



2012

Estudo da distribuição espacial das colónias de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*). Aplicação nas acções de repovoamento

Francisco José Oliveira Brás
Mortágua Nunes



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Estudo da distribuição espacial das colónias
de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*).
Aplicação nas acções de repovoamento

Francisco José Oliveira Brás Mortágua
Nunes

2012



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Estudo da distribuição espacial das colónias de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*). Aplicação nas acções de repovoamento

Dissertação apresentada à Universidade de Coimbra para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biologia, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor Rui Godinho Lobo Girão Ribeiro (Universidade de Coimbra).

Francisco José Oliveira Brás Mortágua
Nunes

2012

Agradecimentos

Apesar da delonga, o trabalho apresentado nesta dissertação não me teria sido possível de concretizar sem o apoio e motivação dados pelas pessoas que directa e indirectamente contribuíram para a finalização do projecto. Por esse motivo, a referência aqui feita serve como forma de eu vos agradecer. Obrigado.

Ao Professor Dr. Rui Ribeiro, por ter aceitado orientar a dissertação.

Ao Dr. Alberto Ferreira, pelas indicações, orientações e materiais prestados ao longo do trabalho. Pela ajuda na descoberta do caminho mais acertado a seguir.

Ao Clube de Caçadores da Freguesia de Samuel. Ao Sr. Pacheco e, em particular, ao Sr. Ernesto pela disponibilidade e indispensável ajuda dispensada.

Ao António Ferreira, pela orientação nas primeiras saídas e pelo facultar de algum material bibliográfico.

À Diana, pela última revisão feita. Pelo apoio incondicional. Pela tua presença naquilo que sou.

Aos meus pais. José Manuel e Eugénia. À excepção do que disse no início, o que quer que aqui escreva não é o bastante que sirva de um agradecimento justo. Obrigado.

Ao Bruno. E ao Tio Orlando. Apesar de já não estarem cá gostariam de saber que entreguei a dissertação e, por isso, também é para vocês.

Nota de abertura

A presente dissertação serve com o propósito de obtenção do grau de Mestre em Biologia, pela Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. O estudo descrito fez parte de um protocolo de cooperação entre o Dr. Alberto Ferreira, da FCTUC/IMAR, e o Clube de Caçadores da Freguesia de Samuel.

A dissertação descrita nas páginas seguintes encontra-se dividida em cinco capítulos. No primeiro capítulo, Introdução, faz-se uma introdução a vários aspectos e características da espécie alvo do estudo, o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.). No segundo, Enquadramento Geral e Objectivos, enuncia-se o contexto do trabalho e os objectivos pretendidos com o mesmo. Na Metodologia e Estratégias de Amostragem, Capítulo 3, descreve-se o protocolo seguido na parte prática (de campo) do trabalho. No quarto Capítulo, correspondente aos Resultados, apresentam-se os resultados obtidos com todos os dados. Por último, na Discussão, discutem-se os resultados com base no contexto teórico actual, apresentando-se igualmente possíveis sugestões para melhoramento de trabalhos semelhantes a levar realizar no futuro.

NOTA: Para escrita da presente dissertação optou-se pelo antigo acordo ortográfico.

Índice

Índice de figuras	i
Índice de tabelas	ii
Resumo	iii
Abstract.....	v
Capítulo 1 – Introdução	1
1. O COELHO-BRAVO (<i>ORYCTOLAGUS CUNICULUS</i>)	3
1.1 EVOLUÇÃO E TAXONOMIA	3
1.2 MORFOLOGIA E ALIMENTAÇÃO	4
1.3 REPRODUÇÃO E DESENVOLVIMENTO	5
1.4 COMPORTAMENTO E ORGANIZAÇÃO SOCIAL	5
1.5 HABITAT	7
2. COELHO-BRAVO COMO ESPÉCIE-CHAVE DO ECOSISTEMA IBÉRICO	7
3. POPULAÇÕES E ESTADO ACTUAL DA ESPÉCIE	9
3.1 MIXOMATOSE E DOENÇA HEMORRÁGICA VIRAL	9
3.2 FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT	10
3.3 MORTALIDADE INDUZIDA PELO HOMEM	11
3.4 EFEITO PREDATÓRIO	11
4. MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO E ACÇÕES DE REPOVOAMENTO	12
Capítulo 2 – Enquadramento Geral e Objectivos	15
1. ENQUADRAMENTO GERAL E OBJECTIVOS	17
1.1 ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO	17
1.1.1 OBJECTIVOS	18
1.2 AVALIAÇÃO DOS FACTORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS COLÓNIAS DE COELHO-BRAVO	18
1.2.1 OBJECTIVOS	19
1.3 MONITORIZAÇÃO DE UM CERCADO DE REPRODUÇÃO E ACÇÕES DE REPOVOAMENTO	20
Capítulo 3 – Metodologia e Estratégias de Amostragem	22
1. ÁREA DE ESTUDO	24
2. ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO	25
3. AVALIAÇÃO DOS FACTORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS NA DISTRIBUIÇÃO DAS COLÓNIAS DE COELHO-BRAVO	27
3.1 CONSTRUÇÃO DO MODELO	32
Capítulo 4 – Resultados.....	34
1. ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE <i>ORYCTOLAGUS CUNICULUS</i>	36

2. AVALIAÇÃO DOS FACTORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS COLÓNIAS DE COELHO-BRAVO	39
2.1 RECENSEAMENTO DAS ENTRADAS	39
2.2 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	45
2.3 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS ESPACIAIS	50
2.4 CONSTRUÇÃO DO MODELO	52
2.4.1 CARTOGRAFIA DO MAPA PREDITIVO	57
Capítulo 5 – Discussão	59
1. ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE <i>ORYCTOLAGUS CUNICULUS</i>	61
2. MODELO PREDITIVO.....	62
3. APLICAÇÃO NAS ACÇÕES DE REPOVOAMENTO.....	63
Capítulo 6 - Referências Bibliográficas	65
Anexos.....	69

Índice de figuras

Figura 1 Localização da área de estudo	24
Figura 2 Zona de estudo com as quadrículas UTM 1x1KM, pontos e transectos definidos.....	25
Figura 3 Exemplos de indícios de presença (A) raspagens e, (B) latrinas, com raspagens associadas	26
Figura 4 Mapa da área de estudo com as zonas totalmente prospectadas (verde), parcialmente prospectadas (bege) e não prospectadas (branco).....	28
Figura 5 Exemplos de tocas escavadas no terreno (A) e (B); exemplo de um sistema de tocas com várias entradas (C).....	28
Figura 6 Histograma da distribuição do número de latrinas pelas seis classes de abundância consideradas.	37
Figura 7 Distribuição das classes de abundância do número de latrinas na zona de estudo. Classe 1: 0; Classe 2: 1 – 5; classe 3: 6 – 10; classe 4: 11 – 15; Classe 5: 16 – 20; Classe 6: 21 – 25.	38
Figura 8 Histograma das distâncias das aberturas ao ponto central do sistema de aberturas.....	40
Figura 9 Histograma da cobertura herbácea, em cada abertura, por classes: 0 = 0%; 1 = [1-25%]; 2 = [26-50%]; 3 = [51-75%]; 4 [76-100%].....	42
Figura 10 Histograma da cobertura arbórea, em cada abertura, por classes: 0 = 0%; 1 = [1-25%]; 2 = [26-50%]; 3 = [51-75%]; 4 [76-100%].....	43
Figura 11 Histograma da cobertura arbustiva, em cada abertura, por classes: 0 = 0%; 1 = [1-25%]; 2 = [26-50%]; 3 = [51-75%]; 4 [76-100%].....	43
Figura 12 Histograma da altura média dos arbustos (m), em cada abertura, por classes: 0 = 0%; 1 = [1-25%]; 2 = [26-50%]; 3 = [51-75%]; 4 [76-100%].....	44
Figura 13 Mapa com a localização das entradas recenseadas	44
Figura 14 Modelo digital de terreno da zona de estudo	45
Figura 15 Histograma da altitude de cada entrada	46
Figura 16 Carta de declives da zona de estudo (em %)	46
Figura 17 Histograma dos declives de cada entrada, por classes: 1 = [0-7%]; 2 = [8-14%]; 3 = [15-21%]; 4 = [22-28%]; 5> 28%	47
Figura 18 Carta de exposições da zona de estudo.....	47
Figura 19 Histograma das exposições para cada entrada por classes: 0 – sem exposição; 1 – Norte; 2 – Sul; 3 – Este; 4 – Oeste	48
Figura 20 Modelo digital terrestre com as linhas de água.....	48
Figura 21 Histograma da distância das entradas à linha de água mais próxima	49
Figura 22 Mapa da paisagem da zona de estudo, segundo a classificação CLC2006, com as redes viárias.....	49
Figura 23 Gráfico da ocupação total e média de cada <i>patch</i> agrupado	50
Figura 24 Histograma da distância entre as entradas recenseadas	50
Figura 25 Histograma do número de entradas num raio de 200m	51
Figura 26 Curva ROC	55
Figura 27 Mapa preditivo da presença de tocas para a área de estudo.....	57

Índice de tabelas

Tabela I Excrementos dispersos por categorias	26
Tabela II Categorias do uso do solo.....	27
Tabela III Variáveis usadas na avaliação dos factores ambientais e espaciais na localização e uso das tocas.....	29
Tabela IV Categoria, escala e modelo das variáveis registadas	30
Tabela V Reclassificação do ASPECT	31
Tabela VI Reclassificação do SLOPE.....	31
Tabela VII Reclassificação da nomenclatura CLC 2006.....	32
Tabela VIII Estatística descritiva dos principais indícios de presença observados e registados no total dos 37 transectos	36
Tabela IX Frequência observada do número e latrinas por classe de abundância	37
Tabela X Frequência observada do uso das aberturas.....	39
Tabela XI Frequência observada da protecção das aberturas.....	39
Tabela XII Nº de entradas por toca.....	39
Tabela XIII Distâncias mínima, máxima e média das entradas ao ponto central do sistema de aberturas	40
Tabela XIV Tabela cruzada das variáveis Solo * Talude	41
Tabela XV Tabela cruzada das variáveis Solo * Uso.....	41
Tabela XVI Tabela cruzada das variáveis Protecção * Uso.....	42
Tabela XVII Frequência do número de entradas num raio de 200m	51
Tabela XVIII Valores de correlação e do desvio padrão (D. P) para cada uma das variáveis do uso do solo. Os valores do desvio padrão a vermelho foram excluídos do modelo seguinte.....	52
Tabela XIX Valores de verossimilhança e de significância para cada um dos modelos	53
Tabela XX Valores usados para analisar a adequação geral do modelo	53
Tabela XXI Tabela de classificação.....	53
Tabela XXII Regressão logística para a presença/ausência de aberturas	54
Tabela XXIII Resultados do <i>bootstrap</i> de 300 amostras.....	56

Resumo

O coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L.) é uma espécie-chave dos ecossistemas Ibéricos cuja abundância tem vindo a decrescer ao longo dos últimos anos.

Várias estratégias podem ser seguidas com vista à conservação e recuperação das populações de coelho-bravo, como sejam a gestão de habitats e a reintrodução ou repovoamento em locais afectados. Relativamente à gestão de habitats, a construção artificial de tocas é frequentemente usada para sustentar os níveis das populações. Com este trabalho pretendeu-se desenvolver um modelo de adequabilidade de habitat para futuras acções de gestão de habitat e de repovoamento. Estas acções seriam englobadas numa estratégia conjunta para a manutenção das populações de coelho-bravo numa zona de caça com baixa densidade de indivíduos.

O trabalho compreendeu três etapas: (1) levantamento da abundância de coelho-bravo na área de estudo, (2) avaliação dos factores ambientais e espaciais na distribuição espacial das colónias de coelho-bravo e, (3) criação do modelo de adequabilidade de habitat e cartografia das áreas mais propícias para a intervir com medidas de gestão de habitat – construção de tocas artificiais. A abundância de coelho-bravo foi determinada pela contagem de latrinas em 38 transectos de 500m, resultando num mapa representativo da abundância da espécie na área de estudo. A influência dos factores ambientais e espaciais na distribuição espacial das colónias de coelho-bravo foi determinada com recurso a uma regressão logística para a presença/ausência de tocas nas áreas prospectadas. O mapa da adequabilidade de habitat foi construído com base nos resultados do modelo e identifica as áreas em que o insucesso da criação de tocas artificiais será minimizado

O modelo construído identifica variáveis ambientais e espaciais como influentes na distribuição espacial das colónias. Os resultados mostram uma preferência por paisagens heterogéneas, e pelas áreas de maior densidade de tocas e zonas contíguas. Os maiores valores de adequabilidade de habitat situam-se nas proximidades das zonas com maior densidade de tocas naturais.

A aplicação dos resultados a futuras acções de repovoamento passará pela escolha das zonas com melhor adequabilidade de habitat pois serão aquelas onde a fixação de colónias de coelho-bravo se revelará melhor sucedida.

Palavras-chave: coelho-bravo, *Oryctolagus cuniculus*, conservação, gestão de habitat, tocas artificiais, repovoamento, mapa preditivo

Abstract

The European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) is a keystone species in the Iberian ecosystems whose abundance has been declining over the past years.

Several strategies with conservation and recovery purposes of wild rabbits can be followed, such as habitat management and restocking on affected areas. Regarding habitat management, the construction of artificial burrows is often used as a sustaining population's levels measure. The aim of this work was to develop a habitat suitability model for future actions of habitat management and restocking. Such actions would be encompassed in a joint strategy for maintaining the wild rabbit populations in a low density hunting estate.

The framework was based on 3 steps: (1) survey of wild rabbit's abundance in the study area, (2) evaluation of environmental and spatial factors in the spatial distribution of wild rabbit colonies and, (3) building of the habitat suitability model and mapping of the most prone areas to intervene with measures of habitat management – construction of artificial burrows. Wild rabbit abundance was determined by pellet counting in 38 500m length transects, resulting in a representative map of the species' abundance in the study area. The influence of the environmental and spatial factors in the spatial distribution of wild rabbit colonies was achieved by using a logistic regression of presence/absence of warrens in the prospected areas. The habitat suitability map was built based on the results of the model and identifies the areas in which the failure of artificial warrens building will be minimized.

The model recognizes both environmental and spatial variables as influential in the spatial distribution of wild rabbit colonies. The results show a preference for heterogeneous landscapes and for the highest warrens density areas and neighboring ranges. The highest values of habitat suitability are located close to the areas with higher density of natural warrens.

The application of the results will include the choice of the areas with better habitat suitability for restocking actions as they will be those where the settlement of wild rabbit colonies will prove to be more successful.

Keywords: wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, conservation, habitat management, artificial warrens, restocking, predictive map

Capítulo 1 – Introdução

1. O COELHO-BRAVO (*ORYCTOLAGUS CUNICULUS*)

1.1 EVOLUÇÃO E TAXONOMIA

O Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758) é uma espécie nativa da Península Ibérica e Sul de França (Ferrer e Negro 2004), existindo há cerca de 0,6 milhões de anos (Ma). A sua classificação taxonómica inclui-o na ordem Lagomorpha – ordem a que pertencem outros 12 géneros que englobam, no total, 75 espécies (Gibb 1990) – tendo como parentes mais próximos as lebres, também da família Leporidae, e, mais afastados, as picas, da família Ochtonidae. A sua classificação científica traduz-se assim da seguinte forma:

Reino:	Animlia
Filo:	Chordata
Sub-filo:	Vertebrata
Classe:	Mammalia
Ordem:	Lagomorpha
Família:	Leporidae
Género:	<i>Oryctolagus</i>
Espécie:	<i>O. cuniculus</i>
Sub-espécies:	<i>O. c. cuniculus</i> ; <i>O. C. algerus</i>

Os fósseis mais antigos de Lagomorphos, originários da Ásia, indicam que os primeiros espécimes desta família datam do final do Paleoceno ou inícios do Eoceno, entre 60 e 45 Ma, sendo que o fóssil mais antigo de coelho-bravo encontrado em Portugal e Espanha tem 2,5 Ma (Ferrer e Negro 2004). Há cerca de 20 000 anos, devido a fenómenos climáticos como glaciações, o coelho-bravo viu-se restrito à Península Ibérica (Branco, Ferrand e Monnerot 2000), tendo acontecido por esta altura a divisão da espécie *Oryctolagus cuniculus* em duas subespécies distintas, *Oryctolagus cuniculus algerus* e *Oryctolagus cuniculus cuniculus* (Biju-Duval, et al. 1991); essa diferenciação mantém-se até aos dias de hoje. Cada uma das populações com a sua distribuição histórica específica indica que, provavelmente, as duas subespécies evoluíram a partir de dois grupos de coelhos separados geograficamente e isolados geneticamente um do outro por grandes períodos de tempo (Branco, Ferrand e Monnerot 2000). O *O. c. cuniculus* desenvolveu-se no nordeste da Península e o *O. c. algerus* (Haeckel 1874) no

sudeste (Ferrer e Negro 2004). Após esta época de glaciação, as subespécies recém-formadas reaproximaram-se, maioritariamente na região central da Península Ibérica, ocupando o *O. c. algirus* quase toda a extensão do região portuguesa e Sudeste Espanhol, e a subespécie *O. c. cuniculus*, o Nordeste da península e Sul de França (Branco, Ferrand e Monnerot 2000). A distribuição das duas subespécies de coelho-bravo não se restringe, no entanto, à Península Ibérica, ocorrendo, e tendo-se expandido, também noutros locais devido sobretudo a uma interferência antropogénica (Ferrer e Negro 2004) (Monnerot, et al. 1994). Actualmente, a subespécie *O. c. algirus* encontra-se distribuída pela Madeira, Açores e Canárias (Ferrer e Negro 2004), enquanto a subespécie *O. c. cuniculus* se encontra mais expandida, ocorrendo na Europa continental, Ilhas Britânicas e Norte de África. Na Austrália, Nova Zelândia, Chile e Argentina e algumas ilhas de pequena dimensão é vista como espécie invasora (Monnerot, et al. 1994) (Ferrer e Negro 2004). O *O. c. cuniculus* é também a origem do coelho doméstico (Ferrer e Negro 2004) e, actualmente, a distribuição geográfica das duas subespécies sobrepõe-se, podendo ocorrer fenómenos de hibridização entre elas em zonas de simpatria

1.2 MORFOLOGIA E ALIMENTAÇÃO

A nível morfológico, as duas subespécies caracterizam-se por possuírem o dorso com coloração castanho-acinzentada e a parte interna da cauda branca. O seu comprimento varia entre 35 e 50 cm no estado adulto (Macdonald e Barret 1999). Quanto ao peso, a subespécie *O. c. cuniculus* é geralmente mais pesada, variando entre 1,2 e 2,5 Kg, enquanto o *O. c. algirus* varia entre 0,9 e 1,3 Kg de peso (Macdonald e Barret 1999). O facto de possuir as patas posteriores maiores e mais desenvolvidas que as anteriores, bem como uma densa camada de pêlo na planta dos pés que reforça a manutenção de aderência nas rochas, confere uma elevada aptidão para saltar e correr, o que, associados a grandes pavilhões auriculares e olhos dispostos em posição que facilita a cobertura de ângulos largos – a sua visão é mais eficiente lateralmente – ajudam a evitar predadores (Hirakawa 2011). Sendo um mamífero herbívoro, a sua alimentação é preferencialmente à base de gramíneas, compostas e leguminosas, tendo no entanto a capacidade de alterar os seus hábitos alimentares. (Macdonald e Barret 1999) (Rueda, Rebollo e Bravo 2008). Na Primavera-Verão consome basicamente vegetais herbáceos e no Outono-Inverno adapta a sua dieta às condições existentes,

consumindo maioritariamente vegetais lenhosos. Os seus hábitos dietéticos apresentam assim uma variação sazonal que acompanha a abundância e diversidade das espécies vegetais disponíveis (Rueda, Rebollo e Bravo 2008). Quando comparados com outros ruminantes, porém, não apresentam estômago compartimentado, fazendo uso, ao invés, de dupla digestão para conseguirem aproveitar a maioria dos nutrientes provenientes da vegetação. Esta dupla digestão consiste na ingestão dos dejectos após a primeira digestão, sendo designada por coprofagia (Hirakawa 2011).

1.3 REPRODUÇÃO E DESENVOLVIMENTO

Entre os vários lagomorfos, e mesmo dentro dos vertebrados, o coelho-bravo é uma das poucas espécies que consegue reproduzir-se durante todo o ano (Ward 2005) (Villafuerte 2007), sendo o processo reprodutivo, no entanto, afectado pelo clima, pela intensidade das chuvas e, conseqüentemente, pela disponibilidade alimentar. Deste modo, em Portugal e Espanha, a época de acasalamento mais representativa situa-se entre Novembro a Junho (Villafuerte 2007). O período de gestação caracteriza-se por ser curto, cerca de 31 dias, e as fêmeas podem ter até 12 ninhadas por ano, sendo que o mais habitual é entre 2 a 4 ninhadas, com 3 a 6 crias cada (Ward 2005). As crias de coelho-bravo são cegas à nascença e não possuem pêlo, abrindo os olhos normalmente aos 13 dias de idade (Ward 2005). A sua dependência materna dura apenas entre os 20 a 30 dias, findo o qual as crias são expulsas pela mãe do seu território. Por esta altura, as distâncias de dispersão são curtas, atingindo, no máximo, 2 Km (von Holst, Hutzelmeyer, et al. 1999) (Rödel e Raquel Monclús 2006). A maturidade sexual é atingida entre os quatro – *O. c. algirus* – e os nove – *O. c. cuniculus* – meses, possuindo uma esperança média de vida de 7 a 8 anos, valor este geralmente diminuído quando em estado selvagem devido a efeitos predatórios (Ward 2005).

1.4 COMPORTAMENTO E ORGANIZAÇÃO SOCIAL

O *Oryctolagus cuniculus* – do grego *Orycto*, escavação, e *lagus*, lebre – constrói (escava) tocas em que se abriga tanto de predadores bem como de condições climáticas adversas, vivendo geralmente em colónias cujo tamanho depende da estrutura e qualidade do habitat (Villafuerte 2007). A fixação das colónias tende a ser em terrenos geralmente declivosos ou com boa capacidade de drenagem, uma vez que o

excesso de precipitação é responsável por inundações e pelo colapso das tocas (Palomares 2003a). Por outro lado, onde a construção de tocas não é possível devido à elevada dureza do solo que impossibilita a sua escavação, o coelho-bravo serve-se da vegetação arbustiva para procurar abrigo (Ward 2005). Populações que vivem inteiramente à superfície do solo sofrem maiores taxas de predação, sendo mais abundantes em solos suaves onde possam escavar e construir sistemas de tocas (Ward 2005). Relativamente à procura de alimento, esta é feita em grupos e geralmente perto dos abrigos, aumentando assim a probabilidade de o encontrar, ao mesmo tempo que diminui o impacto dos predadores (Villafuerte 2007) (Ward 2005). Estas movimentações e deslocações são bimodais e ocorrem maioritariamente nos períodos de pouca luz, atingindo picos nos períodos crepusculares e uma moderada actividade no período nocturno (Villafuerte 2007).

Dentro da colónia, o *Oryctolagus cuniculus* possui um comportamento vincadamente territorial, formando grupos com uma estrita hierarquia linear de dominância. O macho dominante fecunda algumas fêmeas enquanto outros machos mais juvenis esperam a aquisição de um posto de dominância até se tornarem mais velhos (Gibb 1990) (Villafuerte 2007). Deste modo, as fêmeas com maior estatuto, fecundadas pelo macho dominante, têm as suas crias na coelheira principal, enquanto as subordinadas constroem tocas mais pequenas e em locais afastados especificamente para abrigar os juvenis na sua fase inicial do desenvolvimento (Gibb 1990) (von Holst, Hutzelmeyer, et al. 2002). Esta organização social das colónias, que podem albergar até 20 indivíduos, permite adquirir hábitos que minimizam os efeitos predatórios, pois as vigílias e períodos de alimentação são alternados entre indivíduos (Gibb 1990) (Villafuerte 2007). Em territórios com elevada densidade os diferentes grupos sociais defendem os seus grupos territoriais; no entanto, com baixas densidades a espécie vive frequentemente em grupos menores de 2 ou 3 animais (Gibb 1990). Os territórios defendidos são normalmente pequenos (menos de 1 hectare) mas, se a disponibilidade de alimento for menor, ou se se encontrar distribuída de forma desigual, o coelho-bravo pode alimentar-se com outros indivíduos, afastando-se mais dos habituais locais que ocupa durante o dia (Gibb 1990).

1.5 HABITAT

O habitat ideal para o coelho-bravo parece-se com o típico ambiente da Península Ibérica, caracterizando-se por um clima Mediterrâneo com uma pluviosidade de menos de 1000 mm por ano, ervas não muito altas, solos suaves que sejam facilmente escaváveis ou, em compensação, áreas de refúgio em arbustos e zonas de alimentação adjacentes (Gibb 1990). A altitude constitui também um factor limitante quanto à ocorrência de populações de coelho-bravo, sendo raras as fixações a altitudes superiores a 1500m (Villafuerte 2007). Por outro lado, a uma escala mais pequena, verifica-se uma preferência por zonas ribeirinhas com fontes de água facilmente acessíveis (Ward 2005) (Villafuerte 2007). Completas estas prerrogativas, a área vital do coelho-bravo, que parece depender primeiro da disponibilidade de refúgios e da evasão a predadores, ao invés de variações da disponibilidade de alimento, pode ser estabelecida, variando, em habitats de boa qualidade, entre 1 e 2 hectares (Ward 2005) (Lombardi, Fernández e Moreno 2007). Uma rica variedade em espécies vegetais é também um factor importante uma vez que aumenta a heterogeneidade do habitat e, conseqüentemente, os espaços de refúgio dos predadores e a disponibilidade alimentar (Rueda, Rebollo e Bravo 2008). Apesar disto, o coelho-bravo é altamente flexível aquando da selecção da área vital, dependendo essas decisões maioritariamente da estrutura vegetacional dominante em cada área particular (Lombardi, Fernández e Moreno 2007). Geralmente nos montados, onde se verifica uma boa proporção de zonas agro-silvo-pastoris, os requisitos ambientais ideais para o desenvolvimento da espécie são satisfeitos, sendo aqui onde se localizam as populações mais densas (Macdonald e Barret 1999) (Villafuerte 2007).

2. COELHO-BRAVO COMO ESPÉCIE-CHAVE DO ECOSISTEMA IBÉRICO

O *Oryctolagus cuniculus* é uma espécie-chave essencial na Península Ibérica (Gálvez, et al. 2008). Por espécie-chave de um ecossistema entende-se que a espécie em questão é crucial, relativamente ao resto da comunidade, na manutenção da organização e diversidade das comunidades ecológicas (Delibes-Mateos, Redpath, et al. 2007). As espécies-chave funcionam tipicamente como predadores, presas, mutualistas ou modificadores de habitats (Mills, Soule e Doak 1993), no entanto, o coelho-bravo difere

da maior parte das espécies-chave convencionais dado que leva a cabo mais do que uma das acções que lhes são associadas (Delibes-Mateos, Redpath, et al. 2007).

O coelho-bravo faz parte da dieta de 39 espécies predadoras (Ward 2005), sendo que algumas delas sofreram processos de evolução juntamente com o coelho-bravo, factor que levou a que a sua dieta seja totalmente dependente dele – predadores especializados. Entre estas espécies encontram-se o lince-ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827) e a águia-imperial (*Aquila adalberti* Brehm, 1861) (Ferrer e Negro 2004), tendo sido antevisto que as diminuições nas populações destas espécies se devem, em parte, aos declínios na abundância de coelho-bravo (Delibes-Mateos, Redpath, et al. 2007). Relativamente ao lince-ibérico, um dos felinos mais ameaçados no mundo (Nowell e Jackson 1996), em que 80% a 100% da sua dieta é composta pelo coelho-bravo, a importância da espécie presa é de tal modo que o lince chega a matar outros potenciais competidores por forma a diminuir a pressão predatória sobre a espécie base da sua dieta (Delibes-Mateos, Ferreras e Villafuerte 2008). Por sua vez, no que concerne à águia-imperial a dependência sobre o coelho-bravo não é tão significativa, situando-se entre os 40% a 88% (Ferrer e Negro 2004) (Ward 2005).

Além do seu carácter de espécie-chave e espécie-presa, o coelho-bravo desempenha ainda outra função não despreciable nos ecossistemas mediterrâneos: é engenheiro dos ecossistemas, *i. e.*, é uma espécie com um efeito significativo na estrutura espacial da paisagem e na dispersão de recursos, tanto para eles como para outros organismos da comunidade (Jones, Lawton e Shachak 1994). O coelho-bravo é assim uma espécie que pode redefinir áreas que podem ser exploradas por diferentes animais e plantas, aumentando a biodiversidade e controlando e mediando vários processos que afectam os ecossistemas a níveis diferentes (Gálvez, et al. 2008). Estas acções, como engenheiros do ecossistema, são verificáveis através do consumo de vegetação, dispersão de sementes, formação de latrinas – induzem alterações físicas e químicas no solo aumentando a fertilidade, bem como servem de alimento a alguns invertebrados – e raspagens – possuem impacto na dinâmica do solo e providenciam áreas de refúgio a outras espécies – (Gálvez, et al. 2008) (Delibes-Mateos, Redpath, et al. 2007).

3. POPULAÇÕES E ESTADO ACTUAL DA ESPÉCIE

Os números actuais de *Oryctolagus cuniculus* na Península Ibérica indicam que as populações representam agora menos de 5% das verificadas nos anos 50 (Delibes-Mateos, Rodríguez e Ferreras 2000). Contudo, apesar deste declínio geral, o verificado em Portugal difere do verificado em Espanha. Em Espanha, entre os anos de 1973 e 1993 as populações de coelho-bravo diminuíram cerca 71%, enquanto em Portugal, entre 1995 e 2002, houve um decréscimo de 24% (Alves e Ferreira 2004). Em Portugal a *Oryctolagus cuniculus* é assim considerada uma espécie quase ameaçada, pelo ICBN (Instituto para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade) (Queiroz, et al. 2008), sendo considerada uma espécie vulnerável em Espanha, pelo SECEM (do castelhano, *Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos*) (Villafuerte 2007). A nível internacional, a IUCN (do inglês, *International Union for the Conservation of Nature*), classifica-a como espécie quase ameaçada (Smith e Boyer 2008).

As causas responsáveis por estes decréscimos são várias, e de várias índoles: as epizootias – mixomatose e doença hemorrágica viral (DHV) –, a perda e fragmentação do habitat natural, e a mortalidade induzida pelo homem – actividade cinegética (Villafuerte 2007) (Delibes-Mateos, Ferreras e Villafuerte 2009).

3.1 MIXOMATOSE E DOENÇA HEMORRÁGICA VIRAL

A mixomatose, originária em França nos anos 1950, originou mortalidades de cerca de 90% das populações em Portugal e Espanha (Ward 2005) e de 99% quando se espalhou para a Austrália (Gibb 1990). A mixomatose é uma doença viral transmitida por contacto directo ou por insectos, podendo levar à morte directa, ou indirectamente por aumentar a susceptibilidade a ser morto por predadores (Ward 2005). O seu pico de incidência é na Primavera e no Verão, e os sintomas caracterizam-se por caroços ou inchaços na zona da cabeça e genitais que podem progredir para conjuntivites agudas, cegueira e febres, levando à morte do animal em 13 dias.

A DHV foi inicialmente descrita na China em 1984, tendo sido detectada na Europa pela primeira vez em 1987, onde se espalhou por Portugal e Espanha em 1989 (Villafuerte, Calvete, et al. 1995) O seu efeito inicial foi também devastador, matando

cerca de 55% a 75% de coelho-bravos em Portugal e Espanha, e cerca de 90% quando introduzida na Austrália (Villafuerte, Calvete, et al. 1995). A DHV é uma doença viral transmitida por via aérea, não sendo, ao contrário da mixomatose, necessário o vector insecto para a transmissão e contágio (Gibb 1990). A DHV incide mais durante o Inverno e a Primavera, matando coelhos adultos mas não coelhos juvenis, com menos de oito semanas (Ward 2005) – crias nascidas de mães imunes estão temporariamente protegidos pelos anticorpos maternos e, quando infectados neste período, os juvenis adquirirão imunidade à doença (Ward 2005). A infecção DHV possui um curto tempo de incubação de 24 a 48 horas, levando à morte passadas 6 a 24 horas a partir do surto de febre. Os seus sintomas incluem sangramentos pelo nariz e boca, devido a hemorragias nos pulmões (Ward 2005).

Em conjunto, por estarem presentes quase todo o ano, estas duas doenças não permitem uma real recuperação das populações de coelho-bravo. No entanto, existem já vacinas com elevada capacidade de imunização que, quando administradas regularmente, permitem o controlo das doenças em populações fechadas ou onde exista um grande controlo (Ward 2005).

3.2 FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT

A perda e fragmentação de habitat constitui também uma das mais importantes causas para o decréscimo das populações de coelho-bravo, começando antes mesmo do aparecimento das epizootias (Ward 2005). O habitat ideal para o coelho-bravo consiste num mosaico de áreas arbustivas e áreas de vegetação rasteira, que são o resultado duma exploração agrícola extensiva verificada nas zonas mediterrâneas (Calvete, Estrada e Angulo, et al. 2004), providenciando vegetação para servir de abrigo e áreas abertas para a alimentação (Ward 2005). No entanto, no início do século XX, começou a haver uma conversão destes habitats arbustivo-florestais para explorações silvícolas e agrícolas intensivas. Esta mudança nos hábitos de cultura permitiu o avanço de zonas florestais fechadas, que providenciam menos alimento para a espécie, a que acresce ainda o facto de as grandes monoculturas falharem também em dispor alimento durante o ano, bem como vegetação para servir de abrigo (Ward 2005). Conjuntamente, o aumento da exploração de cabeças de gado por alguns agricultores, levou a que a

disponibilidade alimentar diminuísse, pois o gado compete com o coelho-bravo pelos mesmos alimentos.

Não obstante esta modificação de hábitos de cultura e, conseqüentemente, de habitat, a perda e fragmentação de habitat também tem origem em outros fenómenos, como sejam urbanizações e desenvolvimento de infra-estruturas e fogos florestais, a que a intensa plantação de monoculturas de eucaliptos – altamente inflamáveis – ajuda em muito (Ward 2005).

3.3 MORTALIDADE INDUZIDA PELO HOMEM

Em Portugal e Espanha, a morte de coelho-bravo sempre se deveu, em número significativo, ao Homem, seja pela caça ou de forma a proteger a agricultura (Ward 2005). Enquanto sozinhas, estas práticas tradicionais seriam provavelmente sustentáveis no entanto, quando em combinação com as epizootias e a fragmentação de habitat, contribuem em larga escala para o declínio das populações (Ward 2005). Embora algum controlo de coelhos seja necessário, especialmente em zonas onde a sua ocorrência possa danificar colheitas, em outras áreas, onde os efectivos diminuíram, não se justifica. Além disto, muitos coelhos são mortos em áreas agrícolas pelo extensivo e excessivo uso de fertilizantes químicos e pesticidas (Ward 2005).

Relativamente à actividade cinegética, esta é responsável pelo abate de milhões de coelhos por ano, levando mesmo à extinção da espécie em locais onde a caça é feita indiscriminadamente sem controlo e gestão das populações de *Oryctolagus cuniculus* (Ward 2005).

3.4 EFEITO PREDATÓRIO

Embora não contribua directamente para o declínio de coelhos-bravos, a sua recuperação tem sido dificultada pelo efeito de alguns predadores oportunistas, num fenómeno denominado *predator pit* (Pech, et al. 1992). O *Oryctolagus cuniculus* existiu em elevadas densidades em Portugal e Espanha por milhares de anos juntamente com os seus predadores, tendo evoluído de modo a ser tolerante às elevadas taxas de predação através de comportamentos anti predatórios e elevada reprodução (Ward 2005). Por este

motivo, quando introduzido em áreas com menos predadores naturais, o coelho-bravo é capaz de recuperar das epizootias. Mais, a diminuição de zonas de abrigo aumenta também a sua vulnerabilidade a estes predadores oportunistas (Ward 2005). Por seu turno, o aumento de predadores oportunistas é em parte também devido ao facto de, numa medida inapropriada e não selectiva de controlo de predadores posta em prática pelos agricultores, os predadores de topo diminuir (Delibes-Mateos, Rodríguez e Ferreras 2000).

4. MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO E ACÇÕES DE REPOVOAMENTO

Como exposto anteriormente, o *Oryctolagus cuniculus* não é uma espécie de somenos importância em Portugal e Espanha, que sofreu um declínio massivo nas últimas décadas e permanece sujeita a possíveis ameaças no futuro. (Ward 2005). Por isso mesmo, pouco ainda se sabe acerca de como melhor reverter esses declínios e conservar as populações, e estudos ainda vêm a ser feitos nesse sentido. Primeiro de tudo, é, no entanto, imprescindível conhecer o actual estado dos efectivos para que as medidas tomadas possam ser as mais adequadas e as que produzam os melhores resultados. Nesse sentido, diversas medidas de gestão ambientais têm sido adoptadas, como sejam a recuperação de habitats (Delibes-Mateos, Rodríguez e Ferreras 2000), a diminuição do impacto selectivo das doenças (Delibes-Mateos, Ferreras e Villafuerte 2008), a educação ambiental dos vários intervenientes na actividade do coelho-bravo (caçadores, agricultores) (Ward 2005), a reintrodução ou repovoamento destes em locais já afectados (Calvete e Estrada 2004), e o estabelecimento de programas de monitorização das populações.

Relativamente à educação ambiental, medidas que diminuam o impacto cinegético têm vindo a ser estudadas e aplicadas (Angulo e Villafuerte 2003). Uma gestão eficaz de actividades cinegéticas requer conhecimento das regulações actuais e dos seus efeitos na sustentabilidade das populações. Por este motivo, as decisões de gestão baseadas em estratégias de caça devem ter por base informação científica na aplicabilidade e aceitação das mesmas. Assim, é vantajoso (para ambos os caçadores e as populações de coelhos) prever a taxa de caça que as actuais populações conseguem aguentar, bem como em que altura do ano a caça deve ser permitida, de forma a diminuir ao máximo o impacto da actividade cinegética na população ao mesmo tempo

que a mantém essa mesma actividade. Uma actividade cinegética levada a cabo em áreas com pouca abundância de coelhos pode revelar-se dramática, pois a estabilidade da população encontra-se reduzida (Angulo e Villafuerte 2003). Também segundo Angulo (2003), a caça no final da Primavera, ao contrário da actual época no final do Outono, permite melhores resultados, pois mesmo elevadas quotas de caça são sustentáveis; no entanto, a alteração dos períodos venatórios pode despoletar outros conflitos (distúrbios nas épocas de reprodução, por exemplo) e deve ser monitorizada por forma a evitar problemas inesperados. Apesar de interesses económicos e falta de informação que indirectamente podem pôr em risco espécies ameaçadas, uma gestão eficaz das áreas de caça tem consequências positivas na conservação das espécies, e deve ser acompanhada por estudos ecológicos, bem como adoptada pelas organizações nacionais gestoras e caçadoras (Angulo e Villafuerte 2003)

As reintroduções, ou repovoamentos, que consistem na libertação e reintrodução de animais em locais onde as populações haviam decrescido, ou mesmo extinguido localmente, são consideradas bem-sucedidas se resultarem numa população auto-sustentável, ou numa população auto-sustentável de maior densidade, em caso de acrescentos de indivíduos (Calvete e Estrada 2004). No caso específico de *Oryctolagus cuniculus*, os repovoamentos que são tradicionalmente adoptados possuem uma elevada mortalidade a curto-prazo associada que os torna malsucedidos, ao mesmo tempo que aumenta o seu custo biológico (Catalán, Rodriguez-Hidalgo e Tortosa 2008). Segundo Calvete (2004), este insucesso deve-se em parte à atracção por parte dos predadores em consequência das elevadas taxas de libertação de coelhos em pequenas áreas, e ao fenómeno de *surplus killing* praticado pelos predadores. Algumas medidas que podem minimizar as taxas de insucesso dos repovoamentos passam por constranger tanto a actividade dos predadores como a dos coelhos libertados, e escolher os locais de libertação, com preferência para áreas com cobertura vegetal que possam proporcionar abrigo.

Apesar disto, pouco é sabido acerca das consequências das acções de repovoamento. Algumas vezes, pode ocorrer o erro de repovoar com a subespécie diferente, levando a fenómenos de hibridização cujas consequências permanecem por esclarecer (Catalán, Rodriguez-Hidalgo e Tortosa 2008). Mais, os indivíduos trasladados podem transportar vírus diferentes dos existentes nas áreas de libertação que podem ser fatais para as populações autóctones.

Por estes motivos, deve ser sempre tida em conta a alternativa de gestão e melhoramento do habitat existente, já que uma gestão cuidada permite ultrapassar as desvantagens dos repovoamentos por ser baseada em indivíduos socialmente estruturados e perfeitamente adaptados ao habitat (Catalán, Rodriguez-Hidalgo e Tortosa 2008). Estudos levados a cabo por Catalán (2008) comprovam que a gestão de habitat, por si só, pode levar ao aumento das populações de coelhos que se encontravam reduzidas a baixas densidades.

Todas estas medidas, não obstante, podem e devem relacionar-se entre si, já que é possível afectar umas realizando outras, atingindo assim melhores resultados que quando aplicadas autonomamente.

Capítulo 2 – Enquadramento Geral e Objectivos

1. ENQUADRAMENTO GERAL E OBJECTIVOS

Tendo em conta o actual estado das populações de *Oryctolagus cuniculus* em território nacional, sendo considerada espécie quase ameaçada pelo ICBN (Instituto para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade) (Queiroz, et al. 2008), algumas medidas devem, e vêm sido adoptadas por diversas entidades de caçadores e alguns municípios, onde se verifiquem decréscimos dos efectivos. As medidas passam pela implementação de medidas de gestão cinegética nas zonas de caça, como sejam (1) o levantamento da abundância relativa dos efectivos em estado selvagem através de censos (Alves e Ferreira 2004), (2) a avaliação da importância dos factores ambientais (Dellafiore, Fernández e Vallés 2008) e espaciais (Barrio, Bueno e Tortosa 2009) na distribuição espacial das colónias de coelho-bravo e, (3) a monitorização das populações de coelho-bravo em cercados de reprodução (Arenas, et al. 2006) (Ferreira 2010) e posterior acção de repovoamento. Estas medidas em conjunto visam, no final, possuir uma avaliação da situação das populações, passando depois à implementação das medidas apropriadas de manejo do habitat que permitam a recuperação e estabilização mais proficiente das populações. Por último, segundo Angulo (2003), os programas de conservação são dirigidos principalmente a áreas de caça e, por isso, entender os factores que actuam a essa escala local torna-se imperativo para a correcta gestão das medidas a serem implementadas (Barrio, Bueno e Tortosa 2009).

Estas três avaliações foram efectuadas na Zona de Caça Associativa e na Zona de Caça Municipal de Carvalhal da Azóia, com a cooperação do Clube de Caçadores da Freguesia de Samuel.

1.1 ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO

O primeiro passo num programa de recuperação e conservação de uma espécie passa pelo conhecimento do estado da espécie no habitat e local onde vai ser implementada. Este conhecimento do estado actual das espécies, neste caso o *Oryctolagus cuniculus*, pode ser feito através da determinação relativa da abundância da população. A abundância relativa e a distribuição das populações de coelho-bravo é fortemente influenciada pelo tipo de solo, verificando-se uma maior abundância em solos mais suaves, uma vez que a dureza dos solos determina a possibilidade da

construção de tocas. Assim, espera-se encontrar a maioria dos sinais de presença da espécie (latrinas, excrementos dispersos, raspagens e/ou pegadas) em solos de dureza mais suave (Blanco e Villafuerte 1993). Estudos mais recentes efectuados por Delibes-Mateos (2009) revelam também que a abundância relativa de coelho-bravo é superior em zonas de caça, explicada provavelmente pelo facto de estas zonas estarem sujeitas a ambas as medidas de controlo de predadores e de gestão e melhoramento de habitat.

O registo da relativa abundância das populações de coelho-bravo pode ser realizado através da anotação dos sinais de presença de coelho-bravo dentro de transectos específicos circunscritos à zona de estudo (Palomares 2001). A estas anotações podem ser acrescentadas, quando conhecidas, as quotas de abate, para complementar e melhor determinar os índices de abundância.

1.1.1 OBJECTIVOS

O objectivo desta etapa da presente dissertação de Mestrado recai em alguns pontos prioritários:

1. Determinar a abundância relativa da espécie *Oryctolagus cuniculus* dentro da área de estudo;
2. Elaborar um mapa da zona de estudo com os diferentes índices de abundância relativa.

1.2 AVALIAÇÃO DOS FACTORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS COLÓNIAS DE COELHO-BRAVO

O *Oryctolagus cuniculus* constrói (escava) tocas em que se abriga, tanto de predadores bem como de condições climáticas adversas, vivendo geralmente em colónias com tamanho variado que depende da estrutura e qualidade do habitat (Villafuerte 2007). Conhecer os factores que determinam os padrões naturais da distribuição das tocas é fundamental para compreender as suas dinâmicas populacionais e a organização espacial das suas colónias.

Em programas de recuperação, o uso de tocas artificiais é normalmente usado para fortalecer as populações e, deste modo, a caracterização das tocas naturais dentro

do habitat pode aumentar a eficiência da medida. Esta caracterização passa por determinar a sua localização e as variáveis responsáveis também pelo seu uso, ou não.

Embora a influência de características ambientais e de atributos ambientais já seja conhecida como responsável por influenciar a localização de tocas (Palomares 2003b) (Dellafiore, Fernández e Vallés 2008), a influência da estrutura espacial é ainda pouco conhecida (Barrio, Bueno e Tortosa 2009), podendo mesmo haver diferença nos factores quando estudados em populações de baixa densidade. Estes factores referidos como espaciais integram, por exemplo, a densidade de tocas dentro da área vital e a distância à toca (usada) mais próxima (Barrio, Bueno e Tortosa 2009).

O uso de tocas é também um dos aspectos comportamentais do coelho-bravo que mais varia, pensando-se que é influenciado pela disponibilidade de refúgios, pela densidade de coelhos e por factores sociais (Barrio, Bueno e Tortosa 2009). Estudos recentes conduzidos por Barrio et. al (2009) indicam que, quando se têm em conta as variáveis espaciais, a localização de tocas está mais associada à densidade de tocas vizinhas do que à presença de áreas abertas, e a probabilidade de uma toca ser usada diminui quando a distância à toca mais próxima aumenta. Assim, as variáveis espaciais permitem um melhoramento da capacidade do modelo preditivo, sugerindo que estas interacções bióticas possam ser responsáveis por uma estrutura espacial mais complexa. Esta estrutura espacial é, portanto, reflexo das principais variáveis preditivas dos modelos que possuam um significado biológico claro (Barrio, Bueno e Tortosa 2009).

Identificar os factores que moldam os padrões naturais de distribuição e uso das tocas de *Oryctolagus cuniculus* é assim um passo decisivo na optimização do uso de tocas artificiais em programas de conservação da espécie.

1.2.1 OBJECTIVOS

O objectivo desta etapa da presente dissertação de Mestrado, levada a cabo dentro das Zonas de Caça Municipal e Associativa de Carvalhal da Azóia, recaiu em três prioridades:

1. Avaliar a importância dos factores ambientais e espaciais na localização de tocas de coelho-bravo dentro das duas zonas de caça (área de estudo);

2. Elaborar um modelo preditivo e posteriormente cartografar um mapa com as áreas mais propícias e favoráveis ao aparecimento natural de tocas, bem como para a construção de tocas artificiais;
3. Definir, em relação com o ponto 2, as zonas mais vantajosas para um possível futuro repovoamento, como medida de gestão da espécie nesta área local específica.

1.3 MONITORIZAÇÃO DE UM CERCADO DE REPRODUÇÃO E ACÇÕES DE REPOVOAMENTO

Os repovoamentos consistem na libertação e reintrodução de animais em locais onde as populações haviam decrescido ou mesmo atingido a extinção local. No caso específico de repovoamentos de coelho-bravo, os indivíduos podem vir de duas proveniências principais: podem se capturados em áreas relativamente diferentes daquela onde são libertados, ou podem ser capturados na própria área em causa. O primeiro designa-se por translocação (Calvete, Villafuerte, et al. 1997), sendo que no segundo caso é necessária uma criação de coelho-bravo em cativeiro, com libertações periódicas e controladas de indivíduos (Arenas, et al. 2006).

As translocações podem ser bem-sucedidas, tornando-se uma medida de repovoamento eficaz, mas têm algumas limitações inerentes que podem inviabilizar o seu sucesso, como as já expostas anteriormente no Capítulo 1, ponto 4. Por sua vez, o processo de criação de indivíduos locais em cativeiro, apesar de mais dispendioso na fase inicial devido ao processo de captura e análise genética e à edificação do cercado, é uma medida mais vantajosa no que concerne à sustentabilidade do processo de libertação de coelhos, pois permite um melhor acompanhamento (Arenas, et al. 2006).

Durante o período em causa foi também feito um acompanhamento geral da população de coelhos-bravos no cercado Carvalhal da Azóia, pertencente à Associação de Caçadores da Freguesia de Samuel. Este acompanhamento visou essencialmente manter uma base de dados actualizada sobre a população do cercado, por forma a melhor organizar e preparar as acções de repovoamento.

Os dados recolhidos nos diversos pontos foram relacionados de uma forma holística por forma a desenvolver uma acção de repovoamento mais vantajosa, isto

é, com maior taxa de sucesso, como medida de gestão da espécie nesta área local específica.

Capítulo 3 – Metodologia e Estratégias de Amostragem

1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo apresentado na presente dissertação foi levado a cabo durante o período de Junho de 2010 e Julho de 2011 na Zona de Caça (ZC) gerida pelo Clube de Caçadores da Freguesia de Samuel (CCFS), bem como no cercado de reprodução de coelho-bravo pertencente à mesma entidade.

O CCFS encontra-se sediado na localidade de Carvalhal da Azóia, Freguesia de Samuel, concelho de Soure e distrito de Coimbra, sendo que o cercado de reprodução se encontra dentro da mesma propriedade da sede do CCFS. A ZC é composta por duas zonas de caça associativas distintas: a zona de caça associativa (Proc. N.º 831), constituída em 1991 e com área de 1960 hectares; e a zona associativa (Proc. N.º 4764), constituída em 2007 e com área de 1200 hectares. Deste modo, a área de estudo, correspondente a toda a zona de caça, possui uma área de 3160 hectares (figura 1).

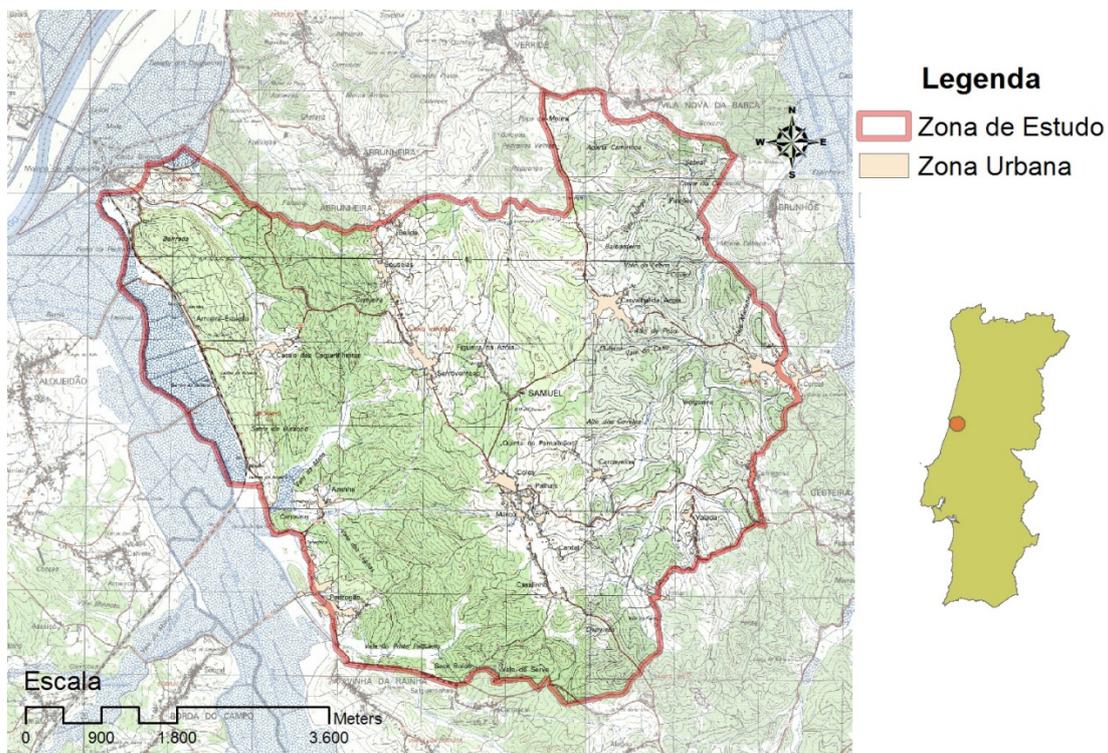


Figura 1 Localização da área de estudo

Situado no Baixo Mondego, o concelho de Soure, a que pertencem as Zonas de Caça, está inserido na província Gaditano-Onubo-Algarviense, no subsector Beirense Litoral, andar termomediterrânico, com um ombroclima sub-húmido a húmido. Geologicamente, caracteriza-se por ser um subsector essencialmente silicoso, com algumas ilhas calcárias. É a área por excelência dos carvalhais termófilos de carvalho-robusto (*Rusco aculeati-Quercetum roboris viburnetosum tini*). A orla arbustiva é uma

comunidade endémica em que domina o azereiro (*Prunus lusitanica*) - *Frangulo alnae-Prunetum lusitanicae* - que muitas vezes se encontra em contacto já com o amial mesofítico *Scrophulario-Alnetum glutinosae*. O urzal *Ulici minoris-Ericetum umbellatae* é uma das etapas regressivas do carvalhal mais abundantes (Costa, et al. 1998).

2. ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO

Durante o período de Verão de 2010 foi conduzido o censo da abundância relativa das populações de coelho-bravo na zona de estudo.

Para o levantamento da abundância de coelho-bravo foram definidas quadrículas UTM com 1Km de lado tendo por base a carta militar da zona. Em cada quadrícula UTM foi definido um ponto inicial e, a partir desse ponto, foram desenhados transectos lineares de 500m (figura 2). Estes pontos iniciais foram definidos aleatoriamente tendo apenas em consideração as redes viárias como forma de acesso, por forma a facilmente poder repetir e comparar o estudo futuramente.

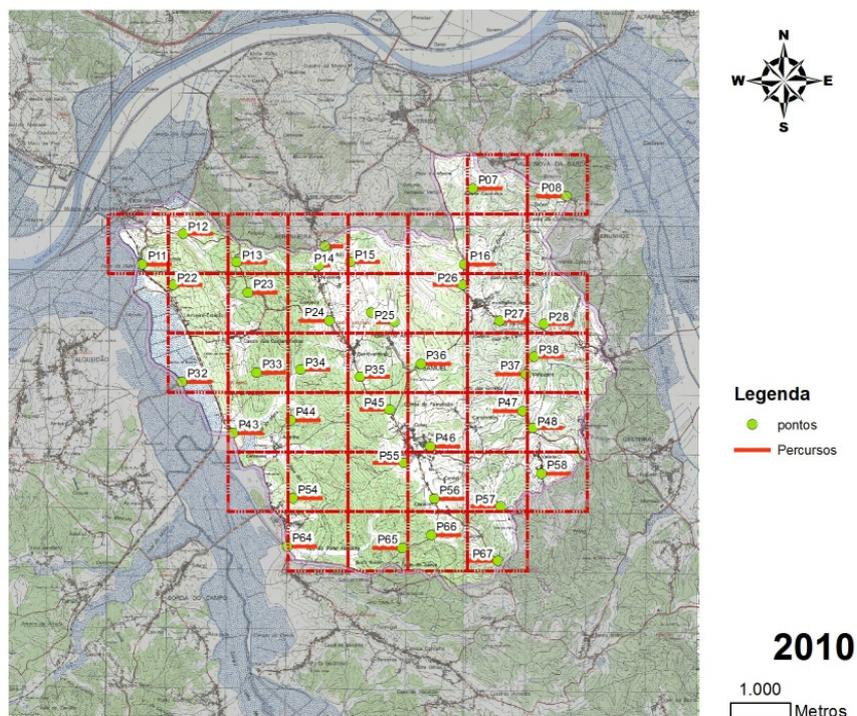


Figura 2 Zona de estudo com as quadrículas UTM 1x1KM, pontos e transectos definidos.

Foram definidas 38 quadrículas e, conseqüentemente, 38 transectos, tendo por critério de selecção a ocupação mínima de 25% da quadrícula UTM pela área de estudo. Casos houve em que não se verificou a premissa da linearidade do transecto devido a problemas de transponibilidade e, nesses casos, os transectos foram segmentados como necessário. Os transectos foram percorridos a pé e foram prospectados em ambos os lados (2m), numa banda em que fosse possível detectar e contabilizar os indícios de presença de coelho-bravo (excrementos dispersos, latrinas, raspagens, tocas e observação de indivíduos) (figura 3).



Figura 3 Exemplos de indícios de presença (A) raspagens e, (B) latrinas, com raspagens associadas

Os excrementos dispersos foram agrupados em 4 categorias tendo em conta o seu número (tabela I).

Tabela I Excrementos dispersos por categorias

Nº excrementos	Categoria
1-5	EX (1-5)
6-10	EX (6-10)
11-15	EX (11-15)
16-20	EX (16-20)

Com o objectivo de classificar com maior rigor cada transecto, estes foram segmentados em fracções de 100m. A medição dos 100m para cada transecto foi feita a passo, calibrada antes, e sempre do mesmo modo. Para cada transecto foi caracterizado o uso do solo. Esta caracterização foi efectuada através da observação directa da zona

envolvente ao observador durante a caminhada pelos transectos, tendo sido definidas as categorias expostas na tabela II.

Tabela II Categorias do uso do solo

Código	Uso do solo
INC-POU	Inculto/ Pousio
CUL-REG	Cultura de Regadio
CUL-SEC	Cultura Seco
MATOS	Matos
EUC-CSB	Eucaliptal com “Sub-bosque” ¹
EUC-SSB	Eucaliptal sem “Sub-bosque”
PIN-CSB	Pinhal com “Sub-bosque”
PIN-SSB	Pinhal sem “Sub-bosque”
POL-CSB	Policultura com “Sub-bosque”
POL-SSB	Policultura sem “Sub-bosque”

Para cada transecto foi preenchida, à medida que se ia percorrendo, uma ficha de campo (Anexo I) com as diversas observações.

Os dados registados foram tratados e com eles cartografou-se o mapa da distribuição das abundâncias relativas de coelho-bravo, tendo como critério o número de latrinas por transecto (Catalán, Rodriguez-Hidalgo e Tortosa 2008). O mapa foi elaborado recorrendo a um *software* de informação geográfica. Depois de normalizados os dados, foi feita também uma regressão linear simples entre o número de tocas e a abundância em cada quadrícula.

3. AVALIAÇÃO DOS FACTORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS NA DISTRIBUIÇÃO DAS COLÓNIAS DE COELHO-BRAVO

Para o mapeamento das tocas, as zonas (quadrículas UTM) foram percorridas, entre Janeiro 2011 e Junho 2011, por um observador que examinou o terreno atentamente à procura de tocas (figura 5); a área de estudo não foi totalmente mapeada, havendo zonas mapeadas totalmente, outras parcialmente e outras que não foram mapeadas (figura 4).

¹ A denominação “sub-bosque” serviu para facilitar a classificação da vegetação e aplicou-se quando havia ocorrência de vegetação arbustiva e matosa.

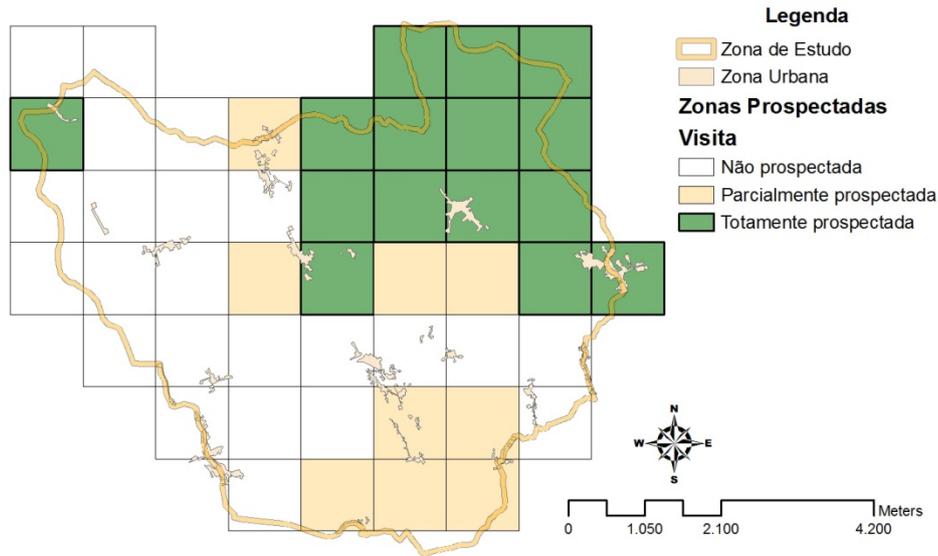


Figura 4 Mapa da área de estudo com as zonas totalmente prospectadas (verde), parcialmente prospectadas (bege) e não prospectadas (branco)

Em todas as zonas o esforço aplicado no mapeamento foi proporcional ao habitat. Contou-se também com a colaboração de outro elemento com maior conhecimento da área, que veio acrescentar maior rigor à amostragem.



Figura 5 Exemplos de tocas escavadas no terreno (A) e (B); exemplo de um sistema de tocas com várias entradas (C).

Cada toca (entrada) foi georreferenciada recorrendo a GPS. Foram consideradas uma única entrada (figura 5-A e 5-B), ou um conjunto de entradas interligadas (figura 5-C) quando a distância entre cada entrada $\leq 6m$. O tamanho (número de entradas), o uso (se a entrada se encontrava activa ou não) e o tipo de protecção associado à toca (talude,

pedras, raízes ou arbustos), foram também registados, quando presentes. Uma toca foi considerada usada (activa) quando estavam presentes indícios da actividade de coelho-bravo (excrementos, raspagens, ausência de vegetação obstrutiva), e não usada quando possuía, por exemplo, teias ou vegetação a obstruir a entrada (Palomares 2003b).

As variáveis registadas e usadas para a validação do modelo de distribuição das entradas e do seu uso, ou não, encontram-se agrupadas em quatro categorias: variáveis ambientais, uso do solo e estrutura vegetal, variáveis espaciais e variáveis registadas *in-situ* (tabela III).

Tabela III Variáveis usadas na avaliação dos factores ambientais e espaciais na localização e uso das tocas

Escala	Descrição	Código	
<i>Landscape</i>	<i>Variáveis Ambientais</i>		
	Altitude (m)	ALT	
	Exposição das entradas (em graus)	ASPECT	
	Categorização do ASPECT	ASPECT_CODE	
	Declive do terreno (%)	SLOPE	
	Categorização do SLOPE	SLOPE_CODE	
	Distância a linhas de água (m)	RH	
<i>Homerange</i>	<i>Uso do Solo e Estrutura Vegetal</i>		
	Área de ocupação de estradas (%)	RV	
	Área de ocupação de territórios artificializados (%)	TAR	
	Área de ocupação de culturas temporárias (%)	CTM	
	Área de ocupação de culturas permanentes (%)	CPM	
	Área de ocupação de áreas agrícolas heterogéneas (%)	AAH	
	Área de ocupação de sistemas agro-florestais (%)	SAF	
	Área de ocupação de florestas (%)	FLR	
	Área de ocupação de vegetação arbustiva e herbácea (%)	VAH	
	Área de ocupação de florestas abertas, cortes e novas plantações (%)	FAC	
	Área de ocupação de vegetação esparsa (%)	VGE	
		<i>Variáveis Espaciais</i>	
	Distância à entrada mais próxima (m)	NEAR_DIST	
	Número de entradas num raio de 200m	DNS_200m	
<i>Microhabitat</i>	<i>Variáveis registadas In-Situ</i>		
	Morfologia do Solo	MORF	
	Protecção Talude	PRTT	
	Protecção Raiz	PRTR	
	Protecção Arbustos	PRTA	
	Protecção Pedras	PRTA	
	Cobertura Vegetal Herbácea (%)	CVHERB	
	Cobertura Vegetal Arbustiva (%)	CVARBV	
	Cobertura Vegetal Arbustiva (alt média)	CVARBVm	
	Presença Pegadas/ Raspagens	PEGRASP	
	Presença Excrementos	EXCRT	
	Presença Teias	TEIA	
Presença Plantas	PLNTS		

A escala *microhabitat* correspondeu a uma distância máxima de 10m de raio a partir da entrada da toca (ponto central), pois, segundo Palomares (2003), esta corresponde à distância mínima para que duas entradas sejam consideradas como

independentes. A escala *homerange*, usada na avaliação do uso do solo e das variáveis espaciais, correspondeu a uma distância de 200m de raio a partir da toca considerada, dado que as distâncias de dispersão do coelho-bravo estão compreendidas principalmente dentro dessa extensão (Richardson, et al. 2002). A escala *landscape* compreendeu principalmente distâncias acima dos 200m (tabela IV).

As variáveis registadas *in-situ*, como o próprio nome indica, foram registadas numa ficha de campo (Anexo II) no local onde se encontrava cada entrada e apenas foram consideradas para a validação do modelo relativo ao uso/ não uso das entradas.

As restantes variáveis, usadas para a validação do modelo relativo à distribuição das entradas, foram calculadas através de um SIG.

Tabela IV Categoria, escala e modelo das variáveis registadas

Escala	Perímetro	Categoria	Modelo
<i>Microhabitat</i>	<= 10m	Variáveis registadas <i>in-situ</i>	Uso das entradas
<i>Homerange</i>	<= 200m	Uso do solo e estrutura vegetal Variáveis espaciais	Distribuição das entradas
<i>Landscape</i>	> 200m	Variáveis ambientais	Distribuição das entradas/ Uso das entradas

As variáveis ambientais (tabela III) foram calculadas directamente através de SIG. Em primeiro, foram traçadas as linhas de curva de nível tendo por base a carta militar da zona de estudo. Depois de traçadas todas as linhas, construiu-se um modelo digital de terreno (MDT) da área de estudo, com resolução de 20m, que serviu para obter as altitudes, as exposições (ASPECT) e os declives (SLOPE) de cada entrada. As exposições e os declives foram posteriormente reclassificados (tabelas V e VI).

Tabela V Reclassificação do ASPECT

ASPECT (graus)	Ponto cardinal	Código
De 292,6° a 22,5°	Norte	1
De 22,6° a 112,5°	Este	3
De 112,6° a 202,5°	Sul	2
De 202,6 a 292,5	Oeste	4
-1	Plano	0

Tabela VI Reclassificação do SLOPE

SLOPE (%)	Código
De 0 a 7	1
De 8 a 14	2
De 15 a 21	3
De 22 a 28	4
Maior que 28	5

A variável RH, que mede a distância às linhas de água, foi calculada tendo por base uma *layer* digital construída a partir da carta militar da zona de estudo em que foram registadas as informações hidrológicas (cursos de água, lagoas). Esta serviu como substituto das zonas de alimentação, pois em períodos mais críticos, em ambientes mediterrâneos as linhas de água reflectem o grau de humidade dos solos, determinando a ocorrência de vegetação no verão (Barrio, Bueno e Tortosa 2009).

As variáveis espaciais NEAR_DIST e DNS_200m foram calculadas em SIG depois de cada entrada ter sido georreferenciada no terreno e posteriormente transposta para uma *layer* com todas as entradas representadas por pontos.

Para o cálculo das variáveis representativas do uso do solo e da estrutura vegetal recorreu-se também a um SIG. O mapa da zona de estudo foi primeiramente classificado segundo o Corine Land Cover 2006 (CLC2006), criando uma *layer* de polígonos, em que cada polígono constitui um *patch* de uso de solo diferente, tendo por base a nomenclatura CLC2006, até ao 3º nível de classificação. Esta classificação foi elaborada através do recurso à fotointerpretação da fotografia aérea da zona de estudo, feita por um único observador, minimizando assim a variação inerente à classificação por observadores diferentes. Depois de classificada toda a zona de estudo, esta foi dividida em quadrículas de 200x200m; estas foram fragmentadas consoante a quantidade e tamanhos dos *patches* anteriormente definidos e calculou-se a percentagem de ocupação por cada uso do solo nas quadrículas onde estavam inseridas. Para simplificação do modelo, foi feita uma reclassificação da nomenclatura CLC2006 para o 1º nível de classificação (tabela VII), sendo o valor da área ocupada pelo novo *patch*, o valor a entrar no modelo como variável.

Por último, a variável RV (área de ocupação por redes viárias) foi calculada também em SIG. A partir de uma fotografia aérea da zona de estudo, foi criada uma *layer* com todas as redes viárias da zona de estudo definidas como: rede viária principal, tipo A, ou secundária, tipo B. Posteriormente, para determinar a área ocupada pela estrada, foi calculado um *buffer* de 3m para as redes tipo A e um *buffer* de 2m para as de tipo B, e este valor foi dividido pela área da quadrícula 200x200m onde se inseriam.

Tabela VII Reclassificação da nomenclatura CLC 2006

Nomenclatura CLC2006 – 3º nível	Reclassificação – 1º nível	Código da Variável
Tecido urbano contínuo	Territórios Artificializados	TAR
Tecido urbano descontínuo		
Redes viárias e ferroviárias e espaços associados		
Áreas em construção		
Culturas temporárias de sequeiro	Culturas Temporárias	CTM
Culturas temporárias de regadio		
Vinhas	Culturas Permanentes	CPM
Pomares		
Olivais		
Pastagens permanentes	Pastagens permanentes	PPM
Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	Áreas agrícolas heterogéneas	AAH
Sistemas culturais e parcelares complexos		
Agricultura com espaços naturais e semi-naturais		
Sistemas agro-florestais	Sistemas agro-florestais	SAF
Florestas de folhosas	Florestas	FLR
Florestas resinosas		
Florestas mistas		
Vegetação herbácea natural	Vegetação arbustiva e herbácea	VAH
Matos		
Vegetação esclerofila		
Florestas abertas, cortes e novas plantações	Florestas abertas, cortes e novas plantações	FAC
Vegetação esparsa	Vegetação esparsa	VEG

3.1 CONSTRUÇÃO DO MODELO

Para a construção do modelo explicativo da distribuição espacial das entradas de coelho-bravo foram usadas as variáveis enunciadas na tabela III (pág. 29), com excepção das variáveis registadas *in-situ*. A presença de entradas foi tratada como variável dependente binomial, em que à presença correspondeu o valor 1 e à ausência, o

valor 0. A análise incluiu todas as entradas registadas (n=144) e um igual número de pontos aleatórios situados em habitat adequado onde nenhuma entrada estava presente – zonas urbanas e superfícies de água foram excluídos.

Para o modelo explicativo do uso das entradas foram usadas todas as variáveis da tabela III (pág. 29). A análise incluiu apenas as entradas registadas (n=144) e o uso de cada entrada foi tratado como uma variável binomial, com os valores 1 para activa e 0 para inactiva. Para os dois modelos o declive e a orientação, por terem sido reclassificados em categorias, foram incluídos como variáveis *dummy*.

O modelo foi construído com recurso a uma regressão logística binomial com modelo de entrada das variáveis padrão (*enter*), pois foi o que apresentou menor *likelihood ratio* – este valor representa a diferença entre a razão de verossimilhança para o modelo com preditores (variáveis independentes) menos a razão de verossimilhança com apenas a constante e por isso, quanto menor for mais explicativo o modelo é. Verificou-se elevada multicolineariedade entre as variáveis do uso do solo e por isso no modelo final apenas entraram as que apresentaram menor desvio padrão.

A performance preditiva dos modelos e a sua validação foram testadas através do cálculo e interpretação dos valores do *likelihood ratio*, Cox & Snell R square e Nagelkerke R square, Hosmer & Lemeshow e da área situada abaixo da curva ROC (*receiver operating characteristic*). Valores de significância de $p=0,05$ foram tidos como significantes e valores $p < 0,01$ como altamente significantes.

Capítulo 4 – Resultados

1. ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE *ORYCTOLAGUS CUNICULUS*

Na tabela VIII apresenta-se a análise descritiva dos principais indícios de presença observados para o levantamento da abundância relativa das populações de *O. cuniculus* ao longo dos transectos prospectados. O indício LAT (latrinas) constituiu o indicador com maior número de observações num transecto (21) e com maior média de observações (6.38 por transecto), com um desvio padrão de 4.76.

Tabela VIII Estatística descritiva dos principais indícios de presença observados e registados no total dos 37 transectos

	n	Média	Máximo	Desvio padrão
EX [1-5]	37	1.76	15	3.25
EX [6-10]	37	2.46	14	3.1
EX [11-15]	37	2.11	11	3.07
EX [16-20]	37	0.89	14	2.42
LAT	37	6.38	21	4.76
RASP	37	4.70	19	5.91
PEG	37	0.08	3	0.49

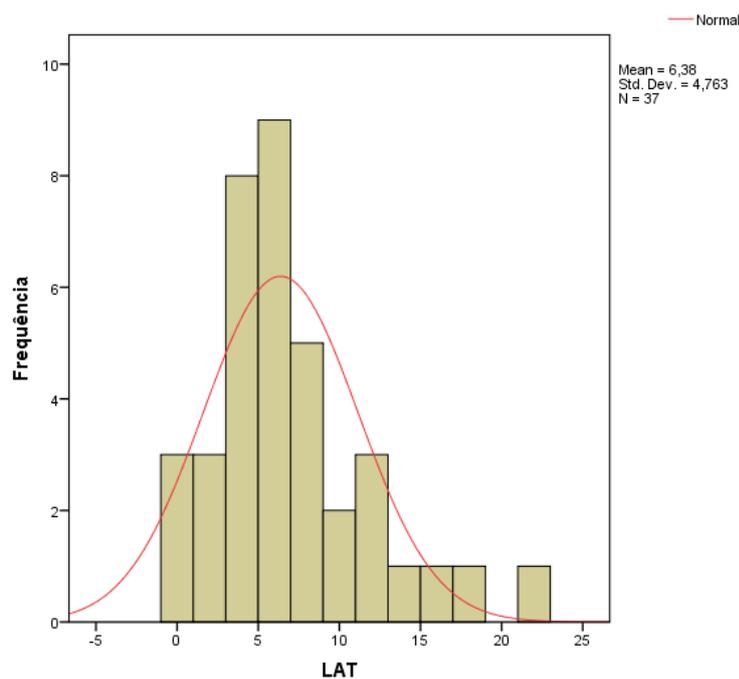
Como referido anteriormente, o indício escolhido para a determinação da abundância relativa das populações de coelho-bravo, por ser o mais representativo, foi o número de latrinas encontradas nos transectos.

Na tabela IX apresenta-se a frequência observada do número de latrinas nos transectos. A classe mais representativa é a classe de [1 - 5] latrinas por transecto, representando 48,6% das observações. As três primeiras classes são responsáveis por 81% da amostra e da outra metade da amostra fazem parte as classes menos representativas, as duas últimas, com 2,7% de amostragem cada.

Tabela IX Frequência observada do número e latrinas por classe de abundância

Categoria	n	Contagem	% do total de casos	Soma da % total de casos
0	3	3	8.1	8.1
0 <x ≤5	18	21	48.6	56.7
5 <x ≤ 10	9	30	24.3	81.0
10 <x ≤ 15	5	35	13.6	94.6
15 <x ≤ 20	1	36	2.7	97.3
20 <x ≤25	1	37	2.7	100

Na figura 6 apresenta-se o histograma da distribuição do número de latrinas pelas seis classes de abundância.

**Figura 6** Histograma da distribuição do número de latrinas pelas seis classes de abundância consideradas.

Analisando o histograma da figura 6, a distribuição do número de latrinas pelas classes de abundância revela-se com um enviesamento positivo comparativamente à normal, com relativamente maior número de observações nas classes mais altas. A distribuição do número de latrinas não segue uma distribuição normal, pois K-S com correção de significância Lilliefors $d=0.181$, $p < 0.05$.

A distribuição geográfica da densidade relativa de coelho-bravo na zona de estudo, calculada com base no número de latrinas, segundo seis categorias de abundância, é apresentada na figura 7.

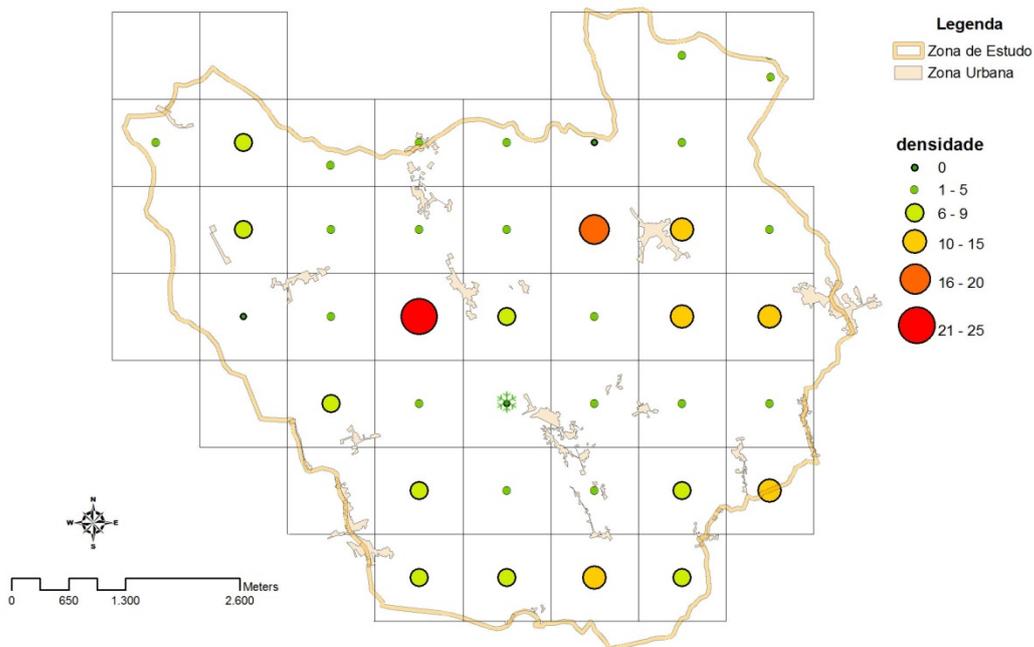


Figura 7 Distribuição das classes de abundância do número de latrinas na zona de estudo. Classe 1: 0; Classe 2: 1 – 5; classe 3: 6 – 10; classe 4: 11 – 15; Classe 5: 16 – 20; Classe 6: 21 – 25.

De um modo geral, observa-se uma distribuição desigual da densidade relativa de coelho-bravo, com zonas de elevada densidade contíguas a zonas de baixa densidade. Observa-se também uma predominância de zonas de elevadas densidades no lado Este da zona de caça, com a excepção do transecto onde se registou o maior número de latrinas (21), que se localiza no lado Oeste.

Em três transectos não foram encontradas quaisquer latrinas. No entanto, em um desses (fig. 7, Classe 1 com *) foram encontrados outros indícios da presença de coelho bravo, nomeadamente excrementos dispersos e raspagens. Por este motivo, a presença de coelhos aí não foi negligenciada. Nos dois outros transectos não foi encontrado qualquer indício da presença de coelho, pelo que apenas aí foram dados como ausentes.

Os resultados da regressão mostram que a abundância de latrinas não é um bom preditor do número de tocas para a mesma quadrícula UTM ($F=0.110$, d.f.=1, $p=0.411$).

2. AVALIAÇÃO DOS FACTORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS COLÓNIAS DE COELHO-BRAVO

2.1 RECENSEAMENTO DAS ENTRADAS

Para elaboração do presente trabalho foram recenseadas um total de 144 entradas, distribuídas por 113 tocas: 93 tocas singulares e 20 tocas com mais que uma entrada). A densidade foi de 0.12 entradas ha⁻¹ para a área totalmente prospectada.

Das 144 entradas, 73,6% encontravam-se com actividade (tabela X), ou seja, com indícios da presença de coelho-bravo e 75,7% estavam protegidas (tabela XI) por uma ou mais das estruturas consideradas (raízes, arbustos ou pedras).

Tabela X Frequência observada do uso das aberturas

	Frequência	%
Não (0)	38	26,4
Sim (1)	106	73,6
Total	144	100,0

Tabela XI Frequência observada da protecção das aberturas

	Frequência	%
Não (0)	35	24.3
Sim (1)	109	75.7
Total	144	100

Os 19 sistemas de entradas definidos representam um total de 51 entradas (35,4% das 144 totais) possuindo o sistema com maior número de entradas, 7 entradas. O valor médio de entradas por toca é de 1.6 (144/93) e por sistema é de 2.7 (51/19) (tabela XII). A percentagem de aberturas usadas no conjunto dos sistemas é de 86,2%.

Tabela XII N° de entradas por toca

Entradas	1	2	3	4	5	6	7
Tocas	93	12	5	0	1	0	1
Entradas por toca = 1.6				Entradas por sistema = 2.7			

Apenas num sistema de 2 aberturas se verificou a total ausência do seu uso e 3 dos 19 sistemas possuíam uso parcial das aberturas, ou seja, nem todas as aberturas do mesmo sistema estariam a ser usadas. Os restantes 16 sistemas de aberturas tinham todas as aberturas a serem usadas.

Foi definido um ponto central para cada um dos sistemas, sendo que as distâncias a esse ponto, para cada uma das entradas, estão compreendidas entre 0.46m e 5.27m. O valor médio da distância das entradas ao ponto central é de 1.82m (tabela XII), com um desvio padrão de 1,01.

Tabela XIII Distâncias mínima, máxima e média das entradas ao ponto central do sistema de aberturas

	N	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
dst centro	51	.46	5.27	1.82	1.01
N	51				

Na figura 8 apresenta-se o gráfico das distâncias das aberturas ao ponto central respectivo a cada sistema de aberturas, com um distribuição semelhante à normal (K-S com correcção de significância Lilliefors $d=0.144$, $p>0.05$).

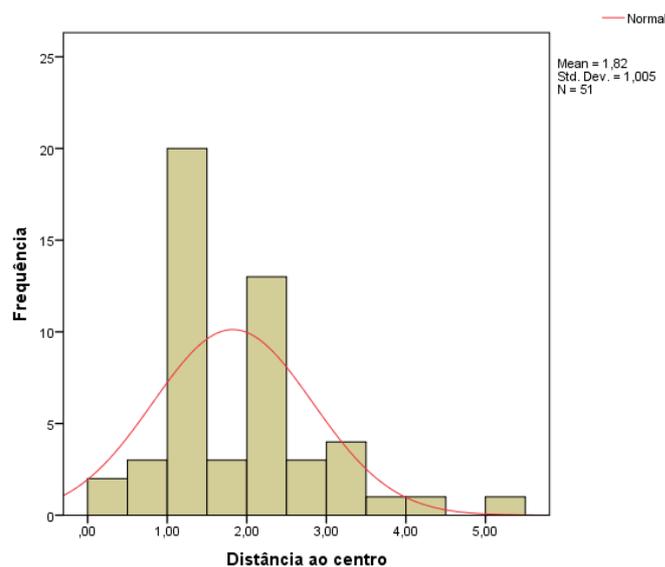


Figura 8 Histograma das distâncias das aberturas ao ponto central do sistema de aberturas

Relativamente às características morfológicas do solo, 130 entradas (90,3%) foram encontradas em solo de consistência suave e as restantes 14 (9,7%) em solo compacto; 50 das 130 (38,4%) encontradas em solo suave estavam também escavadas em taludes sendo que, das encontradas em solo compacto, apenas 2 (14,2%) foram

escavadas em taludes (tabela XIV). A relação entre ambos não é significativa, pois Chi-quadrado Pearson = 3.202, $p > 0.05$).

Tabela XIV Tabela cruzada das variáveis Solo * Talude

		Talude		Total
		Não (0)	Sim (1)	
Dureza	suave	80	50	130
	compacto	12	2	14
Total		92	52	144

A tabela XV mostra o cruzamento entre o uso da abertura e a consistência do solo onde esta se encontrava. Das 130 entradas encontradas em solo suave 101 estariam a ser usadas (77,7%) e das 14 encontradas em solo compacto, apenas 5 (35,7%) seriam usadas. A relação entre a dureza do solo e a actividade da entrada é estatisticamente significativa (Chi-quadrado Pearson = 11.465, $p < 0.05$).

Tabela XV Tabela cruzada das variáveis Solo * Uso

		Uso		Total
		Não (0)	Sim (1)	
Dureza	suave	29	101	130
	compacto	9	5	14
Total		38	106	144

A análise da tabela XVI mostra que 83 das 109 aberturas (76%) protegidas estariam a ser usadas, não existindo uma relação estatisticamente significativa entre as duas variáveis (Chi-quadrado Pearson = 1.484 $p > 0.05$).

Tabela XVI Tabela cruzada das variáveis Protecção * Uso

		Uso		Total
		Não (0)	Sim (1)	
Protecção	Não (0)	12	23	35
	Sim (1)	26	83	109
Total		38	106	144

Relativamente ao tipo de cobertura de solo, são apresentados os histogramas para cada tipo em seguida.

A figura 9 mostra o histograma da cobertura de solo relativamente à vegetação herbácea, verificando-se uma maior representação da classe 4 [76-100%], com 51,4% das observações.

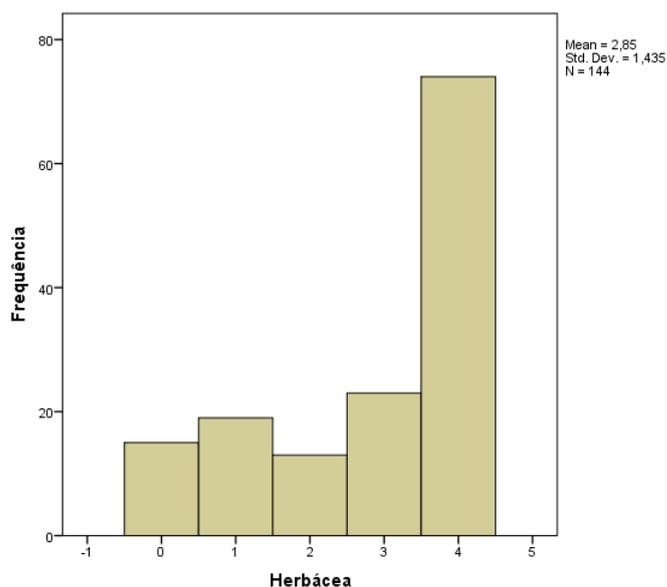


Figura 9 Histograma da cobertura herbácea, em cada abertura, por classes: 0 = 0%; 1 = [1-25%]; 2 = [26-50%]; 3 = [51-75%]; 4 [76-100%]

A figura 10 representa o histograma para a cobertura de solo arbórea, havendo maior presença das classes 3 [51-75%] e 4 [76-100%], correspondendo a 56,3% das observações.

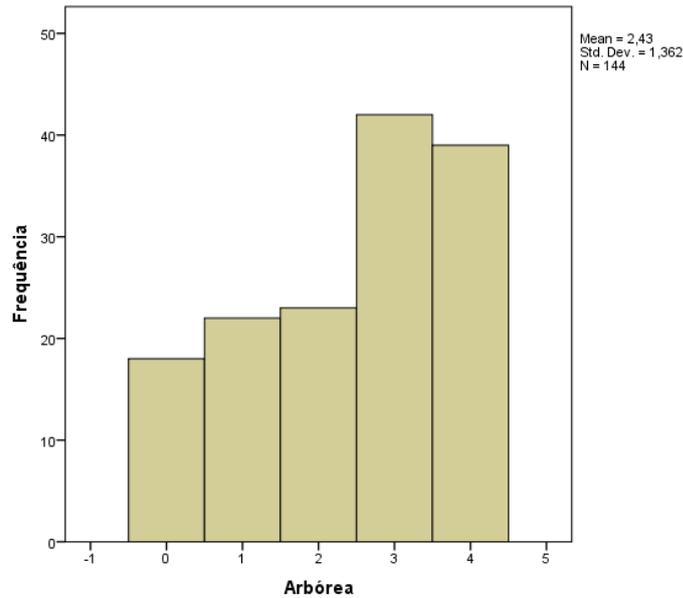


Figura 10 Histograma da cobertura arbórea, em cada abertura, por classes: 0 = 0%; 1 = [1-25%]; 2 = [26-50%]; 3 = [51-75%]; 4 [76-100%]

Para a vegetação arbustiva foram definidos dois parâmetros, cobertura e altura média dos arbustos, quando presentes, apresentados na página seguinte.

A figura 11 mostra o histograma para a cobertura arbustiva, evidenciando que as primeiras classes, 0 e 1 [1-25%] são as menos representativas, com apenas 18% das observações.

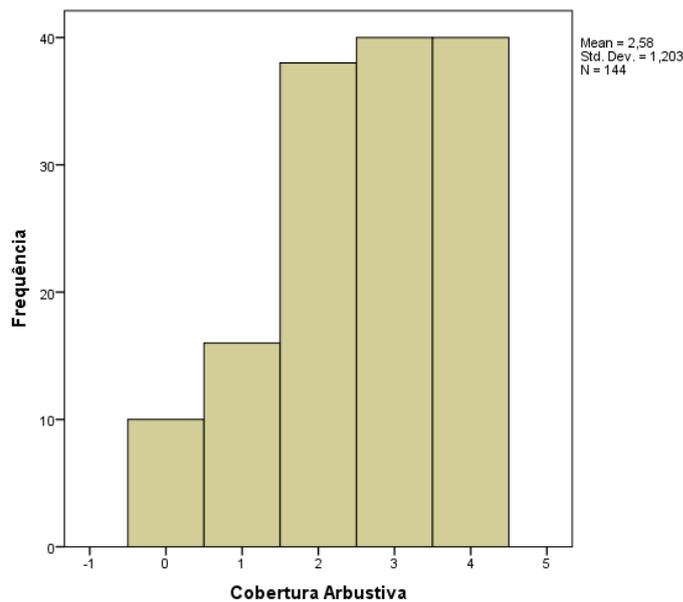


Figura 11 Histograma da cobertura arbustiva, em cada abertura, por classes: 0 = 0%; 1 = [1-25%]; 2 = [26-50%]; 3 = [51-75%]; 4 [76-100%]

Relativamente à altura dos arbustos, o histograma (figura 12) mostra predomínio da classe 3 [51-75%] com 48,5% das observações.

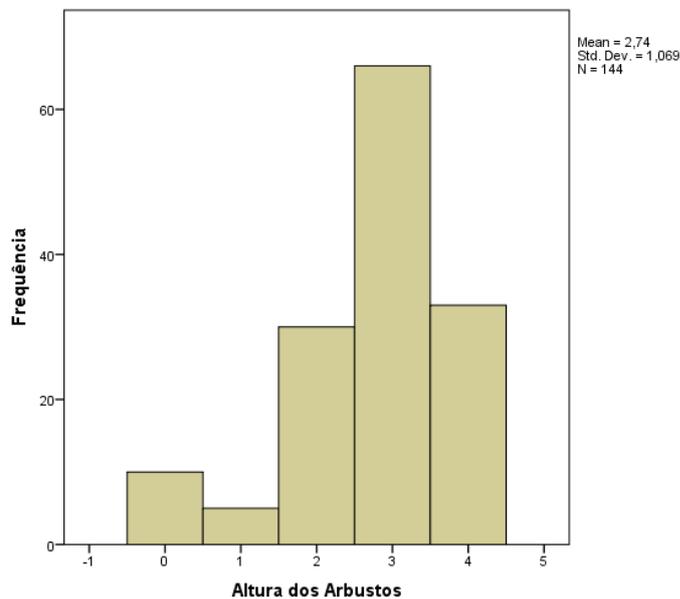


Figura 12 Histograma da altura média dos arbustos (m), em cada abertura, por classes: 0 = 0%; 1 = [1-25%]; 2 = [26-50%]; 3 = [51-75%]; 4 [76-100%]

Depois de recenseadas todas as entradas, as coordenadas GPS foram transpostas para SIG e foi elaborado um mapa com a geolocalização de cada entrada (figura 13).

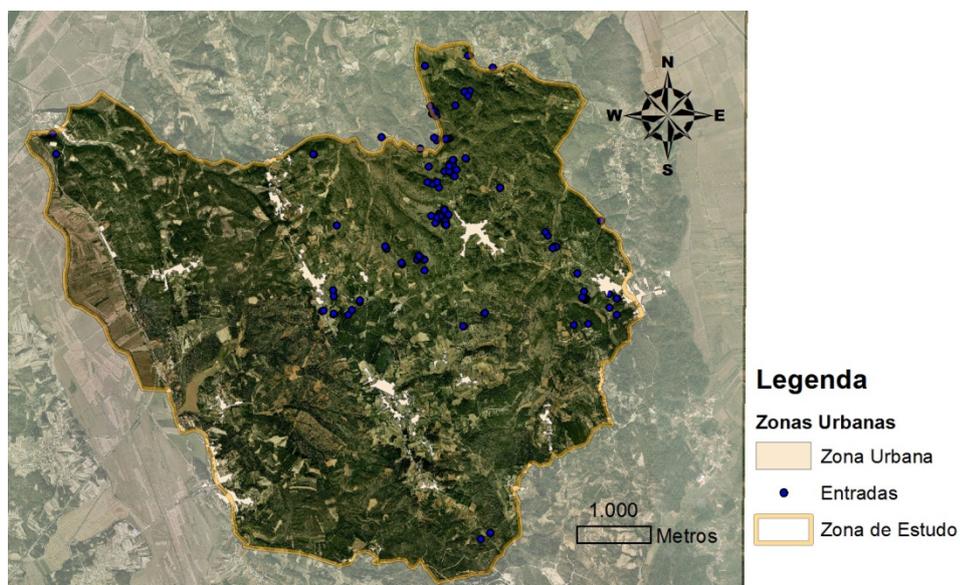


Figura 13 Mapa com a localização das entradas recenseadas

2.2 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Para o cálculo das variáveis altitude, declive e exposição foi, primeiro, construído um modelo digital do terreno, circunscrito à zona de estudo, representado na figura 14.

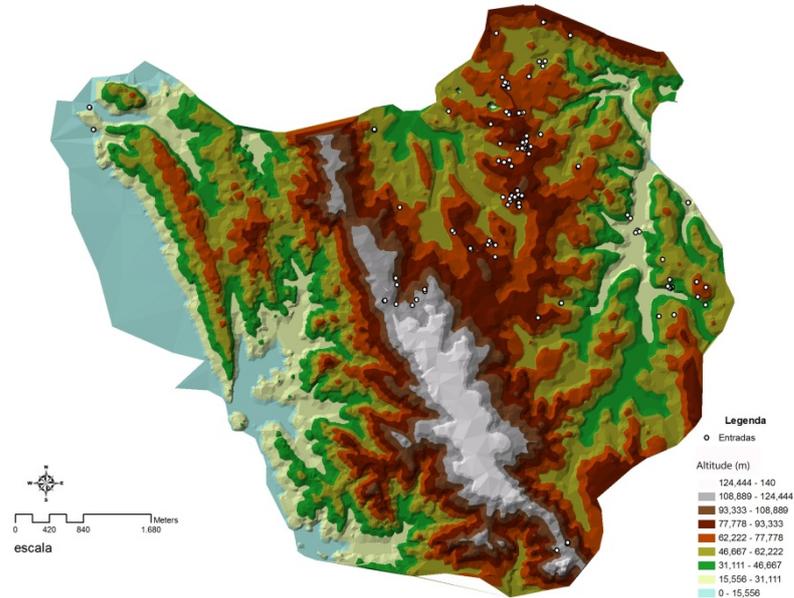


Figura 14 Modelo digital de terreno da zona de estudo

Em SIG, através de uma extracção de valores, determinaram-se as altitudes correspondentes a cada entrada.

A análise do histograma da altitude onde se encontravam as aberturas (figura 15) revela uma distribuição diferente da normal (K-S com correcção de significância Lilliefors $d=0.178$, $p < 0.05$), com maior distribuição das aberturas entre as altitudes 60 e 90m (59,7%) e média de altitude de 69.79m.

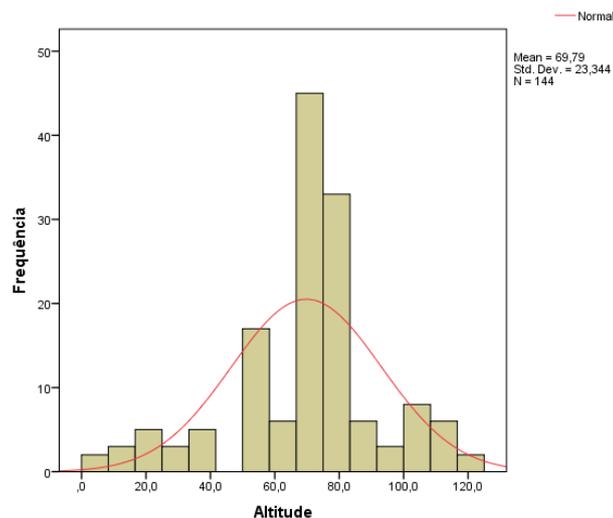


Figura 15 Histograma da altitude de cada entrada

Foi construído o modelo digital do declive do terreno, apresentado na figura 16.

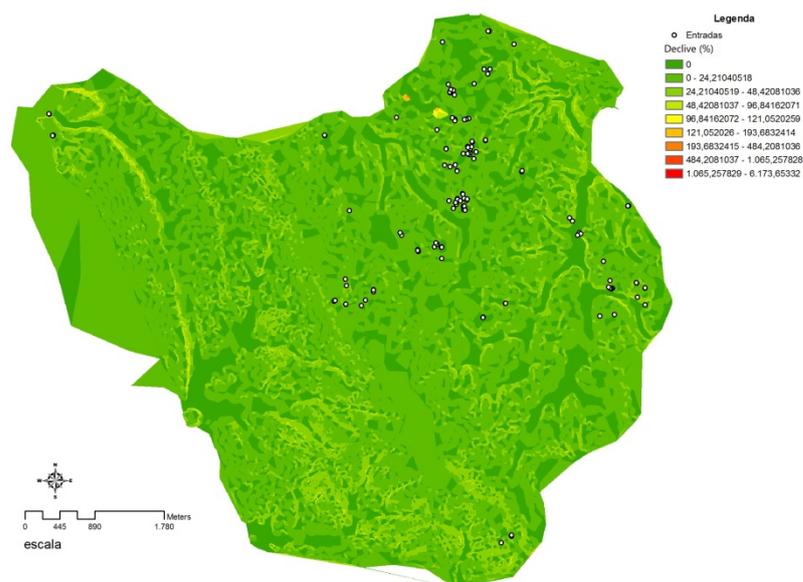


Figura 16 Carta de declives da zona de estudo (em %)

Usando novamente a extração de valores em SIG, foi determinado o declive subjacente a cada abertura. Os declives distribuem-se de forma desigual pelas entradas (K-S com correcção de significância Lilliefors = 0.185, $p < 0.05$), como se pode depreender pelo histograma da figura 17.

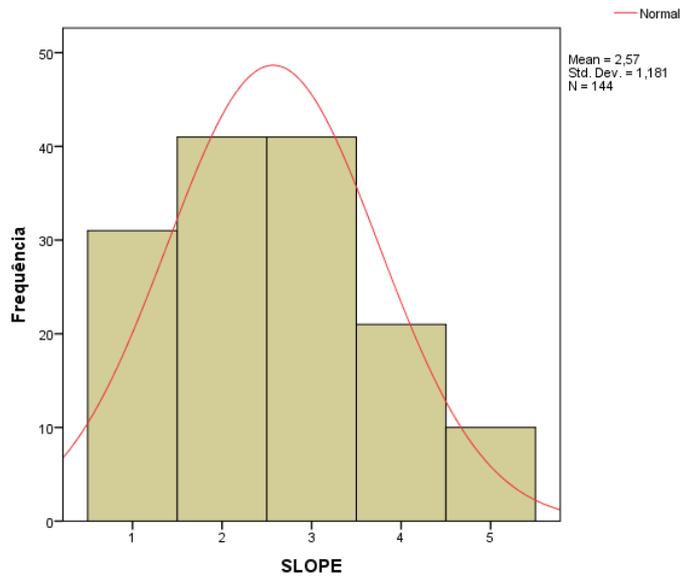


Figura 17 Histograma dos declives de cada entrada, por classes: 1 = [0-7%]; 2 = [8-14%]; 3 = [15-21%]; 4 = [22-28%]; 5 > 28%

Similarmente ao que foi feito para o declive, obteve-se também a carta de exposições para a zona de caça (figura 18).

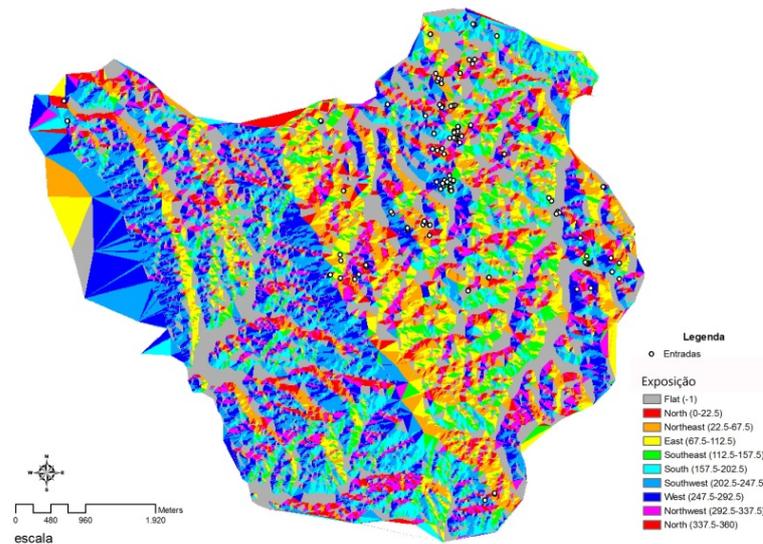


Figura 18 Carta de exposições da zona de estudo

Também a distribuição das exposições pelas entradas não segue a normalidade, K-S com correcção de significância Lilliefors = 0.197, $p < 0.05$. O histograma da distribuição das exposições está representado na figura 19.

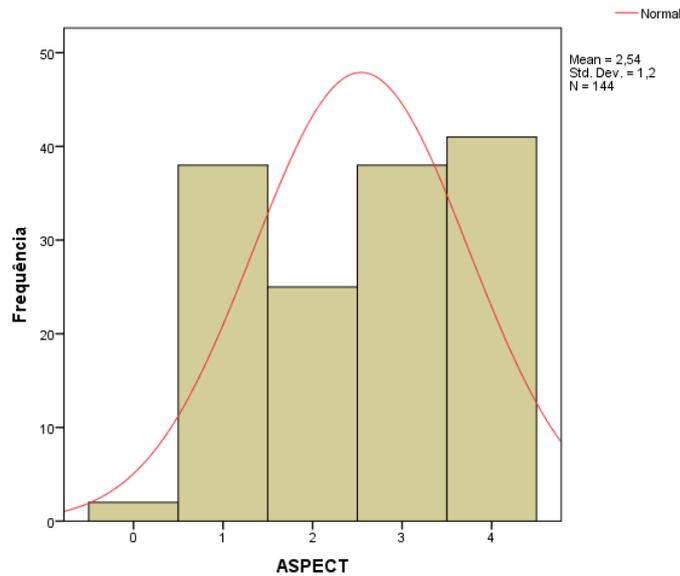


Figura 19 Histograma das exposições para cada entrada por classes: 0 – sem exposição; 1 – Norte; 2 – Sul; 3 – Este; 4 – Oeste

A figura 20 representa a o modelo digital terrestre da zona de estudo com a disposição das linhas de água.

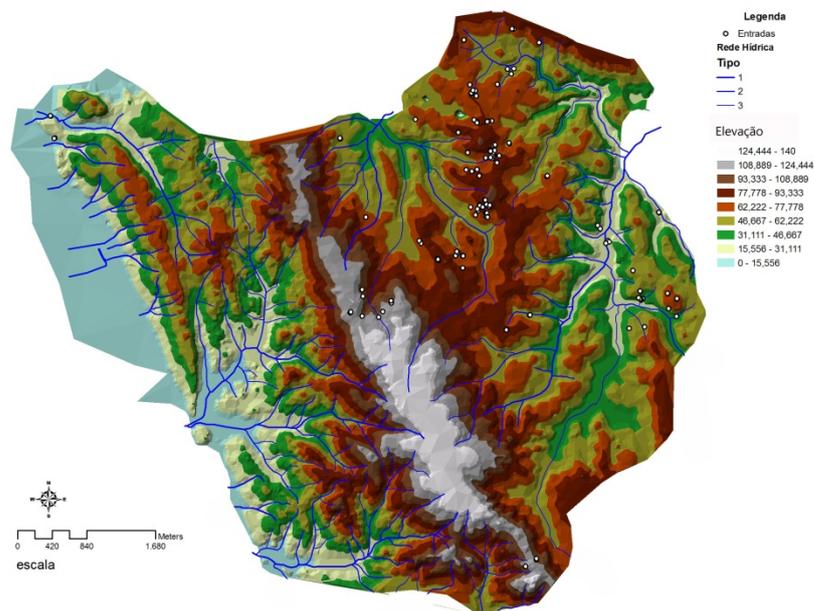


Figura 20 Modelo digital terrestre com as linhas de água.

A análise do histograma da distância das entradas à linha de água mais próxima, representado pela figura 21, revela uma distribuição semelhante a uma distribuição

normal (K-S com correcção de significância Lilliefors = 0.087, $p > 0.05$), em que o valor médio dessa distância se situa nos 123.07m.

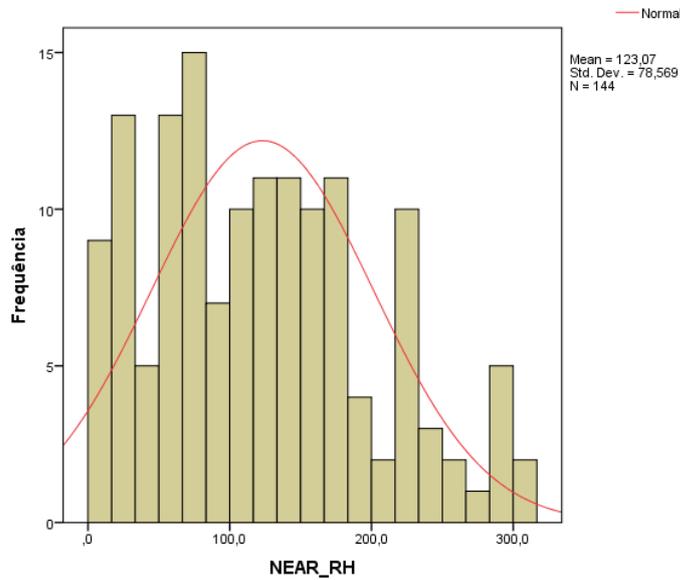


Figura 21 Histograma da distância das entradas à linha de água mais próxima

Para a representação do uso do solo da zona de estudo elaborou-se o mapa da paisagem da mesma zona, tendo por base os critérios de classificação do CLC2006 (figura 22). Como a ocupação pelas redes viárias também foi examinada, esta está igualmente representada no mapa.

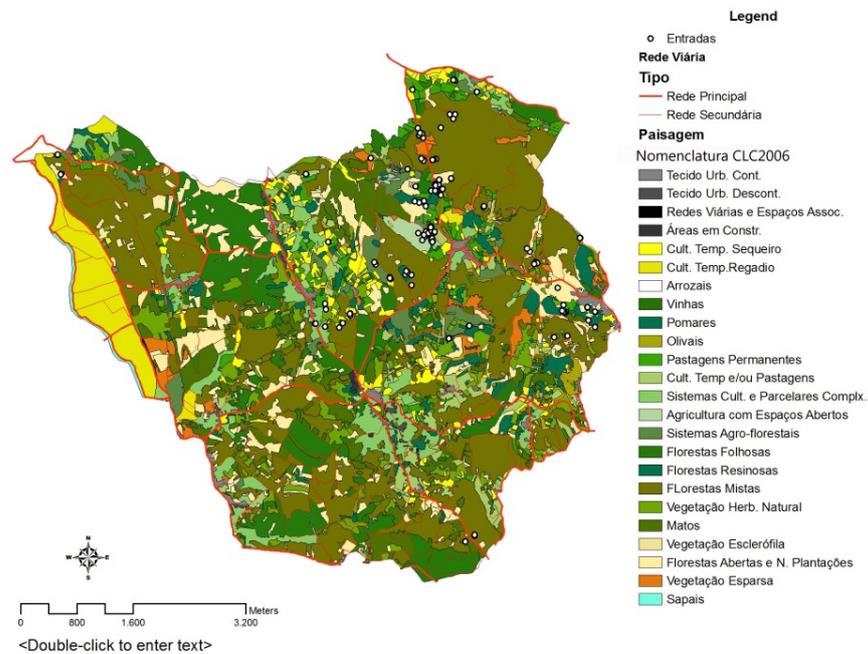


Figura 22 Mapa da paisagem da zona de estudo, segundo a classificação CLC2006, com as redes viárias

O gráfico 23 mostra a os valores totais e médios da ocupação por cada categoria paisagística definida, agrupados segundo o 1º nível da classificação CLC2006, para a zona de estudo, evidenciando uma maior ocupação de terreno por paisagem florestal (folhosas, resinosas e mistas).

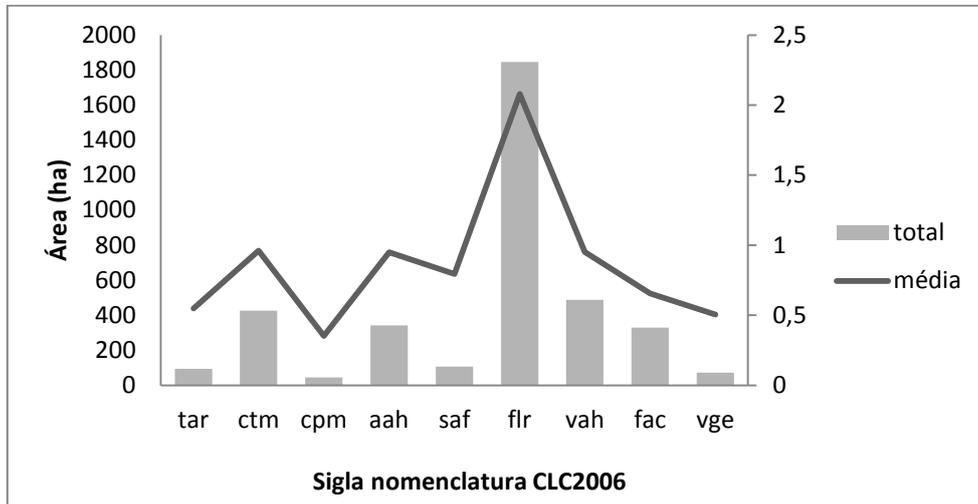


Figura 23 Gráfico da ocupação total e média de cada *patch* agrupado

2.3 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS ESPACIAIS

As variáveis espaciais usadas, ou seja, variáveis com significado biológico que apreendam a configuração espacial local, foram a distância à entrada mais próxima (NEAR_DIST) e o número de entradas num raio de 200m (DNS_200m). O histograma da figura 24 representa a distância de cada entrada à entrada mais próxima.

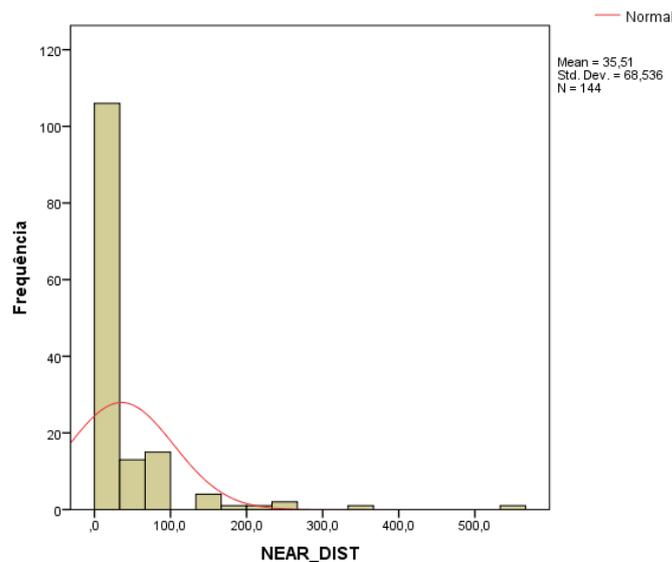


Figura 24 Histograma da distância entre as entradas recenseadas

Analisando o histograma nota-se um claro desvio da distribuição para os valores correspondentes a menor distância entre as entradas: cerca de 93,1% das entradas da amostra distanciam menos de 100m da entrada mais próxima. A distância mínima à entrada mais próxima é de 1m e a máxima de 544.5m, sendo a distância média entre entradas de 35.51m.

Por sua vez, a distribuição do número de entradas num raio de 200m é representado pelo histograma da figura 25.

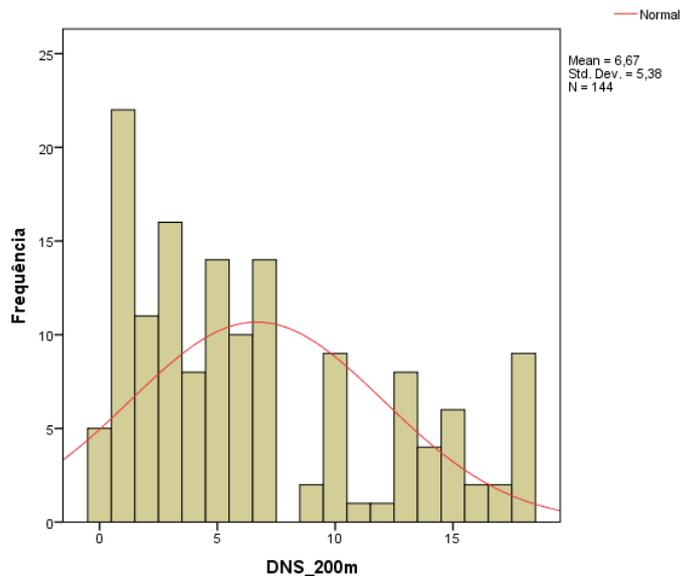


Figura 25 Histograma do número de entradas num raio de 200m

O número médio de entradas num raio de 200m é de 6.67, com distribuição significativamente diferente da normal (K-S com correcção de significância Lilliefors = 0.170, $p < 0.05$).

Tabela XVII Frequência do número de entradas num raio de 200m

Nº entradas	Frequência	%	% Cumulativa
1	5	3,5	3,5
2	22	15,3	18,8
3	11	7,6	26,4
4	16	11,1	37,5
5	8	5,6	43,1
6	14	9,7	52,8
7	10	6,9	59,7
8	14	9,7	69,4
9	2	1,4	70,8
11	9	6,3	77,1

12	1	0,7	77,8
13	1	0,7	78,5
14	8	5,6	84
15	4	2,8	86,8
16	6	4,2	91
17	2	1,4	92,4
18	2	1,4	93,8
19	9	6,3	100
Total	144	100	

A frequência do número de entradas num raio de 200m, incluindo a que serve de centro à circunferência, estende-se entre 1 (5 entradas = 3,5%) e 19 entradas (9 entradas = 6,3%); 15,3% das entradas (22) têm outra entrada na vizinhança de 200m (tabela XVII)

2.4 CONSTRUÇÃO DO MODELO

A multicolineariedade entre variáveis foi testada através dos valores da tabela de correlação e as variáveis a excluir do modelo foram escolhidas pelo seu desvio padrão (tabela XVIII).

Tabela XVIII Valores de correlação e do desvio padrão (D. P) para cada uma das variáveis do uso do solo. Os valores do desvio padrão a vermelho foram excluídos do modelo seguinte.

Variável	TAR	RV	CTM	CPM	AAH	SAF	FLR	VAH	FAC	VGE
TAR	1.000	-.001	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
RV	-.001	1.000	.000	.000	-.001	.000	.000	-.001	.000	.000
CTM	1.000	.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
CPM	1.000	.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
AAH	1.000	-.001	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
SAF	1.000	.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
FLR	1.000	.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
VAH	1.000	-.001	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
FAC	1.000	.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
VGE	1.000	.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
D. P (1)	678.083	11.996	678.098	678.150	678.078	678.079	678.079	678.079	678.080	678.079
D. P (2)	-	11.405	-	-	.919	1.188	.536	1.001	1.002	1.567
D. P (3)	-	-	-	-	.862	1.148	.509	.915	.968	1.469

Para a construção do modelo da presença e ausência de aberturas foram tentados vários métodos de entrada de variáveis, optando-se no final por aquele com menor razão de verossimilhança (*likelihood ratio*) – o método *enter* (tabela XIX).

Tabela XIX Valores de verossimilhança e de significância para cada um dos modelos

Método		Likelihood ratio	Chi-Square	df	Sig.
Forward	Stepwise	209.998	189.255	4	.000
(Likelihood Ratio)					
Backward	Stepwise	197.666	201.586	7	.000
(Likelihood ratio)					
Enter		192.167	207.086	17	.000

Escolhido o método *enter*, foram analisados os valores Cox & Snell R square, Nagelkerke R square e os valores Hosmer & Lemeshow para verificar a adequação geral do modelo (Tabela XX).

Tabela XX Valores usados para analisar a adequação geral do modelo

Cox & Snell R Square	Nagelkerke R Square	Hosmer & Lemeshow Test		
		Chi-square	df	Sig.
0.513	0.684	4.026	8	.855

Analisando o valor Nagelkerke R Square (ajuste do valor Cox & Snell R Square), pode dizer-se que o modelo escolhido explica 68% da variação na presença de aberturas. Por seu lado, o valor do teste Hosmer & Lemeshow não é significativo ($p > 0.005$), aceitando-se a hipótese nula de que não há diferenças entre os valores observados e os previstos pelo modelo para a variável dependente, ou seja, a previsão do modelo não é estatisticamente diferente dos valores observados. Optou-se por não incluir a variável NEAR_DST no modelo final pois com ela o valor do teste Hosmer & Lemeshow passava a ser bastante significativo ($p=0.000$).

A tabela de classificação (tabela XXI) apresenta uma taxa de sucesso global das previsões de 85,4%.

Tabela XXI Tabela de classificação

Observados		Previstos		
		Entrada		% Correcta
		Não-entrada	Entrada	
Entrada	Não-entrada	131	13	91,0
	Entrada	29	115	79,9
	% Global			85,4

O modelo classifica correctamente 79,9% das amostras (115/144 = 0.798) onde o valor previsto (entrada) foi observado – este valor representa a sensibilidade da previsão; por sua vez, a especificidade do modelo, ou seja, a percentagem de não ocorrências (não-entradas) correctamente previstas é de 91,0% (131/144 = 0.909). A tabela XXI apresenta ainda 9% (13/144 = 0.090) de falsos positivos, ou seja, a previsão de uma entrada quando de facto se tratava de uma não-entrada; e 20,1% de falsos negativos, ou seja, a previsão errou 29 das 144 vezes que previu uma não-entrada.

A tabela XXII mostra que a percentagem de áreas agrícolas heterogéneas (AAH), de sistemas agro-florestais (SAF), florestas (FLR), de vegetação arbustiva e herbácea (VAH) e de florestas abertas ou cortes (FAC) são estatisticamente significantes para o modelo. Como demonstrado por I. C. Barrio (2009), também aqui o número de entradas num raio de 200m (DST_200m) é estatisticamente significativo.

Tabela XXII Regressão logística para a presença/ausência de aberturas

	B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)	95% C.I.for EXP(B)	
							Lower	Upper
ALT	.011	.008	1.675	1	.196	1.011	.994	1.027
SLOPE_CODE			1.073	4	.898			
SLOPE_CODE(1)	.471	.671	.492	1	.483	1.601	.430	5.959
SLOPE_CODE(2)	.276	.541	.261	1	.609	1.318	.457	3.805
SLOPE_CODE(3)	.488	.623	.614	1	.433	1.630	.480	5.528
SLOPE_CODE(4)	.572	.683	.701	1	.403	1.771	.464	6.756
ASP_CODE			1.955	4	.744			
ASP_CODE(1)	.284	1.009	.079	1	.778	1.328	.184	9.597
ASP_CODE(2)	.192	1.033	.035	1	.852	1.212	.160	9.170
ASP_CODE(3)	-.410	1.006	.166	1	.684	.664	.092	4.769
ASP_CODE(4)	-.118	1.017	.014	1	.907	.888	.121	6.522
NEAR_RH	.000	.002	.004	1	.950	1.000	.996	1.004
AAH	-5.139	1.464	12.322	1	.000	.006	.000	.103
SAF	-2.764	1.363	4.111	1	.043	.063	.004	.912
FLR	-3.489	.718	23.598	1	.000	.031	.007	.125
VAH	-2.965	1.103	7.232	1	.007	.052	.006	.447
FAC	-2.815	1.284	4.808	1	.028	.060	.005	.742
VGE	-3.294	1.875	3.087	1	.079	.037	.001	1.463
DNS_200m	.920	.140	42.989	1	.000	2.509	1.906	3.303
Constant	-.500	1.048	.227	1	.633	.607		

a. Variáveis a entrar no 1º passo 1: ALT, SLOPE_CODE, ASP_CODE, NEAR_RH, AAH, SAF, FLR, VAH, FAC, VGE, DMS_200m.

A análise da tabela XXII sugere que a localização está positivamente associada com o número de entradas ($B=0.920$).

Negativamente associada à localização das aberturas estão as variáveis relativas ao uso do solo. As probabilidades associadas a estas variáveis variam entre 0.06 e 0.63.

A equação da regressão logística é dada por $Y = a + b(x)$, em que $b(x)$ corresponde ao valor de B para cada variável; no modelo usado a equação é:

$$Y = -0.500 - 5.139(AAH) - 2.764(SAF) - 3.489(FLR) - 2.965(VAH) - 2.815(FAC) + 0.920(DNS_200m)$$

Ou ainda $ODDS = e^{a+b(x)}$, ou seja,

$$ODDS = e^{-0.500 - 5.139(AAH) - 2.764(SAF) - 3.489(FLR) - 2.965(VAH) - 2.815(FAC) + 0.920(DNS_200m)}$$

A análise do gráfico para a curva ROC (figura 26) mostra 0.917 da área abaixo da curva, com 95% de significância. A área abaixo da curva ROC é também ela diferente de 0.5 uma vez que $p < 0.05$ ($P=0.000$), demonstrando que a regressão classifica as entradas significativamente melhor que devido ao acaso.

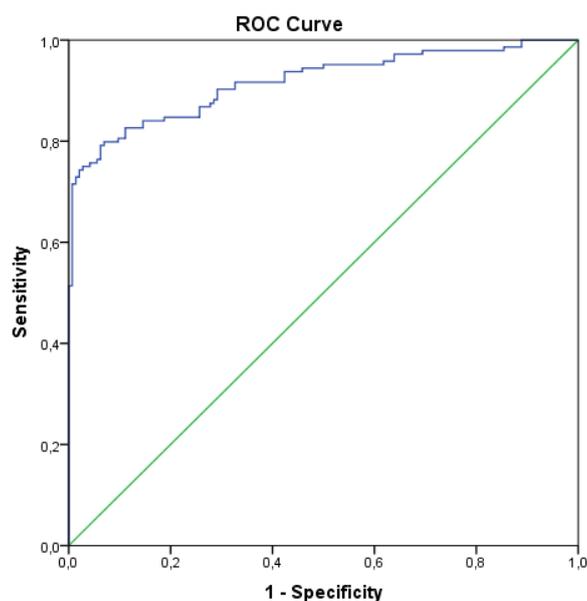


Figura 26 Curva ROC

Foi feito um *bootstrap* com 300 amostras para validação do modelo, apresentando-se os resultados na tabela XXIII.

Tabela XXIII Resultados do *bootstrap* de 300 amostras

	B	Bootstrap ^a				
		Bias	Std. Error	Sig. (2-tailed)	95% Confidence Interval	
					Lower	Upper
ALT	.011	.002	.011	.266	-.007	.035
SLOPE_CODE(1)	.471	.039	.837	.515	-1.017	2.240
SLOPE_CODE(2)	.276	.044	.653	.621	-.915	1.621
SLOPE_CODE(3)	.488	.023	.709	.432	-.799	2.076
SLOPE_CODE(4)	.572	.051	.822	.409	-1.191	2.359
ASP_CODE(1)	.284	1.705	5.932	.651	-1.941	20.205
ASP_CODE(2)	.192	1.728	6.000	.701	-2.407	20.243
ASP_CODE(3)	-.410	1.629	6.009	.651	-2.841	19.528
ASP_CODE(4)	-.118	1.610	5.944	.817	-2.355	19.616
Step 1 NEAR_RH	.000	.000	.003	.953	-.006	.006
AAH	-5.139	-.998	1.797	.003	-10.357	-3.012
SAF	-2.764	-.546	1.827	.033	-7.444	.165
FLR	-3.489	-.586	.872	.003	-6.038	-2.669
VAH	-2.965	-.540	1.244	.003	-5.886	-1.269
FAC	-2.815	-.444	1,625	.030	-6.697	-.480
VGE	-3.294	-.649	3.281	.113	-11.349	2.235
DNS_200m	.920	.119	.167	.003	.749	1.420
Constant	-.500	-1.660	6.030	.518	-20.750	1.639

a. Os resultados do *bootstrap* são baseados 300 amostras

A tabela XXIII mostra que as variáveis estatisticamente significativas para a elaboração do modelo continuam a sê-lo depois de efectuado o *bootstrap*.

2.4.1 CARTOGRAFIA DO MAPA PREDITIVO

A probabilidade associada a cada quadrícula foi calculada pela fórmula:

$$P = \frac{ODDS}{1 + ODDS}$$

O mapa preditivo da probabilidade de presença de tocas foi cartografado (figura 27) e é representativo de adequabilidade de habitat.

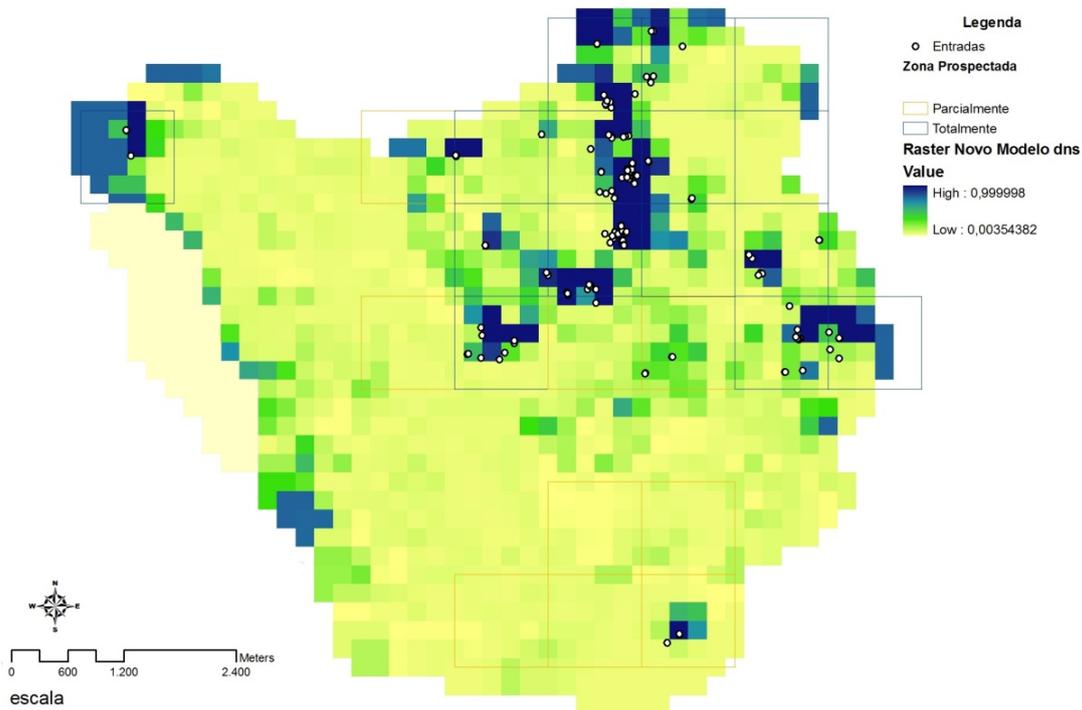


Figura 27 Mapa preditivo da presença de tocas para a área de estudo

O mapa apresenta o valor da probabilidade da presença de tocas numa quadrícula de 200m de lado, variando entre 0,4% e 99%. A probabilidade foi calculada para toda a extensão da área de estudo mas, como a área não foi toda prospectada, a análise do mapa deve centrar-se nas zonas parcial e totalmente prospectadas. Por este motivo, o modelo não é aplicável às zonas não prospectadas pois aí não existe informação acerca de presença de tocas. O mapa da probabilidade aplicável a toda a área de estudo, zonas não prospectadas inclusive (não tem em consideração a informação acerca da presença de tocas) pode ser consultado no anexo III.

Uma quadrícula considera-se como adequada à presença de tocas quando a probabilidade associada é maior que 50 ($p > 0.5$), ou seja, a probabilidade de aí encontrar uma toca é maior que a probabilidade de não encontrar. A análise do mapa da figura 27 revela que a probabilidade da presença de tocas é maior nas zonas onde já se verifica a presença de tocas e nas áreas vizinhas. No conjunto das quadrículas adequadas ($p > 0.5$) verificou-se um elevado índice de fragmentação paisagística (*Shannon's Diversity Index*, SHDI=6.89).

Capítulo 5 – Discussão

1. ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS POPULAÇÕES DE *ORYCTOLAGUS CUNICULUS*

Os níveis de abundância de coelho-bravo registados na área de estudo são similares aos registados para outras zonas em Portugal Continental (Carvalho e Gomes 2003) (Alves e Ferreira 2004), sendo no entanto inferiores aos registados em outras áreas da Península Ibérica (Lombardi, et al. 2003). O efeito cumulativo da incidência de doenças virais, o tipo de habitat e a predação é apontado como uma das causas impeditivas do restabelecimento das populações de coelho-bravo para números anteriores (Delibes-Mateos, Ferreras e Villafuerte 2008). Oscilações do número das populações são também passíveis de ocorrer sazonalmente, com decréscimo no Verão (Villafuerte, Lazo e Moreno 1997). Apesar de não se poder confirmar esta variação com outras estações para a zona de estudo, estudos anteriores realizados em Portugal Continental revelam também esta tendência (Ferreira e Alves 2009).

A área de estudo é maioritariamente constituída por florestas e vegetação arbustivo-herbácea, reflectindo poucos esforços no sentido da gestão de habitats. A gestão de habitats é uma medida que influencia positivamente a abundância do coelho-bravo (Ferreira e Alves 2009), podendo esta falta de gestão ser explicativa da baixa abundância registada. Por outro lado, o facto de o estudo ter sido levado a cabo numa zona de caça com pouca regulação cinegética também deve ser tomado em conta para explicar a baixa abundância de coelho-bravo (Angulo e Villafuerte 2003).

O mapa da abundância de coelho-bravo na área de estudo sugere uma distribuição bimodal, com os valores mais elevados da abundância registados nos lados Este e Oeste. A separação entre estas duas subzonas parece ocorrer ao nível da superfície de maior altitude dentro da zona de caça, propondo a existência de duas populações distintas entre os dois lados.

Apesar das latrinas serem o indício da presença de coelho-bravo mais usado para a determinação da sua abundância, não se verificou uma relação de causalidade entre esse indício e o número de tocas encontradas na mesma área. Este resultado pode, no entanto, ter sofrido alguma distorção uma vez que a amostra utilizada era escassa, não permitindo obter resultados estatisticamente mais conclusivos.

2. MODELO PREDITIVO

As tocas são indispensáveis para o entendimento da biologia do coelho-bravo; conhecer os factores que determinam os padrões naturais da sua distribuição é fundamental para compreender as suas dinâmicas populacionais e a organização espacial das suas colónias.

A densidade de tocas registada na área de estudo é baixa ($0,12 \text{ entradas ha}^{-1}$). Em estudos anteriores desenvolvidos no sul de Espanha registaram-se densidades superiores, nomeadamente numa zona de caça na Sierra Morena, Córdoba ($0,33 \text{ tocas ha}^{-1}$ (Barrio, Bueno e Tortosa 2009)) e no Parque Nacional Doñana ($3.1-14.5 \text{ tocas ha}^{-1}$ (Lombardi, et al. 2003)). Durante a prospecção de tocas encontraram-se corredores circulares na vegetação arbustiva e matos com diâmetro similar ao das entradas e com excrementos de coelho-bravo. Estes não foram considerados tocas, mas a baixa densidade de tocas registada pode dever-se a este facto, e o coelho-bravo utilizar as extensas áreas de vegetação arbustiva e matos como substituto das tocas para abrigo e protecção dos predadores.

Apesar das variáveis ambientais poderem ser consideradas bons preditores da localização de tocas em habitats com elevada densidade populacional de coelho-bravo (Palomares 2003b) em ambientes de baixa densidade estas variáveis desempenham um papel secundário (Barrio, Bueno e Tortosa 2009). Por este motivo, no presente estudo foram também incluídas variáveis referentes às interacções bióticas e reflectoras da estrutura e organização espacial da espécie. Os resultados vão de encontro aos resultados obtidos por Barrio, Bueno e Tortosa (2009), mostrando que a localização de tocas está dependente de factores ambientais e de factores espaço-organizacionais inerentes às colónias.

O modelo construído revela que o uso do solo é influente na determinação do local das tocas. O facto de no modelo as variáveis do uso do solo influenciarem negativamente a localização das tocas pode ser indicador de uma preferência por habitats heterogéneos, em oposição a habitats predominantemente constituídos por monoculturas. Dado que o *home range* do coelho-bravo é de 200m, o facto de que o valor do índice de diversidade (SHDI=6,89) para o conjunto das quadrículas adequadas ($p > 0.5$) ser elevado sugere que as quadrículas apresentam vários tipos de habitat. Assim é possível encontrar manchas agro-florestais, florestais, agrícolas heterogéneas ou arbustivas distribuídas pela mesma quadrícula. Isto permite ao coelho-bravo o acesso

fácil a áreas de alimentação e a áreas de protecção (Lombardi, et al. 2003), fixando-se e construindo tocas nessas áreas.

O modelo mostra que a construção natural de tocas é directamente proporcional à densidade de tocas já existentes, demonstrando uma preferência pelas áreas de maior densidade e áreas contíguas. Assim, as zonas mais apropriadas ao aparecimento natural de novas tocas, ou à construção de tocas artificiais, são aquelas que se encontram nas quadrículas com elevada densidade de tocas naturais já existentes, e quadrículas vizinhas. Estes resultados revelam-se úteis na identificação de novas áreas onde a construção de tocas artificiais seja melhor sucedida como medida de conservação.

3. APLICAÇÃO NAS ACÇÕES DE REPOVOAMENTO

As acções de repovoamento são a ferramenta mais usada para aumentar o número das populações de coelho-bravo, especialmente em zonas de caça (Calvete, Estrada e Angulo, et al. 2004).

A primeira etapa de uma acção de repovoamento passa por conhecer melhor o estado das populações da espécie a ser repovoada. A primeira etapa da presente dissertação passou assim pelo conhecimento dos níveis populacionais de coelho-bravo na área de estudo, após a qual foi possível cartografar a abundância da espécie.

Alguns esforços focados nas tocas de coelho-bravo têm sido feitos com o objectivo de manter e recuperar as populações (Palomares 2003b), sabendo-se que os coelhos-bravos fazem uso de tocas artificiais que tenham sido construídas como medida de gestão de habitat (Catalán, Rodriguez-Hidalgo e Tortosa 2008). Por este motivo, o estudo da organização espacial das colónias de coelho-bravo na área de estudo foi importante, pois permitiu conhecer melhor os factores influentes na localização das tocas – parte fulcral da biologia do coelho-bravo.

Aplicando o modelo a acções de repovoamento, estas deveriam ser direccionadas às áreas indicadas como mais adequadas. Estas áreas apresentam as melhores características para o aparecimento de tocas naturais, podendo também ser usadas para a construção de tocas artificiais. Os locais apontados como adequados devem sempre ser observados no campo, de forma que características particulares possam ser identificadas e avaliadas. O conhecimento das áreas mais adequadas à construção de tocas é uma medida de gestão de habitat baseada na estrutura social e espacial dos

indivíduos adaptados ao meio, permitindo ultrapassar algumas desvantagens de um repovoamento (Catalán, Rodríguez-Hidalgo e Tortosa 2008).

Em especial para a área de estudo, onde ocorrem repovoamentos ocasionais por parte dos caçadores, seria importante ter em conta os resultados deste estudo. Os repovoamentos deveriam acontecer primeiramente nas áreas mais adequadas (e na sua vizinhança), pois revelaram ser as com condições mais favoráveis ao estabelecimento de novas colónias.

Estudos posteriores que incluam repovoamentos em conjunto com a construção de tocas artificiais nas zonas mais adequadas devem ser elaborados no futuro para confirmar a efectiva adequação das áreas. Levantamentos da abundância devem ser também realizados no futuro, para analisar a variação da população após as acções de repovoamento.

Capítulo 6 - Referências Bibliográficas

- Alves, P. C., e C. Ferreira. “Determinação da abundância relativa das populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) em Portugal Continental.” ICETA/CIBIO, Universidade do Porto, Porto, 2004, 32.
- Angulo, E., e R. Villafuerte. “Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations.” *Biological Conservation* 115 (2003): 291-301.
- Arenas, A., et al. “Captive Breeding of Wild Rabbits: Techniques and Population Dynamics.” *Journal of Wildlife Management* 70, n.º 6 (2006): 1801-1804.
- Barrio, I. C., C. G. Bueno, e F. S. Tortosa. “Improving predictions of the location and use of warrens in sensitive rabbit populations.” *Animal Conservation*, 2009: 426-433.
- Biju-Duval, C., et al. “Mitochondrial DNA Evolution in Lagomorphs: origins of Heteroplasmy and organization of diversity in European Rabbits.” *Journal of Molecular Biology* 33 (1991): 92-102.
- Blanco, J. C., e R. Villafuerte. *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica*. Madrid: Empresa de Transformación Agraria, S.A., 1993.
- Branco, M., N. Ferrand, e M. Monnerot. “Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene.” *Heredity* 85, n.º 4 (2000): 307-317.
- Calvete, C., e R. Estrada. “Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol.” *Biological conservation* 120 (2004): 507-516.
- Calvete, C., R. Estrada, E. Angulo, e S. Cabezas-Ruiz. “Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape.” *Landscape Ecology* 19 (2004): 531-542.
- Calvete, C., R. Villafuerte, J. Lucientes, e J. Osacar. “Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain.” *Journal of Zoology* 241 (1997): 271-277.
- Carvalho, J. C., e P. Gomes. “Habitat suitability model for european wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) with implications for restocking.” *Game and Wildlife Science* 20, n.º 4 (2003): 287-301.

- Catalán, I., P. Rodríguez-Hidalgo, e F. S. Tortosa. “Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement?” *European Journal of Wildlife Research* 54 (2008): 449-453.
- Costa, J., C., C. Aguiar, J., H. Capelo, M. Lousã, e C. Neto. *Biogeografia de Portugal Continental*. Vol. 0. Quercetea, 1998.
- Delibes-Mateos, M., A. Rodríguez, e P. Ferreras. *Action Plan for the conservation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Europe*. Council of Europe, 2000, 43.
- Delibes-Mateos, M., P. Ferreras, e R. Villafuerte. “Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match?” *European Journal of Wildlife Research* 55, n.º 1 (2009): 65-69.
- Delibes-Mateos, M., P. Ferreras, e R. Villafuerte. “Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain.” *Biodiversity and Conservation* 17 (2008): 550-574.
- Delibes-Mateos, M., S., M. Redpath, E. Angulo, P. Ferreras, e R. Villafuerte. “Rabbits as a keystone species in southern Europe.” *Biological Conservation* 137 (2007): 149-156.
- Dellafiore, Claudia M., Juan B. Gallego Fernández, e Sara Muñoz Vallés. “Habitat use for warren building by European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in relation to landscape structure in a sand dune system.” *Acta Oecologica* 33 (2008): 372-379.
- Ferreira, A. “Gestão e Monitorização de um Cercado de Reprodução de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*).” Thesis, Departamento de Zoologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2010, 115.
- Ferreira, C., e P., C. Alves. “Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) populations in Mediterranean ecosystems.” *Eur J Wildl Res* 55 (2009): 487-496.
- Ferrer, M., e J. Negro. “The Near Extinction of Two Large European Predators: Super Specialists Pay a Price.” *Conservation Biology* 18 (2004): 344-349.
- Gálvez, L., et al. “Ecosystem Engineering Effects of European Rabbits.” In *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology, and Conservation*, de P., C. Alves, N. Ferrand e K. Hackländer, 125-139. Berlin: Springer-Verlag, 2008.
- Gibb, J. A. “The European Rabbit *Oryctolagus cuniculus*.” In *Rabbits, hares and pikas: status survey and conservation action plan.*, de J.A. Chapman e J.E.C Flux, 116-120. Gland: IUCN, 1990.
- Hirakawa, H. “Coprophagy in leporids and other mammalian herbivores.” *Mammal Review* 31, n.º 1 (2011): 61-80.

- Jones, C., G, J. H. Lawton, e M. Shachak. "Organisms as ecosystem engineers." *Oikos* 69 (1994): 373-386.
- Lombardi, L., N. Fernandez, S. Moreno, e R. Villafuerte. "Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity." *Journal of Mammalogy*, 2003: 26-36.
- Lombardi, Ludgarda, Néstor Fernández, e Sacramento Moreno. "Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments." *Basic and Applied Ecology* 8 (2007): 453-463.
- Macdonald, D., e P Barret. *Guias FAPAS - Mamíferos de Portugal e da Europa*. 1ª Edição. Porto: FAPAS, 1999.
- Mills, L., S., M., E. Soule, e D., F. Doak. "The keystone-species concept in ecology and conservation." *BioScience* 43, n.º 4 (1993).
- Monnerot, M., et al. "Rabbit and Man: genetic and historic approach." *Genetics Selection Evolution* 26, n.º 1 (1994): 167-182.
- Nowell, K., e P. Jackson. *Wildcats: status survey and conservation action plan*. Glad: World Conservation Union, 1996.
- Palomares, F. "Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment." *Wildlife Society Bulletin* 29 (2) (2001): 578-585.
- Palomares, F. "The negative impact of heavy rains on the abundance of a Mediterranean population of European rabbits." *Mammalian biology* 68, n.º 4 (2003a): 224-234.
- Palomares, F. "Warren building by European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in relation to cover availability in a sandy area." *Journal of Zoology* 259 (2003b): 63-67.
- Pech, R., A. Sinclair, A. Newsome, e P. Catling. "Limits to predator regulation of rabbits in Australia: evidence from predator-removal experiments." *Oecologia* 89 (1992): 102-112.
- Queiroz, AL, et al. "Oryctolagus cuniculus." In *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*, de MJ Cabral, et al., 479-480. Lisboa: Edição. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio & Alvim, 2008.
- Richardson, B., J., R., A. Hayes, S., H. Wheeler, e M., R. Yardin. "Social structures, genetic structures and dispersal strategies in Australian rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) populations." *Behavioral Ecology and Sociobiology* 51, n.º 2 (2002): 113-121.
- Rödel, Heiko G., e Dietrich von Holst Raquel Monclús. "Behavioral styles in European rabbits: Social interactions and responses to experimental stressors." *Physiology & Behavior* 89 (2006): 180-188.

- Rueda, M., S. Rebollo, e L. G. Bravo. "Age and season determine European rabbit habitat use in Mediterranean ecosystems." *Acta Ecologica* 34 (2008): 266-273.
- Smith, A.T., e A.F. Boyer. *Oryctolagus cuniculus*. 2008. <http://www.iucnredlist.org/> (accedido em 01 de 06 de 2011).
- Villafuerte, R. "Oryctolagus cuniculus (Linnaeus, 1758)." In *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*, de J. Gisbert, L.J.P. Muñoz e J.C.B. Gutiérrez, 487-491. Ministerio de Medio Ambiente, 2007.
- Villafuerte, R., A. Lazo, e S Moreno. "Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: Conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain)." *Rev. Ecology (Terre Vie)* 52 (1997): 345-356.
- Villafuerte, R., C. Calvete, C. Blanco J., e J. Lucientes. "Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain." *Mammalia*, 1995: 651-659.
- von Holst, D., H. Hutzelmeyer, P. Kaetzke, M. Khaschei, e R. Schönheiter. "Social rank, stress, fitness, and life expectancy in wild rabbits." *Naturwissenschaften* 86, n.º 8 (1999): 388-93.
- von Holst, D., H. Hutzelmeyer, P. Kaetzke, M. Khaschei, H. Rödel, e H. Schrutka. "Social rank, fecundity and lifetime reproductive success in wild European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*)." *Behavioral Ecology and Sociobiology* 51, n.º 3 (2002): 245-254.
- Ward, D. *Reversing Rabbit Decline: one of the biggest challenges for nature conservation in Spain and Portugal*. IUCN, 2005.

Anexos

Anexo I – folha de registo da abundância

Coelho bravo (*Oryctolagus cuniculus*) Abundância

Observador: _____

Data ___/___/___

Transecto nº _____

Segmento	Uso do Solo	EX [1-5]	EX [6-10]	EX [11-15]	EX [16-20]	LAT	PEG	ENTRADA	OD

Observações:

Código	Uso do solo
INC-POU	Inculto/ Pousio
CUL-REG	Cultura de Regadio
CUL-SEC	Cultura Seco
MATOS	Matos
EUC-CSB	Eucaliptal com Sub-bosque
EUC-SSB	Eucaliptal sem Sub-bosque
PIN-CSB	Pinhal com Sub-bosque
PIN-SSB	Pinhal sem Sub-bosque
POL-CSB	Policultura com Sub-bosque
POL-SSB	Policultura sem sub-bosque

Anexo II – ficha de registo do microhabitat de cada toca

Coelho bravo (*Oryctolagus cuniculus*) microhabitat

Observador: _____

Data ___/___/___

Toca isolada Sistema de tocas

Ref (Sist/Toc) ____/____

N

x

Esquema

N

x

Perfil

Mark: _____

Coord: _____

Utilização: S N

D _____ cm d _____ cm

Cobertura Vegetação

Herbácea	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	%
	_____	_____	_____	_____	_____	%
Arbustiva	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	%
	_____	_____	_____	_____	_____	cm
Arbórea	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	%

Solo:

Distância Toca _____ m

Fotos:

Observações:

Classes: [0] - X; [1-25] - 1; [26-50] - 2; [51-75] - 3; [76-100] - 4

Anexo III – Mapa preditivo da probabilidade para toda a área de estudo (não tem em conta a presença/ausência de tocas)

