostos: não poderiam estar localizados em zonas de água, em casas ou em caminhos (situação inverosímil), e a distância à toca conhecida mais próxima e ao limite da área de estudo deveria ser superior a 350m (ver 3.1.2.). Para cada toca e cada ponto aleatório foi de seguida definido um *buffer* com uma área de 0.38 km², correspondente à área de máxima actividade (*core area*) média desta espécie em ambientes mediterrânicos (Rosalino *et al.* 2004). Posteriormente procedeu-se à validação no terreno da não existência de tocas nos *buffers* gerados para cada ponto aleatório. Tocas e pontos aleatórios foram de seguida caracterizados, utilizando o QGIS para calcular a distância aos alimentadores de espécies cinegéticas, às linhas de água, aos pivots de produção agrícola, a habitações ou armazéns e a charcas de abeberamento de gado. (Tabela 1). Em cada *buffer* foi avaliado o tipo de solo, o nº de habitats presentes, o habitat dominante, e a presença de indícios de corte de árvores, de desmatção e de pastoreio (Tabela 1). Os dados relativos às actividades silvo-pastoris por unidade de paisagem foram cedidos pela Companhia das Lezírias S.A., tendo sido apenas confirmado no terreno se as respectivas actividades tiveram lugar em redor do ponto amostrado. O cálculo da pressão de pastoreio foi realizado com base na fórmula utilizada por Gonçalves *et al.* (2011).

3.1.1. Análise de dados

Para avaliar quais os determinantes ambientais que podem estar a influenciar a localização das tocas de texugo na área de estudo e assim responder às quatro primeiras hipóteses deste trabalho, as variáveis foram divididas em três categorias de factores associados a requisitos-chave do texugo: alimento, habitat/refúgio e perturbação humana (Tabela 1):

Tabela 1- Variáveis testadas para avaliar os factores que influenciam a localização das tocas de texugo na Charneca do Infantado. (NA - Não aplicável; * - Legendagem e compreensão da Carta dos Solos e Capacidade de Uso do Solo, CL – C. Loureiro, com. pess.)

Código	Descrição	Tipo de variável	Classes
Toca	Presença ou ausência de toca	Categórica	0 ou 1
Alimentação			
Dist_Aliment	Distância a alimentadores de espécies cinegéticas	Numérica	NA
Dist_H2O	Distância a linhas de água e barragens sem acesso de gado	Numérica	NA
Dist_Pivot	Distância a pivots de produção agrícola	Numérica	NA
Habitat			
Habitats	Nº de habitats presentes na “core area”	Numérica	NA
Habitat_P	Habitat na toca/ponto aleatório	Categórica	Arrozal Inertes Matos Montado Montado com Matos Pinhal Bravo Pinhal Manso Pivots Povoamento Misto Zona Aberta Zona Alagadiça
Habitat_Princ	Habitat dominante na “core area”	Categórica	Montado Montado com Matos Pinhal Bravo Pinhal Manso Povoamento Misto Matos Arrozal Pivots Zona Aberta Zona Alagadiça
Solo	Tipo de solo na toca/ponto aleatório	Categórica	Ap; Ap+Pag; Ap+Ppt; Ap+Ppt+Sag; Ap+Ppt+Vt; Ap+Pz; Ap+Rg; Pag; Pag+Ppt; Pag+Pz; Pag+Rg; Pag+Sag; Pag+Vt; Par; Par+Vt; Pp+Pz; Ppr+Ap; Ppr+Par; Ppt; Ppt+Ppr; Ppt+Pz; Ppt+Sag; Ps; Pz; Rg; Rg+Sag; Rgc; Sag; Sag+Ps; Vt; Vt+Ap; Vt+Ca; Vt+Pz; Vt+Rg; Vt+Sag (*)
Veg_Herb	Ocupação do solo por vegetação herbácea	Categórica	0 = 0% 0% < 1 <= 20% 20% < 2 <= 40%

			40% < 3 <= 60% 60% < 4 <= 80% 80% < 5 < 100% 6 = 100%
Veg_Arbus	Ocupação do solo por vegetação arbustiva	Categórica	0 = 0% 0% < 1 <= 20% 20% < 2 <= 40% 40% < 3 <= 60% 60% < 4 <= 80% 80% < 5 < 100% 6 = 100%
Veg_Arbo	Ocupação do solo por vegetação arbórea	Categórica	0 = 0% 0% < 1 <= 20% 20% < 2 <= 40% 40% < 3 <= 60% 60% < 4 <= 80% 80% < 5 < 100% 6 = 100%
Perturbação			
Dist_Casas	Distância a habitações ou armazéns	Numérica	NA
Dist_abebe	Distância a charcas de abeberamento de gado	Numérica	NA
Corte_P	Corte de árvores na toca/ponto aleatório	Categórica	0 ou 1
Corte_CA	Corte de árvores na "core area"	Categórica	0 ou 1
Desmat_P	Desmatção na toca/ponto aleatório	Categórica	0 ou 1
Desmat_CA	Desmatção na "core area"	Categórica	0 ou 1
Past_P	Pressão de Pastoreio na toca/ponto aleatório	Categórica	0 = 0 0 < 1 <= 32 32 < 2 <= 63 63 < 3 <= 95 95 < 4 <= 126
Past_CA	Pressão de Pastoreio na "core area"	Categórica	0 = 0 0 < 1 <= 32 32 < 2 <= 63 63 < 3 <= 95 95 < 4 <= 126

Para testar essas hipóteses foram criados quatro conjuntos de modelos lineares generalizados (GLM; Regressão logística) com base nas três categorias definidas anteriormente, utilizando uma distribuição Binomial e uma função de ligação logarítmica. Os modelos que melhor se ajustassem aos dados foram seleccionados através do critério de informação de Akaike para pequenas amostras (AICc), assumindo-se como melhores modelos os que apresentaram menores valores de AICc (Burnham e Anderson 2002). Os modelos com um $\Delta AICc < 2$ ($\Delta AICc$

corresponde à diferença entre o AICc do modelo e o menor valor de AICc obtido) foram considerados modelos plausíveis de se ajustarem aos dados observados (Burnham e Anderson 2002). A hipótese associada à acção conjunta de variáveis das três categorias foi testada com base nas variáveis incluídas nos melhores modelos de cada categoria, ou seja, todas as variáveis incluídas nos modelos associados à alimentação, habitat e refúgio com $\Delta AICc < 2$ para cada categoria, foram combinadas para testar a sua influência conjunta. Finalmente, para cada um dos 4 conjuntos de modelos a probabilidade de cada modelo ser o melhor foi calculada através do “Akaike weight” (Burnham e Anderson 2002). Sempre que vários modelos cumpriam o critério $\Delta AICc < 2$, foi calculado o modelo médio.

Um dos enviesamentos de dados mais importantes na modelação espacial está associado à auto-correlação espacial. Assim, usando o índice de Moran I testou-se se a localização de cada ponto aleatório ou toca estaria a influenciar a variável resposta (Carl e Kühn 2007). Analisou-se igualmente a colinearidade entre as variáveis através do coeficiente de correlação de Spearman (Zuur *et al.* 2007). Quando detectada uma correlação elevada entre duas variáveis ($r_s > 0.7$) foi excluída a variável menos correlacionada com a dependente (Hosmer e Lemeshow 2000).

A avaliação do desempenho do modelo, uma medida da capacidade do modelo de prever eficazmente os dados usados para a sua construção. (Pearce e Ferrier 2000) foi efectuada através de gráficos representando a curva ROC (“Receiver-operating characteristics”) que permitem calcular a área inferior a cada curva (AUC – Area Under the Curve) Valores de AUC entre 0.5 e 0.7 indicam baixa precisão, valores entre 0.7 e 0.9 indicam que os modelos são precisos e valores acima de 0.9 indicam elevada precisão (Pearce e Ferrier 2000).

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R.3.1.0 (R Development Core Team), utilizando as extensões “ape” (Paradis *et al.* 2004) para o teste de Moran I, e “MuMIn” (Barton 2013) e “pROC” (Robin *et al.* 2011) para a construção dos GLM’s.

3.2. Influência das actividades silvo-pastoris na frequência de uso das tocas

Para a avaliação do impacto das actividades florestais e pastoris na frequência de utilização das tocas pelo texugo entre 1 Julho de 2013 e 1 Junho 2014 foi realizado um acompanhamento mensal de todas as tocas detectadas na área de estudo, perfazendo doze ocasiões de amostragem. Em cada mês foi registada a actividade observada em cada toca, tendo por base uma adaptação dos critérios sugeridos no âmbito do projecto “Distribuição Ibérica de Texugueiras”, da responsabilidade da Sociedade Espanhola para o Estudo e Conservação de

Mamíferos (SECEM), e coordenado em Portugal pelo Centro de Biologia Ambiental (Anexo 1). Assim, uma toca foi considerada activa quando um dos critérios descritos na tabela 2 foi registado.

Tabela 2- Código de indícios de actividades das tocas pelo texugo e respectiva descrição.

Código	Descrição
T	Terra removida ou terra solta nos acessos às entradas da toca
P	Pegadas de texugo nos acessos às entradas da toca
M	Material de cama utilizado pelos texugos
D	Latrinas de texugo em redor das entradas da toca
O	Outras evidências de uso como pêlos

Com o objectivo de testar se as variáveis associadas a actividades antrópicas estariam a influenciar a intensidade de uso das tocas (variável “Utiliz”; Tabela 3), construímos modelos lineares generalizados mistos (GLMM; Bolker *et al.* 2008), utilizando uma distribuição Binomial e uma função de ligação logarítmica e considerando a desmatação, o corte de árvores e a pressão de pastoreio como indicadores do grau de perturbação antrópica (Tabela 3).

Uma vez que os texugos apresentam um padrão de actividade com marcadas variações sazonais (Rosalino *et al.* 2005a) que podem influenciar o uso das tocas, utilizou-se o mês de recolha de dados como factor aleatório (*random factor*) para corrigir este enviesamento. Por outro lado, uma vez que os complexos de tocas podem pertencer a grupos sociais diferentes, que podem ter padrões de uso do espaço distintos (Roper 2010), considerou-se igualmente a variável “toca” como factor aleatório para incorporar esta variabilidade nos modelos. (ver 3.1 para uma descrição detalhada dos métodos e da selecção dos modelos).

As análises estatísticas foram realizadas no programa R.3.1.0 (R Development Core Team), utilizando as extensões “ape” (Paradis *et al.* 2004), “lme4” (Bates *et al.* 2014), “lattice” (Sarkar 2008) “Matrix” (Bates e Maechler 2014), “MuMIn” (Barton 2013) e “pROC” (Robin *et al.* 2011).

Tabela 3 - Variáveis utilizados para avaliar os factores que influenciam a intensidade de uso das tocas pelo texugo na Charneca do Infantado. (NA - Não aplicável)

Código	Descrição	Tipo de variável	Classes
Toca	Código da Toca (apenas as localizadas até Agosto de 2013)	Categórica	barbest1 – Barba Esteio 1 barbest2 – Barba Esteio 2 barrag_2 – Barragem 2 barrag_5 – Barragem 5 belmonte – Belmonte 1 carrasq_2 – Carrasqueira 2 carrasq_4 – Carrasqueira 4 lentis_o1 – Lentisqueira Oeste 1 lentis_o2 – Lentisqueira Oeste 2 lentis_sa – Lentisqueira St. Amaro pivot_1 – Pivot 1 pivot_2 – Pivot 2 pivot_sul – Pivot Sul sant_amaro – Santo Amaro vale_ch1 – Vale Choupos 1 vale_ch2 – Vale Choupos 2 valezebro – Vale Zebro
Mes	Mês de amostragem	Categórica	1 – Janeiro; 2 – Fevereiro; 3 – Março; 4 – Abril; 5 – Maio; 6 – Junho 7 – Julho; 8 – Agosto; 9 – Setembro; 10 – Outubro; 11 – Novembro; 12 Dezembro
Utiliz	Presença ou ausência de indícios de actividade (tabela X)	Categórica	0 ou 1
Cort	Corte de árvores no ponto	Categórica	0 ou 1
Desmat	Desmatação no ponto	Categórica	0 ou 1
Past_P	Pressão de Pastoreio no ponto	Numérica	NA

3.3. Adaptação da dieta do texugo-europeu a um sistema agro-silvo-pastoril

A análise da dieta do texugo na Charneca do Infantado baseou-se na recolha quinzenal e análise de dejectos presentes nas tocas que apresentaram regularmente latrinas, num total de quatro tocas: Bel – “Belmonte”, LO – “Lentisqueira Oeste”, LSA – “Lentisqueira Santo-Amaro” e VC – “Vale Choupos”. A recolha de amostras decorreu entre Julho de 2013 e Maio de 2014.

No laboratório as amostras fecais foram colocadas numa estufa a 45°C a fim de ser registado o respectivo peso seco de cada uma. Devido a constrangimentos logísticos e de gestão de tempo, seleccionaram-se aleatoriamente 5 amostras de cada recolha quinzenal por toca e foi analisado

1/3 do peso seco de cada amostra. Este processo deve-se ao facto de as latrinas serem utilizadas por vários elementos do grupo e que é, em regra impossível a individualização de fezes.

A identificação de cada tipo de recurso consumido foi feita até ao nível taxonómico com maior resolução possível, tendo sido registado o peso seco de cada tipo após triagem dos restos não digeríveis que foram categorizados em dez categorias de recursos:

1. Mamíferos
 - Micromamíferos
 - Lagomorfos
2. Anfíbios
3. Répteis
4. Moluscos
 - Gastrópodes
5. Anelídeos
6. Insectos adultos
 - Ordem Orthoptera
 - Família Gryllotalpidae
 - Família Acrididae
 - Ordem Coleoptera
 - Ordem Hymenoptera
 - *Apis* spp.
 - Não Identificado
7. Larvas de artrópodes;
8. Crustáceos
 - *Procambarus clarkii*
9. Fungos
 - Cogumelos
10. Matéria Vegetal
 - Trigo (*Triticum* sp.)
 - Milho (*Zea mays*)
 - Amoras (*Rubus* sp.)
 - Outras bagas
 - Azeitona (*Olea europaea*)
 - Medronho (*Arbutus unedo*)
 - Bolota (*Quercus* sp.)
 - Figos (*Ficus carica*)
 - Pinhão (*Pinus* sp.)
 - Folhado (*Viburnum tinus*)
 - Não Identificado

A identificação dos diferentes recursos foi realizada a partir de material não digerido (ex. ossos, pelos, penas, escamas, sementes, peças do exosqueleto), com base em chaves de identificação (Santero e Alvarez 1985; Brom 1986; Barrientos 1988; Teerink 1991) e colecções de referência. A detecção de minhocas, um recurso chave para o texugo nalgumas áreas da sua distribuição (Kruuk 1978, Rosalino *et al.* 2005b), foi baseada na identificação ao microscópio de sedas (Wroot 1985), num volume de 1ml por cada 125ml de água colocados para dissolver 1/3 do dejecto para análise.

O consumo de recursos foi expresso em frequência de ocorrência [FO = (número de amostras em que o tipo de presa ocorre x 100)/(número total de amostras)] e em percentagem de biomassa consumida [PB = (biomassa consumida de um tipo de presa x 100)/(biomassa total consumida)].

A estimativa da biomassa consumida foi calculada com base nos coeficientes de digestibilidade usados previamente em estudos de dieta do texugo-europeu (Rosalino *et al.* 2003; Revilla 1998; Goszczynski *et al.* 2000) e, no caso da inexistência dessa informação para certos tipos de presa,

de outros meso-carnívoros. Não havendo outra informação disponível, a biomassa de minhocas foi calculada assumindo um total de 1080 sedas por indivíduo e um peso médio de 2,5 g por indivíduo (Goszczyński *et al.* 2000). O número de sedas total foi calculado multiplicando o número observado em 1 ml pelo total de água utilizado na dissolução do dejecto (125 ml).

Os resultados foram analisados globalmente e sazonalmente, considerando as seguintes estações: verão - Julho a Agosto; outono - Setembro a Novembro; inverno - Dezembro a Fevereiro; e primavera - Março a Maio).

A importância relativa dos vários recursos consumidos foi avaliada graficamente através da variação da frequência de ocorrência de cada um em função da percentagem de biomassa consumida. Nessa representação gráfica, os recursos que se situam na região superior direita do gráfico são considerados mais importantes e os localizados na região inferior esquerda os de menor importância.

De modo a testar a relação entre a PB e a FO de insectos coleópteros na dieta do texugo em cada toca e a pressão de pastoreio, bem como a relação entre a FO de trigo na dieta e a distância aos alimentadores para espécies cinegéticas, foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman (Zuur *et al.* 2009). A contribuição de cada tipo de recurso e de cada estação do ano para explicar a variabilidade da dieta, em termos de biomassa consumida, foi testada usando um modelo linear generalizado (GLM; Guisan *et al.* 2002). Estes modelos, baseados numa distribuição gaussiana e numa função distribuição identidade, foram utilizados para testar qual das duas variáveis consideradas, ou a sua conjugação, tinham uma influência estatisticamente significativa na variabilidade da biomassa consumida. As análises estatísticas foram efectuadas no programa R 3.1.0 (R Development Core Team, 2014), utilizando a extensão “glm2” (Marschner 2014).

4. Resultados

4.1. Influência de factores bióticos e abióticos na localização das tocas

No decurso do trabalho do campo foram localizados 20 complexos de tocas de texugo, que foram reagrupados em 18 uma vez que a distância entre algumas era inferior a 100m sendo considerada a possibilidade de existir uma ligação subterrânea (funcionando como 1 toca e não como duas localizadas na proximidade uma da outra). Paralelamente foi seleccionado um conjunto de 29 pontos aleatórios, perfazendo uma proporção tocas vs pontos aleatórios de quase 1:2 (38% vs 62% respectivamente) (Fig. 3). Em todos os locais seleccionados aleatoriamente foi validada no terreno a inexistência de tocas de texugo.

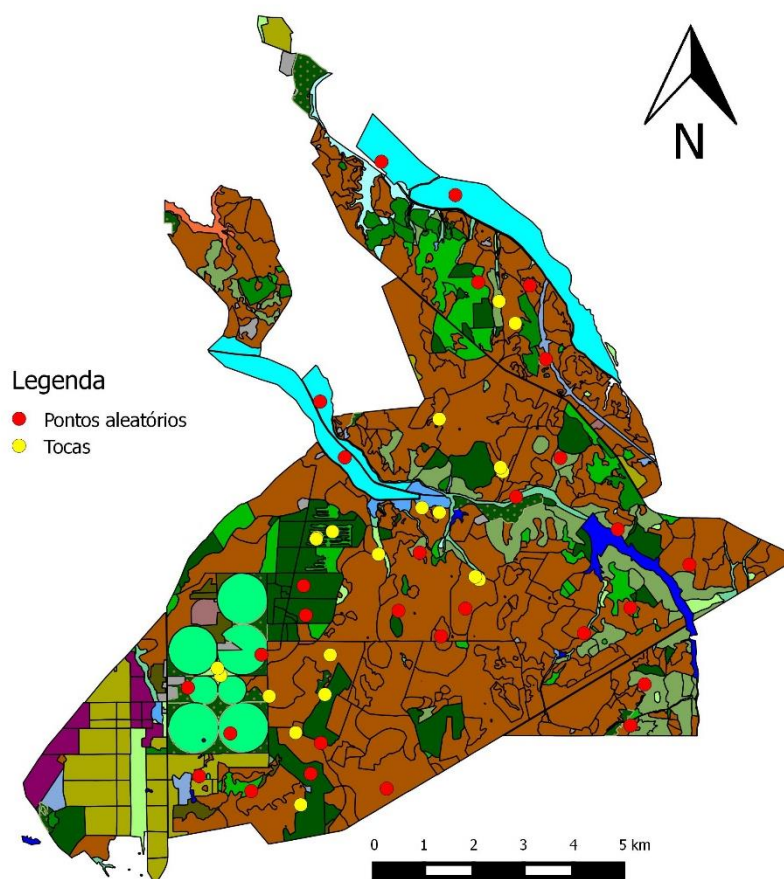


Fig. 3 – Localização de tocas de texugo na Charneca do Infantado e de pontos ‘não-toca’ seleccionados aleatoriamente

A maioria das tocas detectadas encontra-se localizada em áreas de montado com matos (55%), embora ocorram também em áreas de montado sem matos (11%), matos (11%), pivots (11%), plantações de pinheiro bravo (6%) e povoamentos misto (6%) (Tabela 4).

Tabela 4 – Listagem das tocas principais seleccionadas para a verificação da influência dos factores ambientais na localização das mesmas e respectivo habitat.

Designação da Toca	Habitat
Arneiro Figueiras	Montado com matos
Barba Esteio 1	Montado
Barba Esteio 2	Montado
Barragem 2	Montado com matos
Barragem 5	Montado com matos
Belmonte 1	Povoamento misto
Belmonte 2	Montado com matos
Carrasqueira 2	Matos
Carrasqueira 4	Matos
Lavradas	Montado com matos
Lentisqueira Oeste	Floresta pinhal bravo
Lentisqueira-St. Amaro	Montado com matos
Pivot 1	Pivot
Pivot 2	Pivot
Pivot Sul	Montado com matos
St. Amaro	Montado com matos
Vale de Choupos	Montado com matos
Vale de Zebro	Montado com matos

Na análise prévia dos dados não foi detectada auto-correlação espacial significativa na localização de tocas e pontos (Moran I=0.0398; $p=0.0701$). A análise da colinearidade entre as variáveis contínuas de cada categoria (Alimentação – C1 e Perturbação - C3) revelou a ausência de correlações significativas entre as variáveis da categoria alimentação (Fig. 4) e na maioria das associadas à perturbação. No entanto, foi detectada uma correlação significativa entre a variável pressão de pastoreio no ponto (Past_P) e a variável pressão de pastoreio na área de máxima actividade (Past_CA) ($r_s=0.83$) (Fig. 5). Uma vez que a variável pressão de pastoreio na área de máxima actividade apresentava uma correlação com a variável dependente (tocas) superior à da variável pressão de pastoreio no ponto, esta última não foi incluída nas análises subsequentes ($r_s=0.2778$ e $r_s=0.2049$, respectivamente).

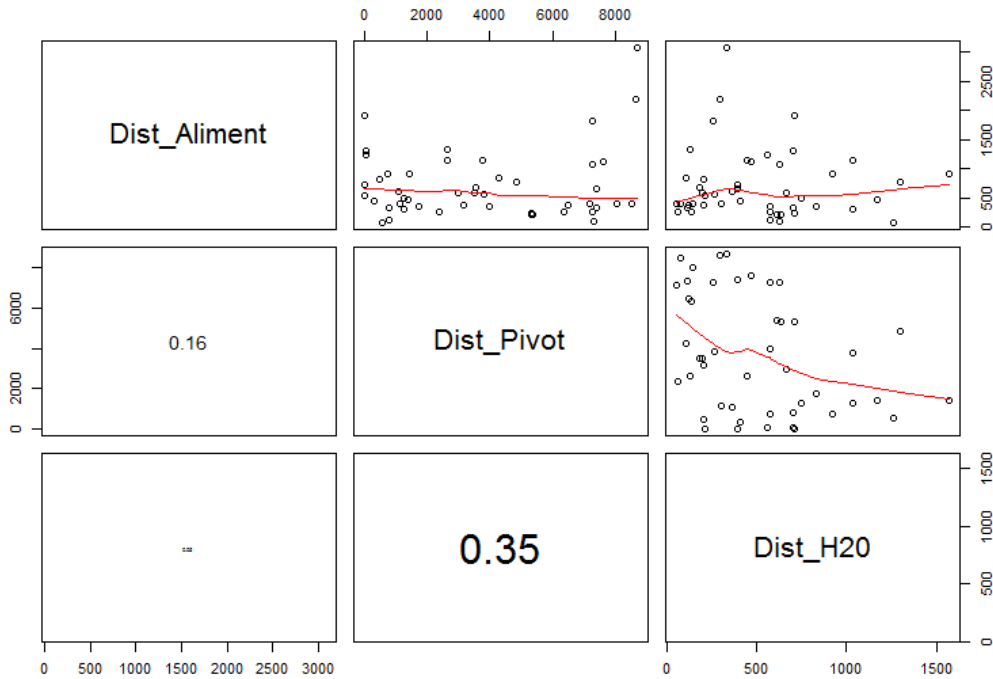


Fig 4 – Análise da colinearidade entre as variáveis contínuas da categoria alimentação.

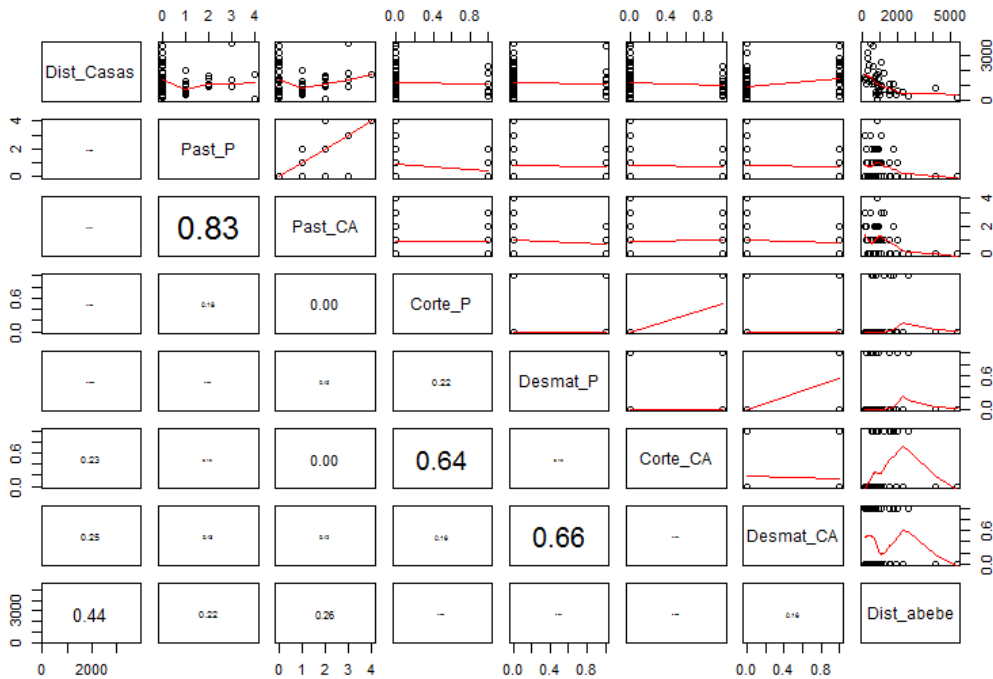


Fig 5 – Análise da colinearidade entre as variáveis contínuas da categoria perturbação.

Foram criados 200 modelos representando todas as combinações possíveis entre as diversas variáveis incluídas em cada uma das categorias definidas (8 modelos baseados nas variáveis relacionadas com a de alimentação; 64 com o habitat; e 128 com a perturbação). Os melhores modelos para cada um dos três tipos de variáveis (i.e. $\Delta AIC < 2$) estão representados na tabela 5.

Tabela 5 - Melhores modelos para cada uma das hipóteses testadas relativamente à localização das tocas e modelo nulo. São apresentados o desvio e o critério de informação de Akaike para pequenas amostras (AICc). Os modelos estão ordenados em cada categoria pela variação entre o valor de AICc de cada modelo e o valor de AICc menor ($\Delta AICc$). Finalmente a probabilidade de cada modelo ser o melhor é apresentada através do "Akaike weight".

Hipótese	Modelo	Desvio	AICc	$\Delta AICc$	Akaike weight
	Modelo nulo	62.56	64.64	13.64	
Alimentação	Dist_Aliment + Dist_H2O	53.02	59.57	8.57	0.347
	Dist_H2O	56.00	60.27	9.27	0.245
	Dist_Aliment + Dist_H2O + Dist_Pivot	52.32	61.27	10.27	0.149
Habitat	Veg_arbo	53.90	60.45	9.45	0.547
	Veg_arbo + Habitats	52.64	61.59	10.59	0.309
Perturbação	Desmat_CA + Desmat_P	53.63	60.18	9.18	0.116
	Corte_CA + Desmat_CA + Desmat_P	21.63	60.57	9.57	0.096
	Desmat_CA + Desmat_P + Dist_abebe	52.88	61.83	10.83	0.051
Misto	Desmat_CA + Desmat_P + Veg_Arbo + Dist_H2O	36.91	51.00	0.00	0.047
	Corte_CA + Veg_Arbo + Dist_H2O + Dist_Pivot	37.09	51.18	0.18	0.043
	Desmat_CA + Desmat_P + Veg_Arbo + Dist_abebe + Dist_H2O	34.68	51.55	0.55	0.036
	Desmat_CA + Veg_Arbo + Dist_abebe + Dist_H2O	37.53	51.62	0.62	0.035
	Desmat_CA + Veg_Arbo + Dist_H2O	40.57	52.03	1.03	0.028
	Corte_CA + Veg_Arbo + Dist_abebe + Dist_H2O + Dist_Pivot	35.23	52.10	1.10	0.027
	Corte_CA + Veg_Arbo + Dist_H2O + Dist_Pivot + Habitats	35.90	52.77	1.77	0.020
	Veg_Arbo + Dist_abebe + Dist_H2O + Dist_Pivot	38.70	52.79	1.79	0.019
	Corte_CA + Desmat_CA + Desmat_P + Veg_Arbo + Dist_H2O + Dist_Pivot	33.08	52.87	1.87	0.019
	Corte_CA + Desmat_CA + Veg_Arbo + Dist_H2O + Dist_Pivot	36.01	52.88	1.88	0.019
	Corte_CA + Desmat_CA + Desmat_P + Veg_Arbo + Dist_H2O	36.08	52.95	1.95	0.018
	Desmat_CA + Desmat_P + Veg_Arbo + Dist_H2O + Dist_Pivot	36.09	52.96	1.96	0.018

Os modelos que incluem as variáveis incluídas nestes três grupos de modelos melhoram significativamente o desempenho dos modelos ao reduzirem o valor do AIC dos modelos. Assim, os modelos que melhor explicam a variabilidade nos nossos dados foram obtidos na conjugação de variáveis incluídas nos melhores modelos parcelares (i.e alimentação, perturbação e habitat). Tendo em conta os critérios definidos para identificar os melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) foram identificados 12 modelos. Estes incluem variáveis desmatização no ponto e na área de maior actividade, abundância de vegetação arbórea, distância a cursos de água e barragens, corte de árvores na *core area*, distância aos pivots e a áreas de abeberamento de gado, e diversidade de habitats na *core area*. (Tabela 5 e 6). No entanto, de todas estas variáveis, a distância a cursos de água e barragens aparenta ser a mais importante, uma vez que é a única estatisticamente significativa ($p=0.0356$) e cujos intervalos de confiança do coeficiente não cruzam o zero, indicando uma influência positiva sobre a probabilidade de um local ter uma toca; ou seja, quanto mais afastado destas áreas maior é a probabilidade de existirem tocas de texugo ($\beta=0.0003084$; $IC_{2.5\%}=0.000182$; $IC_{97.5\%}=0.005985$) (Tabela 6).

Tabela 6 – Coeficiente das variáveis presentes nos melhores modelos para a localização das tocas, com o respectivo erro padrão e intervalos de confiança (IC).

Parâmetro	Coeficiente	Erro Padrão	IC (2.5%)	IC (97.5%)	p-value
Desmat_CA 1	-12.59	2.717e+03	-5.503805e+03	5.478631e+03	0.9964
Desmat_P 1	18.38	3.429e+03	-6.910093e+03	6.946856e+03	0.9959
Veg_Arbo 1	20.64	3.122e+03	-6.287813e+03	6.329098e+03	0.9949
Veg_Arbo 2	17.75	3.122e+03	-6.290708e+03	6.326205e+03	0.9956
Dist_H2O	3.084e-03	1.437e-03	1.821771e-04	5.985126e-03	0.0356
Corte_CA 1	2.010	1.232	-0.4676825	4.486730	0.1118
Dist_Pivot	-4.026e-04	2.413e-04	-8.873448e-04	8.206528e-05	0.1035
Dist_abebe	1.262e-03	8.401e-04	-4.345324e-04	2.958055e-03	0.1449
Habitats	0.4580	0.4384	-4.279885e-01	1.344031	0.3110

A validação do modelo médio, realizada usando a curva *ROC*, revelou uma alta adequabilidade do modelo aos dados (AUC=0.908) (Fig. 6)

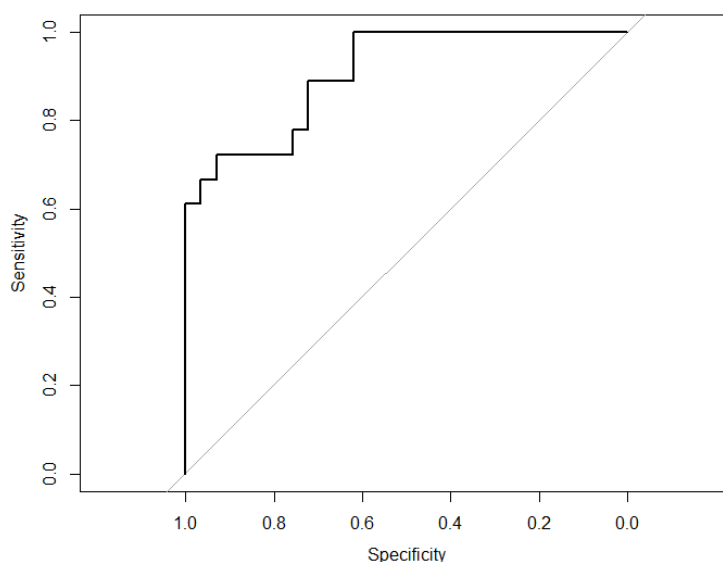


Fig. 6 – Curva ROC demonstrando a relação entre a sensibilidade e a especificidade do modelo relativo à localização das tocas, comprovando a alta adequabilidade do mesmo.

4.2. Influência das actividades silvo-pastoris na frequência de uso das tocas

A frequência de uso das 17 tocas monitorizadas a partir de Agosto de 2013 (Tabela 7) variou entre 0%, na toca Barragem 5, e 100%, na toca Lentisqueira-St. Amaro.

Tabela 7 - Habitat e percentagem de utilização das tocas principais analisadas

Toca	Habitat	% Utilização
Barba Esteio 1	Montado	75
Barba Esteio 2	Montado	75
Barragem 2	Montado com matos	0
Barragem 5	Montado com matos	0
Belmonte 1	Povoamento misto	58
Carrasqueira 2	Matos	42
Carrasqueira 4	Matos	0
Lentisqueira Oeste 1	Floresta pinhal bravo	100
Lentisqueira Oeste 2	Floresta pinhal bravo	25
Lentisqueira-St. Amaro	Montado com matos	100
Pivot 1	Pivot	100
Pivot 2	Pivot	58
Pivot Sul	Montado com matos	0
St. Amaro	Montado com matos	0
Vale de Choupos 1	Montado com matos	100
Vale de Choupos 2	Montado com matos	8
Vale de Zebro	Montado com matos	42

Dado que não foi detectada auto-correlação espacial significativa na localização de tocas e pontos (Moran I=0.0259; p=0.6224), nem nenhuma das variáveis utilizadas para a construção dos GLM apresentou colinearidade significativa em relação a qualquer umas das outras (Fig. 7), todas as variáveis foram consideradas na construção dos modelos.

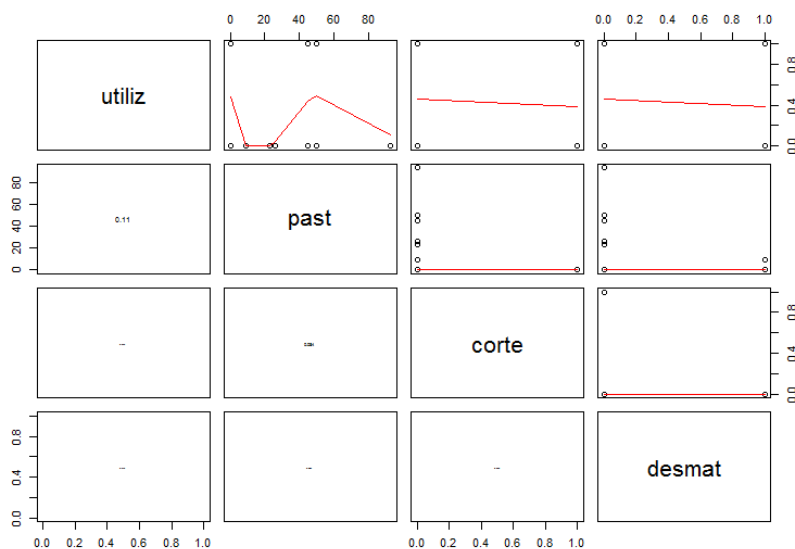


Fig. 7 - Análise da colinearidade entre as variáveis contínuas utilizadas nos modelos.

Foram construídos seis modelos correspondentes a todas as combinações das três variáveis independentes que considerámos, mas de acordo com os critérios definidos apenas três modelos se ajustam melhor aos dados observados, a intensidade de uso das tocas por parte do texugo. Estes incluem as variáveis desmatagem, pressão de pastoreio e corte de árvores (Tabela 8).

Tabela 8 - Melhores modelos explicativo da percentagem de utilização das tocas pelo texugo e modelo nulo. São apresentados o desvio e o critério de informação de Akaike para pequenas amostras (AICc). Os modelos estão ordenados em cada categoria pela variação entre o valor de AICc de cada modelo e o valor de AICc menor ($\Delta AICc$). Finalmente a probabilidade de cada modelo ser o melhor é apresentada através do "Akaike weight".

Modelo	Desvio	AICc	$\Delta AICc$	Akaike weight
Modelo nulo		174.84	13.64	0.000
desmat + past	139.2550	149.55	0.00	0.454
past	142.6762	150.87	1.32	0.235
corte+desmat+past	138.7455	151.16	1.61	0.202

A variável pastoreio aparenta ser a mais importante, uma vez que é a única estatisticamente significativa ($p=0.000533$) e cujos intervalos de confiança do coeficiente não cruzam o zero, indicando uma influência negativa sobre a probabilidade de uma toca ser utilizada, ou seja, quanto maior o pastoreio menor é a probabilidade de as tocas de texugo serem utilizadas ($\beta=0.10822$; $IC_{2.5\%}=-0.169462$; $IC_{97.5\%}=-0.046985$) (Tabela 9).

Tabela 9 – Coeficiente das variáveis presentes nos melhores modelos relativos ao uso das tocas, com o respectivo erro padrão e intervalos de confiança (IC).

Parâmetro	Coeficientes	Erro Padrão	IC (2.5%)	IC (97.5%)	p-value
desmat1	-3.75130	2.41637	-8.5163232	1.01373064	0.122832
past	-0.10822	0.03106	-0.1694621	-0.04698509	0.000533
corte1	-1.06216	1.53456	-4.0883470	1.96402489	0.491498

No entanto, o modelo médio obtido não tem um poder explicativo elevado ($AUC=0.5481$), sugerindo a necessidade de uma amostragem mais robusta (Fig. 8).

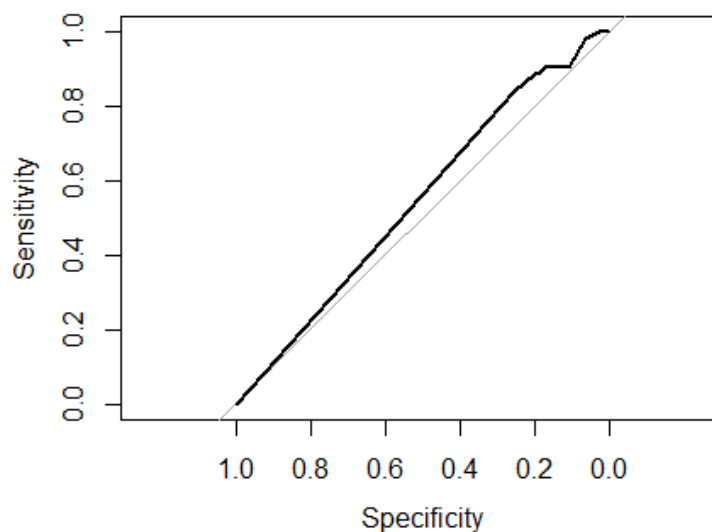


Fig. 8 – Curva ROC demonstrando a relação entre a sensibilidade e a especificidade do modelo relativo ao uso das tocas.

4.3. Adaptação da dieta do texugo-europeu a um sistema agro-silvo-pastoril

O modelo linear generalizado sugere a existência de uma variação da percentagem de biomassa entre todos os recursos ($p < 0,05$), com excepção do trigo ($p = 0,1531$). No entanto, os dados parecem indicar não existirem efeitos significativos da estação na biomassa consumida pelo texugo ($p > 0,005$; Null deviance: 0,61518, $df = 107$; Residual deviance: 0,23653, $df = 78$).

Os recursos mais consumidos pelo texugo foram os insectos, especialmente os pertencentes às famílias Coleoptera e Orthoptera (FO=91% e FO=67%, respectivamente) incluindo larvas (FO=50%). Bolotas (FO=39%), anfíbios (FO=31%) e pequenos mamíferos (FO=24%), juntamente com cogumelos (FO=35%) e trigo (FO=38%), que apresentam um invulgar consumo elevado, complementam a dieta deste predador (Tabela 10, Fig. 9).

Relativamente à biomassa consumida os recursos vegetais (PB=40%), especialmente os cereais que correspondem a 28%, deste consumo, representam o recurso mais importante para o texugo na área de estudo, sendo um recurso constante. Os insectos também são uma presa importante em termos de biomassa (PB=19%) (Tabela 10, Fig. 10).

Tabela 10 – Recursos consumidos pelo texugona Charneca do Infantado. Frequência de ocorrência (FO); Percentagem de biomassa consumida (PB)

Tipo de presa	FO	PB	Tipo de presa	FO	PB
Mamíferos	25.16	1.32	Fungi	34.91	9.47
- Pequenos mamíferos	23.90	1.02	Matéria vegetal	81.13	40.11
- Lagomorfos	1.26	0.30	- Trico (<i>Triticum</i> sp.)	38.36	28.23
Anfíbios	31.13	1.79	- Milho (<i>Zea mays</i>)	6.60	4.97
Répteis	4.09	<0.01	- Frutos	57.55	6.91
Moluscos (Cl. Gastropoda)	10.69	<0.01	- Amoras (<i>Rubus</i> sp.)	7.23	1.67
Anelídeos (Cl. Oligochaeta)	0.63	<0.01	- Bagas	3.46	0.02
Artrópodes (Adultos)	97.80	19.12	- Azeitonas (<i>Olea europaea</i>)	1.26	0.02
- Cl. Crustacea (<i>Procambarus clarkii</i>)	0.31	<0.01	- Medronho (<i>Arbutus unedo</i>)	1.57	1.24
- Cl. Insecta	97.80	19.12	- Bolota (<i>Quercus</i> sp.)	38.99	3.58
- Ord. Orthoptera	67.30	7.68	- Figos (<i>Ficus carica</i>)	0.94	0.38
- Fam. Acrididae	26.42	2.26	- Pinhão (<i>Pine</i> sp.)	1.57	<0.01
- Fam. Gryllotalpidae	40.57	5.42	- Folhada (<i>Viburnum tinus</i>)	0.63	<0.01
- Ord. Coleoptera	90.88	7.38	- N.I.	3.14	<0.01
- Ord. Hemynoptera	1.89	0.81			
- N.I.	3.14	0.25			
Artrópodes (Larvae)	50.00	4.40			

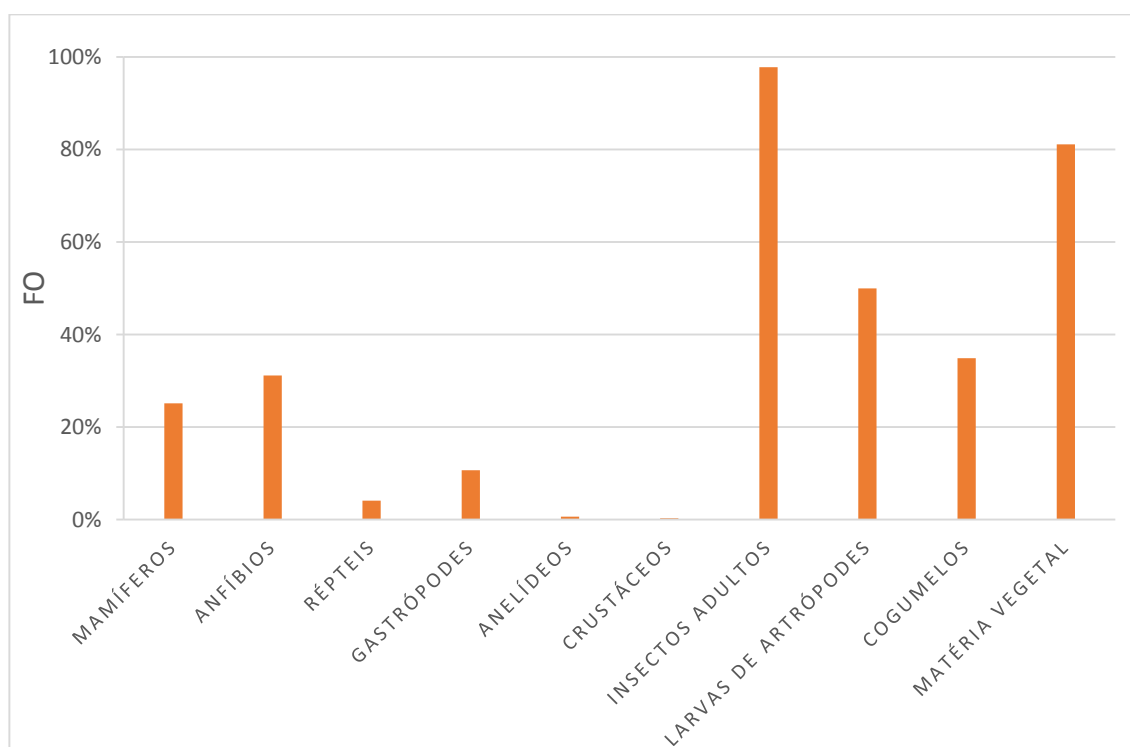


Fig. 9 – Frequência de ocorrência – FO dos dez principais recursos consumidos pelo texugo na Charneca do Infantado.

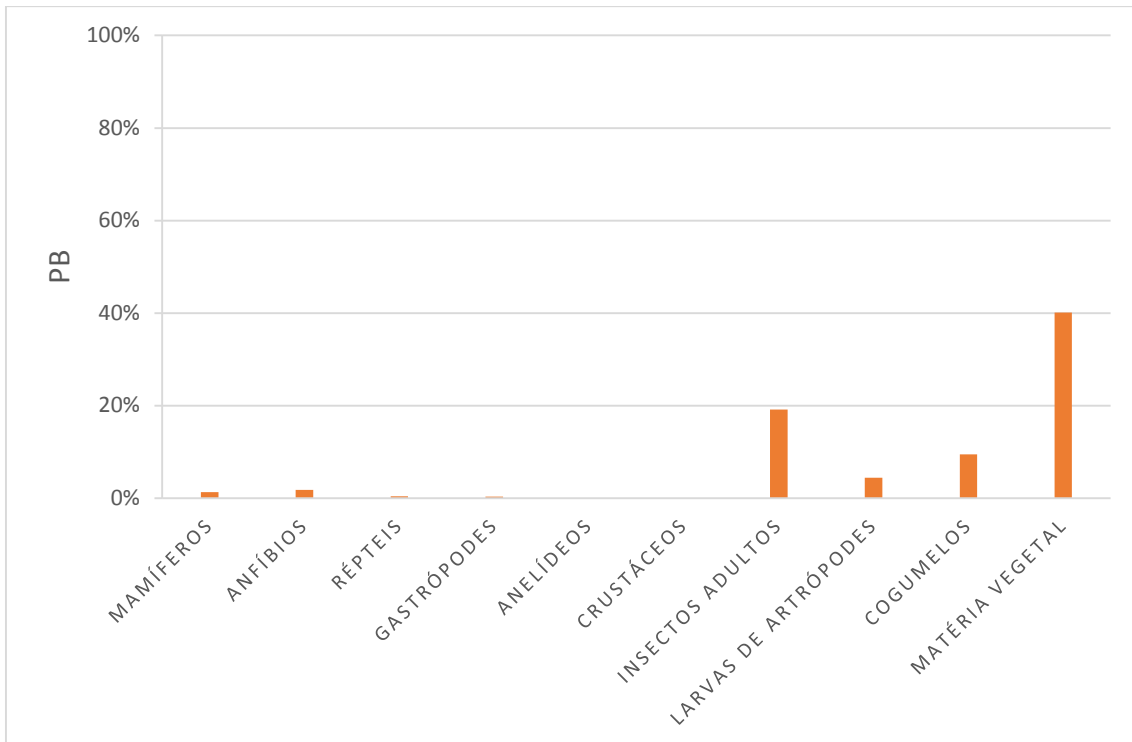


Fig. 310 – Percentagem de biomassa consumida – PB dos dez principais recursos consumidos pelo texugo na Charneca do Infantado.

Estes resultados são confirmados pela análise da frequência de ocorrência (FO) em função da percentagem de biomassa (PB) (Fig. 11), onde é demonstrado que o trigo, juntamente com os insectos adultos, principalmente as ordens Orthoptera e Coleoptera, são os tipos de presas mais importantes para os texugos na região Centro Oeste de Portugal.

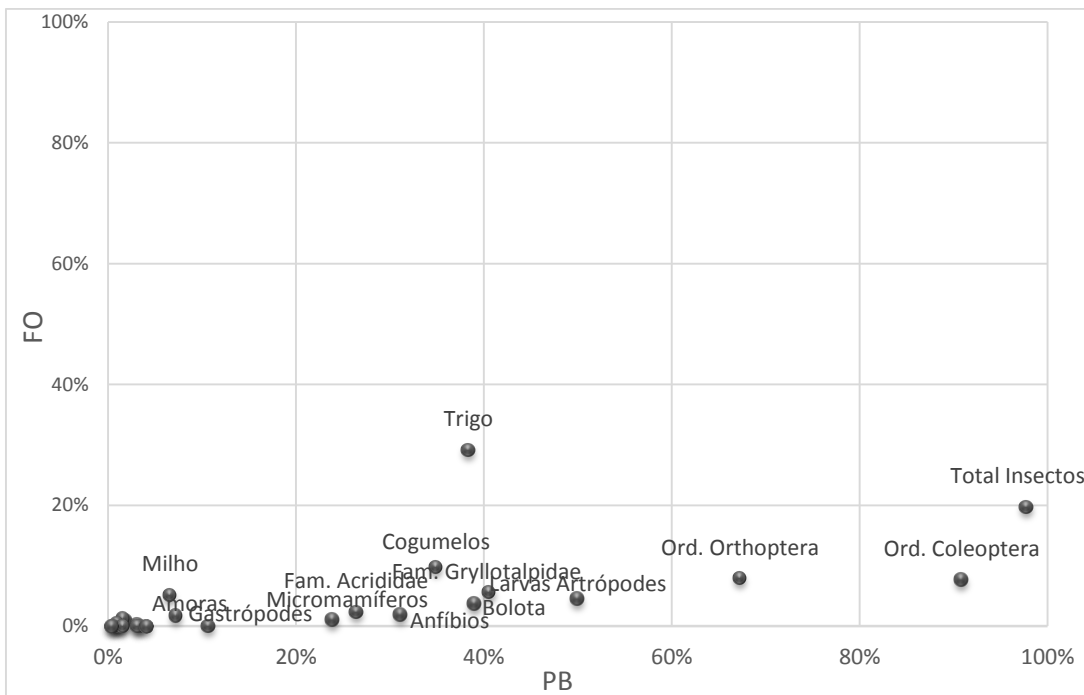


Fig 11 – Importância dos recursos alimentares do texugo na Charneca do Infantado comparando a percentagem de biomassa consumida (PB; eixo y) e frequência de ocorrência (FO; eixo x).

Apesar do modelo linear generalizado não detectar variações sazonais na dieta, os dados sugerem um consumo diferenciado dos recursos ao longo do tempo, principalmente quando analisada a frequência de ocorrência (FO). As famílias Acrididae e Gryllotalpidae são um recurso complementar ao longo do ano: a família Acrididae mais predada na estação seca (verão – FO=69%; outono – FO=33%) e a família Gryllotalpidae na estação húmida (inverno – FO=67%; primavera – FO=76%). Um padrão similar foi detectado para as larvas de artrópodes, bolotas e pequenos mamíferos que foram mais consumidos durante a estação húmida (inverno_{larvas} – FO=68%, primavera_{larvas} – FO=75%; inverno_{bolota} – FO=74%, primavera_{bolota} – FO=47%; primavera_{micromamíferos} – FO=41%) (Fig. 12 e Fig. 13).

Apesar de terem sido detectadas correlações negativas entre a frequência de ocorrência de trigo na dieta do texugo e a distância a alimentadores de espécies cinegéticas ($r_s = -1$; $p=0,0833$), e entre a frequência de ocorrência e percentagem de biomassa consumida de coleópteros e a pressão de pastoreio ($r_s = -0,2$; $p=0,9167$ e $r_s = -0,6$; $p=0,4167$), nenhuma das correlações mostrou ser significativa.

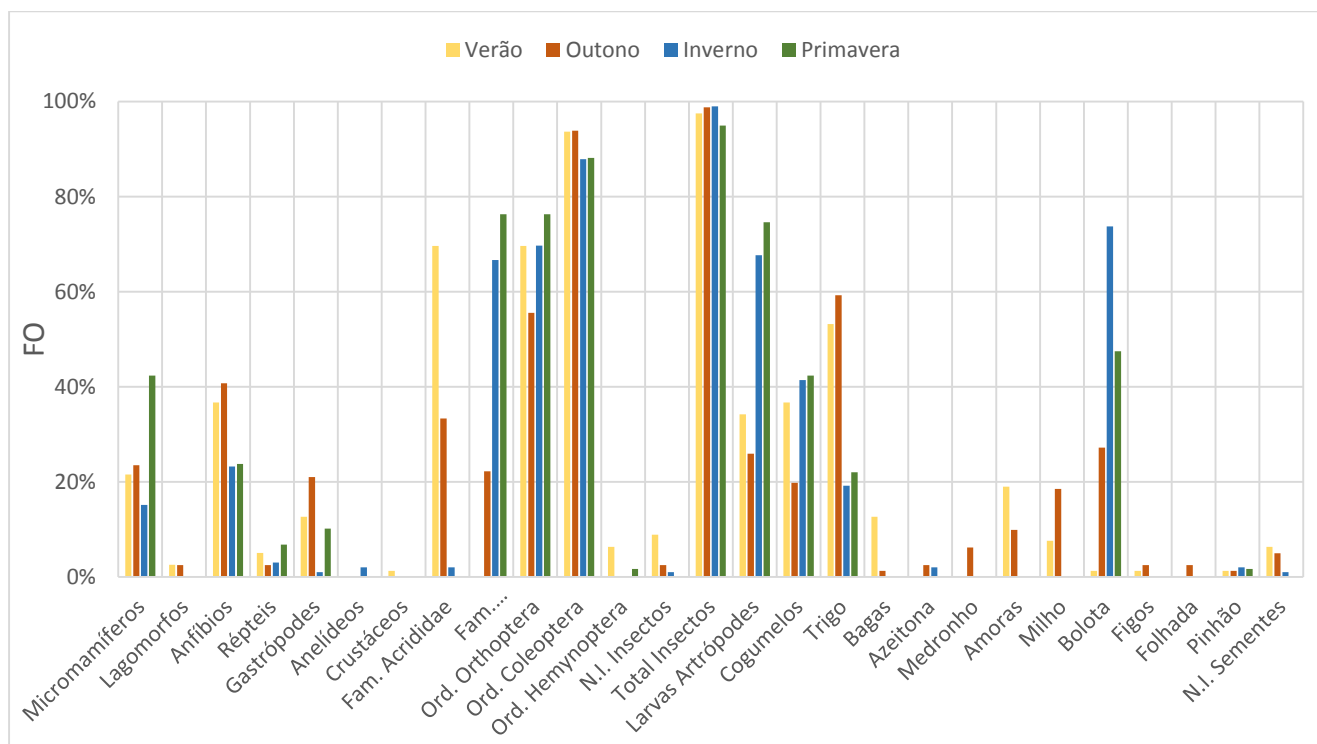


Fig. 12 – Variação sazonal da dieta do texugo na Charneca do Infantado com base na frequência de ocorrência (FO).

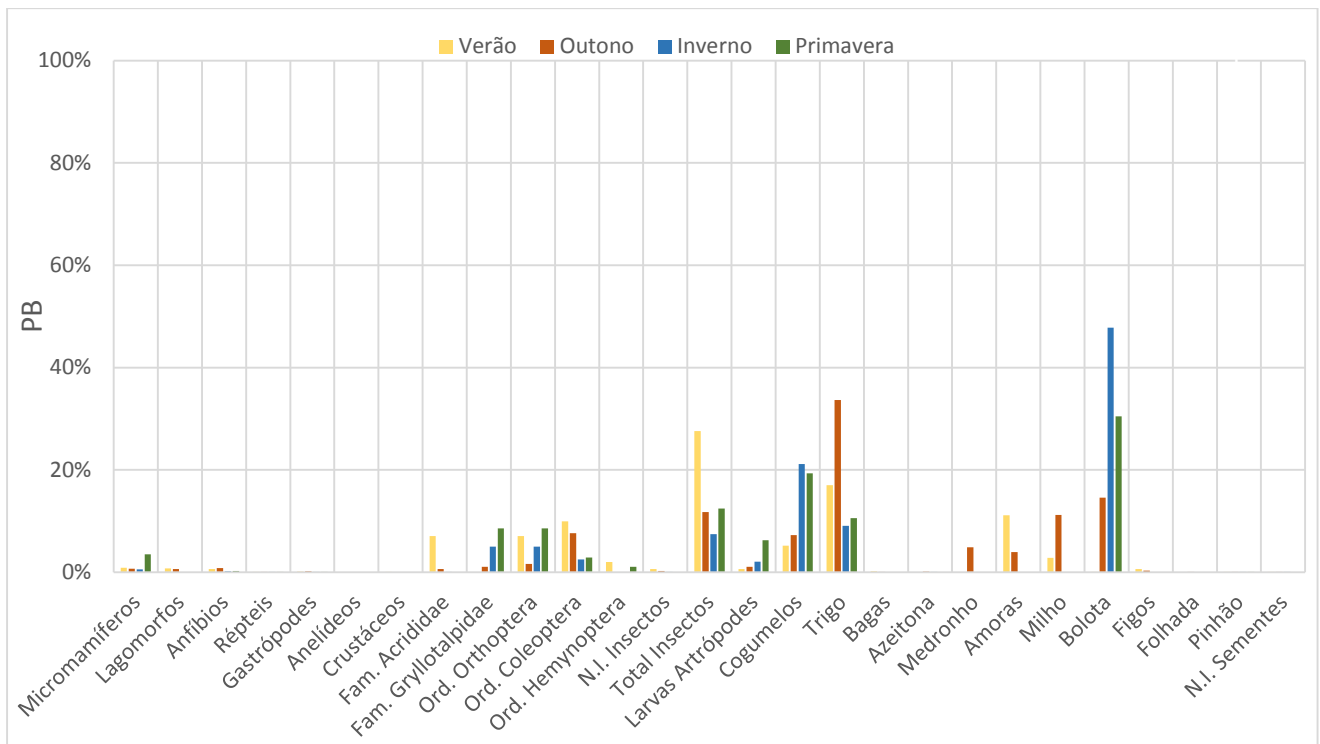


Fig. 4 – Variação sazonal da dieta do texugo na Charneca do Infantado com base na percentagem de biomassa consumida (PB).

5. Discussão

As actividades antrópicas desenvolvidas na Charneca do Infantado parecem estar a influenciar recursos-chave como o uso das tocas e a dieta da população local de texugo, contrastando com a selecção de locais para construção de tocas que não aparenta ser condicionada pelas mesmas, nomeadamente o pastoreio de gado bovino, o corte e/ou desmatação de áreas, o que contraria as hipóteses 2 e 4. Este último resultado pode ser explicado pelo facto de os indivíduos desta espécie conviverem com este tipo de perturbação há várias décadas, tendo-se adaptado ao mesmo, e ainda por estas terem um carácter sazonal. O pastoreio, que se traduz na compactação do solo (Rosa García *et al.* 2012) aparenta não afectar a criação de refúgios pelo texugo.

Neal e Cheeseman (1996) consideraram que a presença de alimento diversificado e em abundância é um factor determinante para a localização das tocas. No entanto, na área de estudo esta tendência parece não ter um sinal muito forte, uma vez que, com a excepção da distância à água, todas as variáveis associadas com o alimento que integraram os melhores modelos não apresentam um efeito estatisticamente significativo (não corroborando, assim, a hipótese 3). Por exemplo, a distância aos pivots e o número de habitats na área de máxima actividade, que podem estar associados à disponibilidade de alimento não têm um efeito significativo nem um sinal claro da influência (pois os CI dos coeficientes cruzam o 0).

Em muitas outras áreas da Europa o habitat tem sido igualmente descrito como condicionante para a localização das tocas. No entanto, na Charneca a vegetação arbórea é a única variável ligada ao habitat que, apesar de não ser significativa, está incluída nos melhores modelos. Esta influência poderá advir do facto de em zonas com maior densidade de árvores as raízes ajudarem a sustentar o solo e evitar o desmoronamento das tocas, mas também estar relacionada com o maior efeito protector proporcionado por um habitat florestal denso (Rosalino *et al.* 2004). Contrariamente ao que se encontra relatado para o Sul de Portugal, em que a água aparenta não ser um factor limitante e influenciador da localização dos refúgios (Rosalino *et al.* 2005c), na Charneca a água aparenta ter um efeito negativo na presença de refúgios de texugo (confirmando a hipótese 1). Apesar de ter sido incluída como um factor associado à alimentação, o efeito negativo desta variável poderá advir de uma influência estrutural nas tocas. O efeito negativo pode dever-se ao risco de cheia devido à elevada precipitação num curto espaço de tempo durante o inverno (Costa *et al.* 2008) e à orografia pouco acidentada da área (Revilla *et al.* 2001). A hipótese descrita por Rosalino *et al.* (2005c), em que a proximidade pontos de água como rios e ribeiras é um factor importante para a

localização de refúgios (i.e. para facilitar o acesso à água), poderá não se verificar pela presença de alimentadores de espécies cinegéticas que contêm também pontos de água, possibilitando ao texugo criar os refúgios a uma distância maior de cursos de água, na sua maioria temporários e de escorrência.

Relativamente à frequência de utilização das tocas por parte dos texugos, o pastoreio aparenta ser a variável que maior influência terá, o que corrobora quinta hipótese. O gado bovino é bastante pesado (podendo facilmente ultrapassar 500kg) e a pressão que exerce no solo durante o forrageio é bastante elevada. Em áreas onde existem tocas de texugo e onde a frequência de pastoreio e o encabeçamento é elevado, foi observado algumas vezes a destruição de tocas. No entanto, essa destruição não levou ao abandono total do local, tendo os texugos voltado mais tarde a reconstruir o refúgio e a utilizá-lo, após a saída do gado. Exemplo disso são as tocas Barbaesteio 1 e Barbaesteio 2. A presença de gado também poderá perturbar a socialização entre os indivíduos do mesmo grupo social, esta socialização geralmente ocorre junto às tocas (Neal 1977) e, assim sendo, poderá levar a que os indivíduos utilizem tocas secundárias menos perturbadas para socializar.

No entanto, uma vez que os resultados obtidos relativos à influência das actividades silvo-pastoris na utilização das tocas pelo texugo não demonstraram um poder explicativo elevado, outros factores não avaliados neste trabalho, devido a não ser permitido o manuseamento dos animais, poderão estar a condicionar o uso das tocas. Por exemplo, Butler e Roper (1996), demonstram que devido à presença de parasitas os indivíduos tendem a alternar a utilização de tocas. As fêmeas lactantes tendem a evitar mudar de refúgio, mostrando-se mais fiéis à toca que utilizam no momento. (Rodriguez *et al.* 1996). A disponibilidade alimentar também poderá afectar a utilização das tocas, apesar de esta espécie ser bastante generalista (Kruuk e Parish 1982).

Em relação à dieta os dados indicam que a população de texugos presente na Charneca do Infantado consome principalmente trigo e insectos (nomeadamente coleópteros e ortópteros), corroborando igualmente a hipótese formulada (hipótese 6), i.e. as presas mais consumidas estão associadas às actividades humanas que proporcionam uma maior disponibilidade das mesmas. Enquanto o consumo de trigo deve-se essencialmente à presença de alimentadores para espécies de caça como a perdiz ou o coelho-bravo, a predação sobre os coleópteros, sobretudo pertencentes à família Scarabaeidae, é expectável por serem insectos coprófagos que se alimentam de excrementos de gado bovino (Koskela e Hanski 1977). No entanto, não foi

detectada nenhuma correlação significativa entre o consumo de trigo (FO) e a proximidade aos alimentadores, nem entre uma maior predação de insectos (FO e PB) e a pressão de pastoreio.

Inversamente, não foi confirmado um consumo significativo de presas cinegéticas, como o coelho-bravo, presas potenciais do texugo e cuja abundância está intimamente ligada à gestão humana (ex. caça, alimentação suplementar, incremento populacional por reintrodução). Este reduzido consumo pode estar relacionado com o facto de, em termos energéticos, ser mais vantajoso consumir recursos mais abundantes e menos móveis como frutos e insectos, do que presas menos abundantes e mais difíceis de predar devido à sua maior mobilidade, como o coelho-bravo ou a perdiz, por outro lado, apesar dos esforços de gestão as populações de coelho-bravo não conseguem recuperar devido à prevalência de algumas patologias (ex. febre hemorrágica e mixomatose)

No geral, os resultados obtidos neste estudo ($FO_{\text{matéria vegetal}}=81\%$, $PB_{\text{matéria vegetal}}=40\%$; $FO_{\text{insectos}}=98\%$, $PB_{\text{insectos}}=19\%$) corroboram o modelo de variação latitudinal da dieta do texugo na Europa desenvolvido por Goszczynski *et al.* (2000; de acordo com esse modelo, populações localizadas a 38° N, como é o caso da área de estudo, terão uma dieta essencialmente composta por matéria vegetal e insectos. Por outro lado, apesar da Charneca do Infantado se localizar na região mediterrânica, os usos do solo e as características climáticas são muito próximas das áreas mais a sul, por esta razão, a dieta do texugo nesta região apresenta semelhanças com o padrão Ibérico de dieta para as regiões meridionais, onde este predador consome com bastante frequência frutos e cereais, na sua grande maioria produzidos pelo Homem (ex. na nossa área de estudo trigo disponível nos alimentadores), complementados por insectos (Virgós *et al.* 2005a; Rosalino *et al.* 2005b).

Um dos resultados mais originais deste estudo foi o elevado consumo de cogumelos detectados, com uma frequência de ocorrência de 35% e uma percentagem de biomassa consumida de 9.5%. Esta ingestão surpreendentemente elevada de cogumelos não tem paralelo nos trabalhos publicados, uma vez que não existe registo de uma importância tão elevada na dieta noutras regiões europeias (PB <2% no sul de Espanha – Martín *et al.* 1995; FO <4% na Polónia – Goszczynski *et al.* 2000; FO <10% no norte da Escócia – Kruuk and Parish 1985). Este consumo anormal pode estar relacionado com as condições climáticas observadas durante a realização do estudo, sendo que abrangeu um período com níveis de precipitação e com humidade invulgarmente elevados, favorecendo o desenvolvimento de cogumelos e aumentando assim a sua disponibilidade para predadores como o texugo.

Apesar da dieta do texugo ser essencialmente composta pelos recursos acima mencionados, e não terem sido detectadas variações sazonais significativas em termos de percentagem de biomassa, verificou-se alguma sazonalidade em termos de frequência de ocorrência. É bastante interessante a alternância na predação de gafanhotos (Fam. Acrididae) durante a estação seca e o consumo de ralos (Fam. Gryllotalpidae), larvas de artrópodes, bolotas e pequenos mamíferos na estação húmida. Apesar de não ter sido avaliada a disponibilidade destas presas na área de estudo, estes resultados poderão reflectir a disponibilidade das presas ao longo do ano. Usando como referência trabalhos realizados no sul de Portugal, sabe-se que há uma maior disponibilidade de gafanhotos no Verão (i.e. estação seca) e de bolota no Inverno (i.e. estação húmida) (Loureiro *et al.* 2009). Rosalino *et al.* (2009) também verificou uma influência negativa da estação seca na disponibilidade de roedores e insectívoros. Caso estes padrões de disponibilidades de presas se mantenham na Charneca do Infantado, as variações sazonais referidas confirmam o carácter oportunista deste mustelídeo.

Este estudo reforça o conhecimento ecológico sobre o texugo em áreas Mediterrânicas com forte cariz agro-pastoril, reforçando a capacidade deste predador de tirar partido dos recursos-chave (alimentares ou refúgio) disponíveis em cada região (Virgós *et al.* 2005b), mesmo naquelas onde a presença das actividades humanas é constante e intensa: consumo de alimentos derivados das actividades e gestão humana das paisagens (ex. trigo associado a alimentadores ou coleópteros associados ao pastoreio); resiliência aos impactos das actividades agro-silvo-pastoris na selecção de áreas para construção de tocas embora o grau de uso demonstre ser influenciado negativamente pelo pastoreio.

A constatação da capacidade de adaptação de espécies generalistas a estes sistemas alterados não deve aliviar a necessidade de monitorizar e avaliar a influência das alterações nas populações ao longo do tempo, especialmente quando da introdução de novos factores de perturbação ou intensificação dos impactos já existentes. Esta permanente avaliação é crucial tendo em conta que actualmente as alterações do uso do solo avançam em duas direcções distintas. Se, por um lado, se verifica um abandono agrícola em algumas áreas de Portugal, noutras regista-se uma intensificação de produção. Assim, é fundamental perceber como as espécies vão responder a alterações tão distintas da paisagem, e quais os mecanismos que vão permitir que persistam.

Por todas estas razões, é muito importante que estudos futuros se centrem: na avaliação de ritmos de actividade da espécie e se os mesmos são influenciados pelas actividades agro-silvo-pastoris, na análise da evolução da disponibilidade e distribuição dos recursos tróficos ao longo

do tempo (incluindo os de origem antrópica) e de que forma respondem o texugo às variações observadas; e na averiguação de qual a influência das actividades agro-silvo-pastoris nos padrões do uso da paisagem pelo texugo. Por último, tendo por base os resultados desta tese, recomendo a manutenção da rotação do gado entre as várias áreas de pastoreio, como medida para diminuir a concentração da pressão de pastoreio num só local, reduzindo assim o possível impacto do gado nos recursos-chave do texugo.

6. Referências

- Balestrieri, A., L. Remonti, and C. Prigioni. 2004. Diet of the Eurasian Badger (*Meles meles*) in an agriculture riverine habitat (NW Italy). *Hystrix, The Italian Journal of Mammalogy* 15:3–12.
- Barea-Azcón, J. M., E. Ballesteros-Duperón, J. M. Gil-Sánchez and E. Virgós. 2010. Badger *Meles meles* feeding ecology in dry Mediterranean environments of the southwest edge of its distribution range. *Acta Theriologica* 55:45–52. Retrieved September 12, 2013, from <http://link.springer.com/10.4098/j.at.0001-7051.048.2008>.
- Barrientos J.A. 1988. Bases para un curso práctico de entomología. [Basis for a practical entomology course]. Asociación Española de Entomología, Salamanca.
- Barton K. 2013. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.9.13. <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates, D. and M. Maechler. 2014. Matrix: Sparse and Dense Matrix Classes and Methods. R package version 1.1-4. <http://CRAN.R-project.org/package=Matrix>
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker and S. Walker. 2014. `_lme4`: Linear mixed-effects models using Eigen and S4_. R package version 1.1-7, <URL: <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>>.
- 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. Retrieved May 31, 2013, from <http://link.springer.com/10.1007/s10745-006-9030-4>.
- Blondel, J., and J. Aronson. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press.
- Bolker, B.M., M.E. Brooks, C.J. Clark, S.W. Geange, J.R. Poulsen, M. Henry, H. Stevens and J.-S.S. White. 2008. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24 127-135.
- Brom, T.G. 1986. Microscopic identification of feather-remains after collisions between birds and aircraft. *Bijdr Dierkunde* 56: 181-204.

- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York.
- Butler, J. M. and T. J. Roper. 1996. Ectoparasites and sett use in European badgers. *Animal Behaviour*. 52:621-629
- Cabral, M.J., J. Almeida, P.R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferrand de Almeida, M.E. Oliveira, J.M. Palmeirim, A.I. Queiroz, L. Rogado e M. Santos-Reis, 2005. Livro vermelho dos vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Carl, G., Kühn, I., 2007. Analyzing spatial autocorrelation in species distributions using Gaussian and logit models. *Ecological Modelling* 207, 159-170.
- Companhia das Lezírias. 2014. Produção Florestal. Retrieved September 7, 2014, from http://www.cl.pt/htmls/pt/producao_florestal.shtml.
- Costa, A., M. Madeira and A.C. Oliveira. 2008. The relationship between cork oak growth patterns and soil, slope and drainage in a cork oak woodland in Southern Portugal. *Forest Ecol Manag* 255:1525–1535
- Costa, A., M. Madeira, J. Lima Santos, and Â. Oliveira. 2011. Change and dynamics in Mediterranean evergreen oak woodlands landscapes of Southwestern Iberian Peninsula. *Landscape and Urban Planning* 102:164–176. Elsevier B.V. Retrieved July 24, 2013, from <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204611001691>.
- Danell, K., A. Hofgaard, T. V. Callaghan, and J. P. Ball. 1999. Scenarios for animal responses to global change in Europe's cold regions: an introduction. *Ecological Bulletins* 47:8–15.
- Habitats Directive. (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Brussels, Belgium.
- Ferrer, M. and J.J. Negro, 2004. The near extinction of two large European predators: super specialist pay a price. *Conservation Biology* 18, 344-349.
- Gonçalves, P., S. Alcobia, L. Simões, and M. Santos-Reis. 2011. Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforestry Systems* 85:383–395. Retrieved March 19, 2013, from <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10457-011-9439-7>.

- Gonçalves, P., S. Alcobia, and M. Santos-Reis. 2013. Atlas dos Mamíferos na Charneca do Infantado. 92 pp. Companhia das Lezírias S.A./Centro de Biologia Ambiental (FCUL), Benavente e Lisboa.
- Goszczyński, J., B. Jedrzejewska, and W. Jedrzejewski. 2000. Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. *Journal of Zoology* 250:495–505.
- Guisan, A., T.C. Edwards and T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecol Model* 157: 89-100. doi: 10.1016/S0304-3800(02)00204-1
- Hosmer, D., and S. Lemeshow. 2000. Applied logistic regression. John Wiley & Sons, New York.
- Koskela, H. and I. Hanski. 1977. Structure and succession in a beetle community inhabiting cow dung. *Ann Zool Fenn* 14: 204–223
- Kruuk, H. 1978. Foraging and spatial organisation of the European badger, *Meles meles* L. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 4:75–89. Retrieved from <http://link.springer.com/10.1007/BF00302562>.
- Kruuk, H., and T. Parish. 1982. Factors affecting population density, group size and territory size of European badger, *Meles meles*. *Journal of Zoology* 196:31–39.
- Kruuk, H. and T. Parish. 1985. Food, food availability and weight of badgers (*Meles meles*) in relation to agricultural changes. *J Appl Ecol* 22: 705-715.
- Loureiro, F., L. M. Rosalino, D. W. Macdonald and M. Santos-Reis. 2007a. Path tortuosity of Eurasian badgers (*Meles meles*) in a heterogeneous Mediterranean landscape. *Ecological Research* 22:837–844. Retrieved September 26, 2013, from <http://link.springer.com/10.1007/s11284-006-0325-0>.
- Loureiro, F., L. M. Rosalino, D. W. Macdonald and M. Santos-Reis. 2007b. Use of multiple den sites by Eurasian badgers, *Meles meles*, in a Mediterranean habitat. *Zoological science* 24:978–85. Retrieved October 3, 2013, from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18088174>.
- Loureiro, F., J. A. Bissonette, D. W. Macdonald and M. Santos-Reis. 2009. Temporal variation in the availability of Mediterranean food resources: do badgers *Meles meles*

track them? *Wildlife Biology* 15:197–206. Retrieved April 11, 2013, from <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2981/07-046>.

Loureiro, F., N. M. Pedroso, M. J. Santos e L.M. Rosalino (eds.). 2012. Um olhar sobre os carnívoros portugueses. *CARNIVORA*. Lisboa. 252 pp

Luterbacher, J. et al. 2006. Mediterranean Climate Variability Over the Last Centuries: A Review. Pages 27–148 in P. Lionello, P. M. Rizzoli, and R. Boscolo, editors. *Mediterranean climate variability*. Elsevier, Amesterdão.

Martín, R., A. Rodríguez and M. Delibes. 1995. Local feeding specialization by badgers (*Meles meles*) in a Mediterranean environment. *Oecologia* 101: 45-50. doi: 10.1007/BF00328898

Marschner, I. 2014. *glm2: Fitting Generalized Linear Models*. R package version 1.1.2. <http://CRAN.R-project.org/package=glm2>

Myers, N., R. a Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. a da Fonseca and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–8. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10706275>.

Neal, E. 1977. *Badgers*. Blandford Press.

Neal, E. and C. Cheeseman. 1996. *Badgers*. T & AD Poyser Ltd, Londres

Paradis E., J. Claude and K. Strimmer. 2004. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R lan-guage. *Bioinformatics* 20: 289–290

Pearce, J. and S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models develop using logistic regression. *Ecological Modelling*. 133:225-245

Quézel, P., and F. Médail. 2003. *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. 576 pp. Elsevier, Paris.

R Development Core Team. 2014. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Revilla-Sánchez, E. 1998. *Organización social del tejón en Doñana*. [Social organization of badgers in Doñana]. PhD Thesis. Universidad de León.

Revilla E., F. Palomares and N. Fernández. 2001. Characteristics, location and selection of diurnal resting dens by Eurasian badgers (*Meles meles*) in a low density area. *Journal of Zoology*, 255, pp 291-299. doi:10.1017/S0952836901001388.

Revilla, E. and F. Palomares. 2002. Spatial organization, group living and ecological correlates in low-density populations of Eurasian badgers, *Meles meles*. *Journal of Animal Ecology* 71:497–512. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2656.2002.00617.x>.

Robin, X., N. Turck, A. Hainard, N. Tiberti, F. Lisacek, J.-C. Sanchez and M. Müller. 2011. pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. *BMC Bioinformatics*, 12, p. 77. DOI: 10.1186/1471-2105-12-77. <<http://www.biomedcentral.com/1471-2105/12/77/>>

Rodríguez, A., R. Martín Franquelo and M. Delibes. 1996. Space use and activity in a mediterranean population of badgers *Meles meles*. *Polska Akademia Nauk (Polish Academy of Sciences)*. Retrieved September 7, 2013, from <http://hdl.handle.net/10261/50772>.

Roper, T. J. 2010. *Badger*. Collins, London.

Rosalino, L.M., F. Loureiro, D.W. Macdonald and M. Santos-Reis. 2003. Food digestibility of na Eurasian badger *Meles meles* with special reference to the Mediterranean region. *Acta Theriol* 48: 283-288. doi: 10.1007/BF03194168

Rosalino, L.M., D.W. Macdonald and M. Santos-Reis. 2004. Spatial structure and land-cover use in a low density Mediterranean population of Eurasian badgers. *Canadian Journal of Zoology* 82, 1493–1502.

Rosalino, L. M., D. W. Macdonald and M. Santos-Reis. 2005a. Activity rhythms, movements and patterns of sett use by badgers, *Meles meles*, in a Mediterranean woodland. *Mammalia* 69:395–408.

Rosalino, L.M., F., Loureiro, D.W. Macdonald and M. Santos-Reis. 2005b. Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology* 70, 12-23.

Rosalino, L.M., D.W. Macdonald and M. Santos-Reis. 2005c. Resource dispersion and badger population density in Mediterranean woodlands: is food, water or geology the limiting factor? *Oikos* 110, 441-452.

Rosalino, L.M., J. Rosário and M. Santos-Reis. 2009. The role of habitat patches on mammalian diversity in cork oak agroforestry systems. *Acta Oecol* 35: 507-512. doi: 10.1078/1616-5047-00172

Rosa García, R., M. D. Fraser, R. Celaya, L. M. M. Ferreira, U. García and K. Osoro. 2012. Grazing land management and biodiversity in the Atlantic European heathlands: a review. *Agroforestry Systems* 87:19–43. Retrieved May 30, 2013, from <http://link.springer.com/10.1007/s10457-012-9519-3>.

Santero, M.E.D., S.J.P. Alvarez. 1985. Clave para los micromamíferos (Insectivora e Rodentia) de Centro e Sur de la Península Ibérica. [Identification keys for small mammals (Insectivora e Rodentia) from the Central and South Iberian Peninsula]. Ediciones Universidad de Salamanca, Salamanca.

Santos, S.M., I.T. Rosário and M.L. Mathias. 2005. Microhabitat preference of the Cabrera vole in a Mediterranean cork oak woodland of southern Portugal. *Vie et Milieu* 55:53–59.

Sarkar, D. 2008. *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York. ISBN 978-0-387-75968-5

Silva, A. P., K. Kilshaw, P. J. Johnson, D. W. Macdonald and L. M. Rosalino. 2013. Wildcat occurrence in Scotland: food really matters. *Diversity and Distributions* 19:232–243.

Stanners, D., and P. Bourdeau. 1995. *Europe's environment - The Dobris assessment*. 712 pp. Office for Official Publications of the European Countries, Luxemburgo.

Teerink, B.J. 1991. *Hair of West-European Mammals*. Cambridge University Press, Cambridge.

Tuytens, F. a. M., B. Long, T. Fawcett, a. Skinner, J. a. Brown, C. L. Cheeseman, a. W. Roddam and D. W. Macdonald. 2002. Estimating group size and population density of Eurasian badgers *Meles meles* by quantifying latrine use. *Journal of Applied Ecology* 38:1114–1121. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2664.2001.00665.x>.

Verlag, S., A. Rodríguez and M. Delibes. 1995. Local feeding specialization by badgers (*Meles meles*) in a mediterranean environment. *Oecologia* 101:45–50.

Virgós, E., E. Revilla, J. G. Mangas, and X. Domingo-Roura. 2005a. Ecología y conservación del tejón. Page 315. Sociedad Española para la Conservación y Estudios de los Mamíferos (SECEM), Málaga.

Virgós, E., E. Revilla, J.G. Mangas, J.M. Barea-Azcón, L.M. Rosalino and A.M. De Marinis. 2005b. Revisión de la dieta del tejón (Meles meles) en la Península Ibérica: comparación com otras localidades de su área de distribución natural. [Revision of badger (Meles meles) diet in the Iberian Peninsula. Comparison with other regions of it native distribution]. In: Virgós, E., Revilla, E., Mangas, J.G., Domingo-Roura, X. (eds.), Ecología y conservación del tejón. [Ecology and Conservation of the Badger]. SECEM, Málaga, pp. 67-80.

Wroot, A.J. 1985. A quantitative method for estimating the amount of earthworm (*Lumbricus terrestris*) in animal diets. *Oikos* 44: 239-242.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev and G. M. Smith. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology. Page 549 (M. Gail, K. Krickeberg, and J. M. Samet, Eds.) *Statistics for Biology and Health*. Springer, New York.

7. Anexo

Anexo 1 - Ficha de registo de dados adaptada do projecto "Distribuição Ibérica de Texugueiras" (SECEM).

Observadores					e-mail:				Tif.
Local					Data				
Coordenadas médias	X		Y		Código de habitat				
Total de entradas		Activas			Inactivas				
Orientação	Código da toca	Índice de actividade	Latrinas	Dejectos	Uso do solo (%)	Arbórea	Herbácea	Matos	
					Espécie associada			Acessibilidade ao Homem	
					Coelho	Sim	Não		
					Raposa	Sim	Não	A	M B
Observações:									