



Estudos complementares do Plano de Ordenamento do Tejo Internacional

Comunidades de Carnívoros

Junho 2005



RELATÓRIO ELABORADO POR:

ERENA – Ordenamento e Gestão de Recursos Naturais, Lda.
Av. Visconde Valmôr, 11 – 3º
1000-289 Lisboa

CARNIVORA – Núcleo de Estudos de Carnívoros e seus Ecossistemas

Coordenação científica:

- **Doutor Pedro Beja (ERENA)**
- **Dr^a Clara Espírito-Santo (CARNIVORA)**
- **Dr. Nuno Miguel Pedroso (CARNIVORA)**

Equipa técnica:

- **Dr. Luís Gordinho (ERENA)**
- **Dr^a Filipa Loureiro (CARNIVORA)**
- **Dr. Hugo Matos (CARNIVORA)**
- **Dr. Luís Miguel Rosalino (CARNIVORA)**
- **Dr^a Maria João Santos (CARNIVORA)**



ÍNDICE

1.	INTRODUÇÃO.....	3
2.	SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA.....	5
3.	METODOLOGIA	10
3.1.	METODOLOGIA DE CAMPO.....	10
3.2.	ANÁLISE DE DADOS.....	15
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	20
4.1.	RIQUEZA ESPECÍFICA E ABUNDÂNCIAS.....	20
4.2.	RAPOSA.....	24
4.3.	TOIRÃO	30
4.4.	FUINHA	32
4.5.	TEXUGO.....	37
4.6.	LONTRA.....	39
4.7.	GENETA.....	41
4.8.	SACARRABOS.....	42
4.9.	GATO-BRAVO.....	43
4.10.	LINCE-IBÉRICO.....	45
4.11.	LOBO-IBÉRICO.....	47
4.12.	COELHO-BRAVO.....	48
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	51
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56
	ANEXO.....	62



1. INTRODUÇÃO

O Parque Natural do Tejo Internacional (PNTI) foi criado através do Decreto Regulamentar n.º 9/2000, de 18 de Agosto, visando a preservação de uma área de reconhecida importância em termos de conservação da natureza, especialmente pelos valores faunísticos que alberga. Entre estes destacam-se várias espécies estritamente protegidas por convenções internacionais (e.g. Convenção de Berna), muitas das quais são listadas como prioridades de conservação ao abrigo das directivas europeias 79/4009/CEE e 92/43/CEE (Decreto-Lei nº 49/2005, de 24 de Fevereiro). Na recente revisão do livro vermelho dos vertebrados de Portugal (ICN 2005, http://www.icn.pt/destaques/Livro_verm.htm), muitas das espécies que ocorrem no PNTI foram classificadas como criticamente ameaçadas, ameaçadas e vulneráveis.

A região que abrange o troço fronteiro do vale do rio Tejo, bem como os vales confinantes e zonas aplanadas adjacentes, desempenha um papel fundamental na conservação de habitats e de espécies da flora e da fauna características das paisagens meridionais, nomeadamente vastas zonas de montado de sobro e azinho e algumas estepes cerealíferas, dos matagais e das comunidades ripícolas. Além disso, essa área constitui, também, parte da zona de protecção especial do Tejo internacional, Erges e Ponsul, classificada ao abrigo da Directiva 79/409/CEE.

Para além dos estatutos de protecção legal, o Tejo internacional consta ainda da lista de áreas importantes para aves na Europa e foi incluída na rede do Projecto Biótopos CORINE, merecendo ainda referência alguns valores históricos, arqueológicos e paisagísticos (Alves et al. 2002).

Sendo os planos de ordenamento das áreas protegidas um precioso instrumento para uma gestão eficaz do território e permitindo estes a articulação da protecção dos recursos naturais com o desenvolvimento económico sustentado, importa assim dar início ao procedimento tendente a dotar o Parque Natural do Tejo Internacional de um Plano de Ordenamento (como definido por Resolução do Conselho de Ministros em 2004).



Assim, norteado por estes objectivos, a ERENA – Ordenamento e Gestão de Recursos Naturais, estabeleceu um protocolo com o CARNIVORA – Núcleo de Estudos de Carnívoros e seus Ecossistemas, visando a inventariação dos mamíferos carnívoros do Parque Natural do Tejo Internacional, e a integração desta informação no Plano de Ordenamento do PNTI.

O presente relatório é o culminar de um trabalho que se prolongou por 5 meses (4 de campo e 1 de tratamento de dados e execução de relatório) iniciado em Outubro de 2004 e finalizado em Fevereiro de 2005, ao qual foi adicionada informação fornecida pelo PNTI. Inclui a descrição da situação de referência, bem como a análise dos dados recolhidos referentes à inventariação das espécies presentes nas unidades de paisagem existentes na área de estudo. Nas conclusões, é feita uma análise global do PNTI para a comunidade de mamíferos carnívoros ali presente.



2. SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA

O Parque Natural do Tejo Internacional situa-se no Centro-Este de Portugal junto à fronteira com Espanha, na Beira Baixa (Fig. 1). Esta Área Protegida tem aproximadamente 24 000 ha, distribuídos por três concelhos: i) Idanha-a-Nova; ii) Castelo Branco; e iii) Vila Velha de Rodão, todos pertencentes ao distrito de Castelo Branco. As freguesias abrangidas parcialmente pela área do Parque Natural, em cada concelho, são as seguintes: i) Idanha-a-Nova: Salvaterra do Extremo, Segura e Rosmaninhal; ii) Castelo Branco: Monforte da Beira, Malpica do Tejo e Castelo Branco; e iii) Vila Velha de Ródão: Perais (adaptado de Alves et al. 2002).

O Tejo Internacional caracteriza-se por um relevo relativamente suave que se torna abrupto nas áreas adjacentes aos cursos de água. A vegetação é predominantemente mediterrânica com especial relevância para o montado de azinho associado a manchas de matagal. Apresenta, no entanto, uma considerável extensão de plantações exóticas (eucalipto e pinheiro).



Figura 1. Localização do PNTI em Portugal Continental e seus limites (adaptado de www.icn.pt).



Na região existe uma elevada e rica diversidade ao nível da fauna e flora com um inegável valor paisagístico e ambiental, sendo estes fundamentais para uma eficaz e necessária conservação da natureza. Esta engloba o vale do troço transfronteiriço do vale do Rio Tejo, bem como vales confinantes e zonas aplanadas adjacentes onde se destacam as arribas do Tejo e outros biótopos característicos das paisagens meridionais, nomeadamente vastas zonas de montado de sobro e azinho, estepes cerealíferas e linhas de água com comunidades vegetais ripícolas associadas, fundamentais no suporte da diversidade faunística e florística presente (Raposo et al. 1993).

De forma a contextualizar o conhecimento prévio em termos da comunidade de mamíferos carnívoros do PNTI foi feita uma avaliação do estado actual do conhecimento científico. A análise da situação de referência baseou-se numa pesquisa bibliográfica realizada em diversas instituições (e.g. Biblioteca do Departamento de Biologia Animal da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Biblioteca do Museu Bocage).

Conforme foi possível averiguar, a área onde se desenvolveu o presente estudo não foi, até ao momento, alvo de nenhum trabalho específico totalmente direccionado à fauna de mamíferos. No entanto, esta zona já tinha sido incluída em trabalhos de índole mais geral cujos objectivos não se restringiam à área geográfica de influência do PNTI (Santos-Reis 1983, Rodriguez & Delibes 1990, Borralho et al. 1996, Ceia et al. 1998, Mitchell-Jones et al. 1999, Trindade et al. 1998, Mathias et al. 1999, Santos-Reis et al. in press). Foi consultada ainda uma referência espanhola (Palomo & Gisbert 2002), dado que o PNTI inclui uma linha de fronteira considerável, através do Rio Tejo e Rio Erges.

Na Tabela 1 é efectuado um resumo dos vários trabalhos que referem a existência de determinados mamíferos carnívoros na área de estudo, sendo igualmente apresentado o estatuto legal das diferentes espécies (segundo SNPRCN, 1990 e o novo Livro Vermelho dos Vertebrados: http://www.icn.pt/destaques/Livro_verm.htm).



Tabela 1. Inventariação segundo fontes bibliográficas dos mamíferos carnívoros cuja área de distribuição abrange ou abrangeu num passado recente o PNTI.

Nome vulgar	Nome científico	Família	Estatuto (SNPRCN 1990)	Estatuto (ICN, não publicado)	Autor
Raposa	<i>Vulpes vulpes</i>	Canidae	Não ameaçado	Least Concern	1,6,7
Doninha	<i>Mustela nivalis</i>	Mustelidae	Não ameaçado	Least Concern	1,2,6,7
Toirão	<i>Mustela putorius</i>	Mustelidae	Insuf. conhecido	Data Deficient	1,2,6,7
Fuinha	<i>Martes foina</i>	Mustelidae	Não ameaçado	Least Concern	1,2,6,7
Texugo	<i>Meles meles</i>	Mustelidae	Não ameaçado	Least Concern	1,2,3,6,7
Lontra	<i>Lutra lutra</i>	Mustelidae	Insuf. conhecido	Least Concern	1,2,4,6,7
Geneta	<i>Genetta genetta</i>	Viverridae	Não ameaçado	Least Concern	1,6,7
Sacarrabos	<i>Herpestes ichneumon</i>	Herpestidae	Não ameaçado	Least Concern	1,5,6,7
Gato-bravo	<i>Felis silvestris</i>	Felidae	Indeterminado	Vulnerable	1,6,7
Lince-Ibérico	<i>Lynx pardinus</i>	Felidae	Em Perigo	Critically Endangered	1,6,7,8,9

1 - Mitchell-Jones et al. (1999); 2 – Santos-Reis (1983); 3 – Santos-Reis et al. (in press); 4 – Trindade et al. (1998); 5 – Borralho et al. (1996); 6 – Mathias et al. (1999); 7 – Palomo & Gisbert (2002); 8 - Rodriguez & Delibes (1990); 9 - Ceia et al. (1998).

O número de espécies potenciais referenciadas para a área estudada representa 71,4% dos mamíferos carnívoros presentes em Portugal continental. Os registos mais recentes referem a existência de 14 espécies de mamíferos carnívoros em Portugal (e.g. Santos-Reis & Mathias 1996, Mathias et al. 1999), dos quais dez têm uma área de distribuição que inclui, ou incluiu recentemente, o PNTI.

Como já foi referido, o PNTI apresenta uma diversidade faunística rica e que engloba um conjunto de espécies estritamente protegidas por convenções internacionais, algumas das quais classificadas como espécies em perigo de extinção, outras com o estatuto de vulneráveis e outras ainda consideradas raras (segundo SNPRCN, 1990 e futuro estatuto a publicar pelo ICN no novo livro vermelho dos vertebrados). Embora a maior parte destas espécies sejam aves, das quais se destacam, a cegonha-preta (*Ciconia nigra*), o abutre-do-Egipto (*Neophron percnopterus*), o grifo (*Gyps fulvus*), o abutre-negro (*Aegypius monachus*), a águia-de-Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*), a águia-real (*Aquila chrysaetos*) e o bufo-real (*Bubo bubo*), a comunidade de mamíferos carnívoros é também bastante importante. Para além de estar bem representada em

termos de elevada riqueza específica, apresenta também espécies de estatuto de protecção a considerar, nomeadamente o gato-bravo e o toirão. Uma especial referência deve ser feita ao linco-Ibérico, a espécie potencial na área de estatuto mais preocupante, que segundo Rodriguez & Delibes (1990) e Ceia et al. (1998), estaria presente na área de estudo, dada a proximidade ao núcleo das Serras da Gata, Malcata, San Pedro e S. Mamede (Figura 2 – núcleo 2), mas cuja presença actualmente não está confirmada (Sarmiento et al, 2004).



Figura 2. Distribuição das populações de linco-Ibérico, em Espanha, segundo Rodriguez & Delibes (1990) e em Portugal, segundo Ceia et al. (1998) (adaptado de Sarmiento et al. 2004).

Para além das espécies listadas, outra espécie importante que poderá estar igualmente relacionada com a área geográfica próxima do PNTI e como tal, não deverá ser esquecida, é o lobo-Ibérico (*Canis lupus signatus*). Esta espécie, apesar de presentemente não ter núcleos populacionais estáveis na região, foi alvo de uma ocorrência já confirmada (ICN, dados não publicados) na região de Idanha-a-Nova, a cerca de 25 km do PNTI, através de um animal encontrado morto.



A potencial presença destas duas espécies de elevado valor conservacionista (o lince-Ibérico e o lobo-Ibérico), serve para elevar ainda mais a importância que o PNTI e a sua área abrangente têm no contexto nacional ao nível da comunidade de mamíferos carnívoros e mesmo ao nível da riqueza faunística no seu geral, dado os elevados estatutos de protecção que estas espécies têm.

Assim, o presente estudo tem como objectivos fundamentais:

- i. Inventariação da comunidade de mamíferos carnívoros existente na área englobada pelo PNTI;
- ii. Mapeamento da distribuição de mamíferos carnívoros nessa mesma área;
- iii. Identificação de áreas de maior riqueza específica de mamíferos carnívoros;
- iv. Identificação de áreas de maior abundância de presas-chave, nomeadamente de coelho-bravo;
- v. Identificação de factores que possam estar a condicionar a distribuição, a abundância e a riqueza específica da comunidade de mamíferos carnívoros

Estes resultados são integrados num último capítulo em que se faz uma avaliação do estado corrente desta comunidade faunística e identificação de pontos importantes para a gestão e viabilidade das suas populações.



3. METODOLOGIA

3.1. Metodologia de campo

Foi adoptada uma estratégia multi-direccionada que envolveu diferentes metodologias tradicionalmente adoptadas para avaliação da presença de mamíferos solitários e de hábitos secretivos, como o são a generalidade dos carnívoros (Wilson et al. 1996). Assim sendo, utilizaram-se diversas abordagens que se passam agora a explicar:

- i. Prospekção de indícios de presença;
- ii. Inquéritos;
- iii. Armadilhagem fotográfica;
- iv. Prospekção direccionada.

As amostragens decorreram entre Outubro e Dezembro de 2004, num total de 28 dias de campo. Esta época é considerada particularmente favorável para a detecção de alguns vestígios indirectos de carnívoros, nomeadamente de pegadas, uma vez que a chuva aumenta a quantidade de substratos impressionáveis (ex: lama). Por outro lado, contudo, a chuva promove a degradação dos dejectos, reduzindo assim a sua probabilidade de detecção e diminuindo a facilidade de identificação inequívoca. Para além disso, o intervalo temporal relativamente reduzido em que o trabalho foi feito, não permite ter uma imagem detalhada das comunidades de carnívoros, devido por exemplo a não ter sido abarcado um ciclo anual completo. Apesar de tudo, considera-se que este esquema de amostragem permitiu um primeiro inventário das espécies presentes e um conhecimento preliminar dos seus padrões globais de abundância e distribuição, devendo esta informação ser complementada através de estudos posteriores mais detalhados.

Prospekção de indícios de presença

Na área de estudo foram definidos círculos (“buffers”) com 500 metros de raio a partir de pontos aleatoriamente distribuídos na área do PNTI, com uma distância mínima entre pontos de 1 km. Estes círculos foram seleccionados no âmbito do censo das

comunidades de aves nidificantes, envolvendo um procedimento aleatório estratificado, em que os estratos foram definidos em função dos usos do solo dominantes, e o número pontos por estrato foi calculado em função da percentagem de ocupação de cada uso do solo e de uma estimativa da sua variabilidade interna. Apesar de esta distribuição de pontos não ter sido optimizada para os carnívoros, considerou-se mais importante utilizar a mesma rede de amostragem para diferentes grupos faunísticos, do que estar a criar um nova rede para os carnívoros.

Em cada um dos círculos foi percorrido um percurso pedestre diurno com um comprimento mínimo de 500 metros, em caminhos de terra, por dois observadores, para identificação de indícios de presença (pegadas, trilhos, dejectos, marcações odoríferas, restos de presa e tocas) de mamíferos carnívoros (Figura 2). Adicionalmente, recolheram-se dados sobre a ocorrência de coelho (*Oryctolagus cuniculus*).

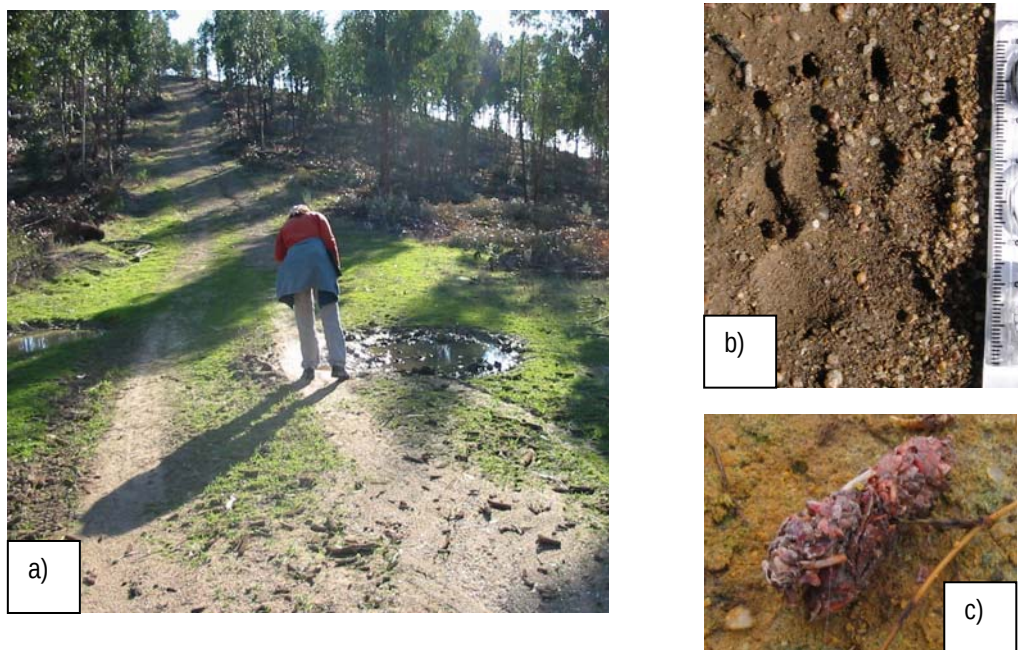


Figura 3. a) Exemplo de percurso realizado durante a prospecção, b) pegada de texugo, c) dejecto de lontra.

Por vezes, para além dos transectos principais foram ainda prospectados outros locais potencialmente interessantes, nomeadamente afloramentos rochosos, ruínas e linhas de água, se estes estivessem fora do percurso predefinido e desde que fossem acessíveis (denominados transectos adicionais). Todas as saídas de campos foram levadas a efeito por biólogos experientes na identificação de indícios de presença de carnívoros e na execução de trabalhos de inventariação de mamíferos carnívoros.

A dimensão dos círculos condicionou o comprimento dos transectos (na sua maioria de 500 metros até um máximo de 1000 metros) não sendo possível fazer transectos mais prolongados que poderiam ter permitido um maior poder de detecção de mamíferos carnívoros.

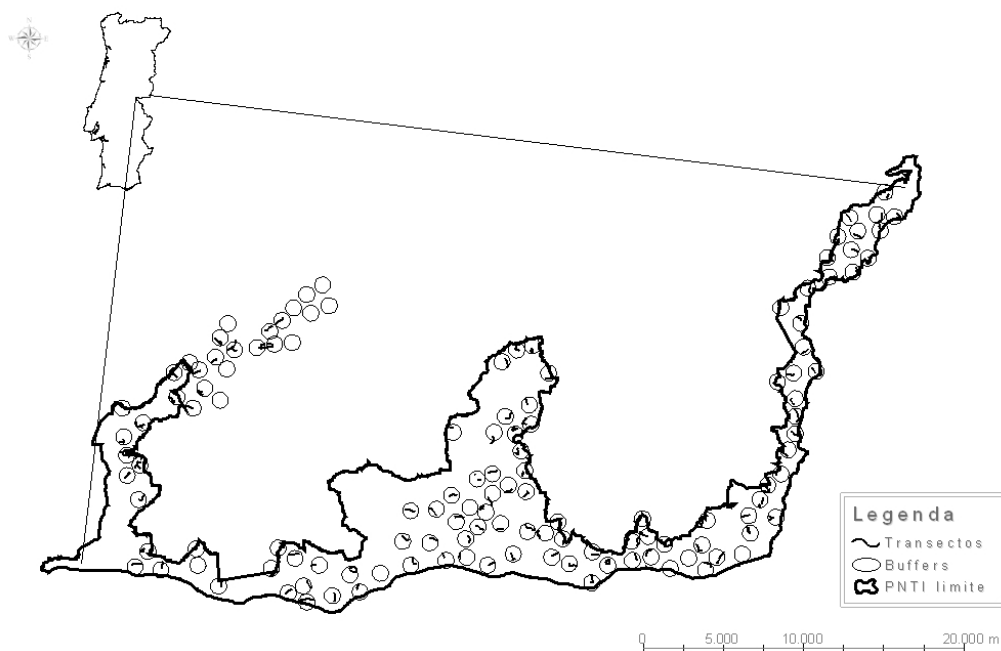


Figura 4. Localização dos “buffers” na área de estudo e dos diferentes limites referidos para o PNTI.

Dos 130 círculos de amostragem previstos, apenas 111 dos “buffers” se encontram dentro dos limites do PNTI. Destes, apenas foram prospectados 104, pois 7 deles não tinham acesso possível na altura da prospecção. Para além destes foram ainda



prospectados mais 10 que estavam fora do PNTI, mas localizados na Zona Especial de Protecção (ZPE), logo a Este de Castelo Branco, que pela sua importância justificava igualmente uma atenção especial. Foi assim prospectado um total de 114 círculos.

Inquéritos

Foram efectuados, sempre que possível, inquéritos no campo dirigidos a um público-alvo constituído principalmente por guardas-florestais, caçadores, agricultores e pastores. Para além destes foram ainda contactados especialistas (e.g. Grupo Lobo, QUERCUS Castelo Branco, Técnicos do PNTI) de forma a obter dados adicionais à amostragem de campo, o que é importante quando se lida com espécies de difícil detecção como o grupo dos mamíferos carnívoros. De toda a informação adicional proveniente destas fontes apenas se consideraram os dados posteriores a 1997, tendo sido a maioria dos dados recolhida após 1999.

Armadilhagem fotográfica

Como metodologia complementar de detecção de indivíduos, foi implementado o uso de máquinas fotográficas de disparo automático. Esta metodologia consiste na colocação de um sistema constituído por uma máquina fotográfica e um pedal, sendo estes colocados em locais de habitat favorável à passagem das espécies alvo e de difícil detecção (Figura 5). Neste caso, a metodologia foi direccionada para a detecção de felídeos, com recurso a isco (urina de gato doméstico). A área de amostragem localizou-se na Herdade da Cubeira (zona central do parque a SW do Rosmaninhal) que já tinha sido previamente positiva para a presença de gato-bravo, e assim aumentar a probabilidade de detecção desta espécie.



Figura 5. Armadilhagem fotográfica: a) máquina fotográfica; b) colocação da máquina fotográfica

Prospecção direccionada

No decurso do trabalho de prospecção do terreno dentro do PNTI para procura de indícios de presença de carnívoros surgiram indicações do aparecimento de um cadáver de lobo morto por envenenamento. Este cadáver foi encontrado a Norte de Idanha-a-Nova, portanto a cerca de 25Km a Norte da área do PNTI, em Outubro de 2004. Na área do parque não existem indícios de ocorrência de lobo desde a década de 70, mas esta é considerada uma área potencial de dispersão da espécie para Sul da sua actual área de distribuição (maioritariamente no distritos de Guarda e Viseu, no que se refere à distribuição a Sul do Rio Douro). Por este motivo, realizou-se uma prospecção de campo adicional na área onde foi encontrado o cadáver, no sentido de perceber se poderiam haver outros indivíduos dispersantes ou residentes na área. Simultaneamente, realizaram-se inquéritos orais à população residente nessa área com o objectivo de recolher informação sobre possíveis avistamentos recentes de lobos na região. A confirmar-se a existência de mais indivíduos dispersantes ou residentes na área de Idanha-a-Nova, era de todo importante considerar a área do PNTI como uma forte área potencial de dispersão da população lupina a Sul do Rio Douro.

Durante a realização dos percursos pedestres para prospecção do terreno na área do PNTI, sentiu-se a dificuldade em chegar a muitos locais, nomeadamente vales escarpados junto aos principais rios que atravessam o Parque. Esses locais



pareceram-nos, pelas suas características biofísicas, de elevada importância para a comunidade de carnívoros local. A configuração do terreno, a grande disponibilidade de afloramentos rochosos e refúgios, os densos matagais e galerias ripícolas e a difícil acessibilidade são algumas das características que pudemos observar e nos levaram a decidir por um esforço adicional de prospecção do terreno para procura de indícios de presença de carnívoros nesses locais. A única forma de aceder a muitas dessas zonas seria por barco, ao longo do rio, com paragens em locais com acessibilidade razoável. Assim, em Janeiro de 2005 realizou-se uma viagem de barco com técnicos do ICN (PNTI) ao longo do Rio Tejo e troço inferior do Rio Aravil, na zona central do PNTI. Foram prospectados os vales de ribeiras e escorrências afluentes dos referidos rios e feitas paragens ao longo da margem sempre que era possível atracar o barco e fazer prospecções a pé. Todos os indícios de presença de carnívoros foram identificados e mapeados.

3.2. *Análise de dados*

A metodologia de análise subdividiu-se em duas componentes: i) determinação da distribuição, abundância e padrões de riqueza específica de mamíferos carnívoros no PNTI; e 2) identificação dos factores bióticos e abióticos condicionantes dessa mesma distribuição.

Distribuição, abundância e riqueza específica de carnívoros

Os dados resultantes da prospecção de campo foram georreferenciados no sistema de coordenadas GAUSS. Posteriormente foi criado um Sistema de Informação Geográfica (SIG) para a área do PNTI, onde os valores de presença ou ausência de cada espécie de carnívoros detectados em cada transecto foram mapeados. Para o mapeamento recorreu-se aos programas informáticos ArcView 3.3 e ArcGIS 8.1 (ESRI, Califórnia, EUA).

A abundância relativa das espécies de carnívoros detectados foi estimada recorrendo ao Índice Quilométrico de Abundância (IQA): número de indícios da espécie por



quilómetro percorrido. Este índice, tal como o nome indica, relativiza o número de indícios de presença detectados pela extensão de percurso percorrida aquando da sua detecção. Assim, os dados referentes a indícios de presença foram convertidos em IQA para cada espécie. A riqueza específica foi também calculada como o somatório do número de espécies diferentes detectadas por transecto. Este valor foi também incluído no SIG, e representado espacialmente através de uma gradação de símbolos, para visualmente se realçarem as áreas mais importantes dentro do PNTI.

Condicionantes da distribuição e abundância de carnívoros

De forma a identificar o conjunto de factores bióticos e abióticos condicionantes da distribuição e abundância dos mamíferos carnívoros na área englobada pelo PNTI, utilizou-se uma metodologia combinada de análise estatística: análises de regressão linear e de regressão logística, tanto univariadas como multivariadas.

Para a identificação dos factores ambientais que podem influenciar, por um lado, a distribuição e a abundância de cada espécie no PNTI e, por outro, os padrões de riqueza específica de carnívoros detectados nesta área protegida, optámos por utilizar como variáveis dependentes:

- Presença/ausência da espécie no círculo de amostragem;
- Abundância relativa da espécie no círculo (valor de IQA);
- Riqueza específica de carnívoros no círculo.

Escolheram-se como variáveis independentes, que potencialmente explicam o comportamento das variáveis dependentes, um conjunto de variáveis bióticas e abióticas (designadas como variáveis ecológicas daqui em diante) que de alguma forma se preveja relevantes para os mamíferos carnívoros. Assim, testaram-se como variáveis independentes:

- Número de latrinas de coelho dentro do círculo;
- Distância do centro do círculo ao sistema lântico (lagoa, barragem, represa, charca) mais próximo;
- Distância do centro do círculo ao curso de água mais próximo;



- Densidade de linhas de água (rios, ribeiras, ribeiros) dentro do círculo (metros lineares de linhas de água por Km²);
- Distância do centro do círculo à estrada alcatroada mais próxima;
- Distância do centro do círculo ao aglomerado urbano (cidade, vila, aldeia, lugar) mais próximo;
- Proporção da área do círculo ocupado por zonas de caça;
- Proporção da área do círculo ocupado por cada um dos usos do solo dominantes (eucaliptal, folhosas, herbáceas, matos, montado, olival, galerias ripícolas).

Inicialmente, testou-se o efeito de cada variável ecológica isoladamente sobre cada variável dependente contínua (abundância relativa e riqueza específica) aplicando uma regressão linear univariada a cada combinação possível. Uma vez que os valores originais de IQA variavam entre 0 e 1, o que restringia a aplicação desta metodologia de análise, optou-se por recalcular o valor de abundância relativa para 10km. No entanto, ambas as variáveis dependentes apresentavam muitos valores de 0 e valores distribuídos por uma amplitude elevada, pelo que se optou por transformar estas variáveis usando $\log(x+1)$. A aplicação desta transformação permitiu também diminuir os problemas dos pontos extremos associados a uma distribuição assimétrica dos dados. Quanto às variáveis ecológicas, todas as proporções foram transformadas usando o $\arcsen(\sqrt{x})$ para reduzir desvios devidos a distribuições com elevada frequência de proporções de valores extremos (0,1 e 0,9); as variáveis referentes a distâncias ou ao número de latrinas de coelho-bravo sofreram a transformação $\log(x+1)$, pelas razões descritas anteriormente.

Adicionalmente procurou-se avaliar se alguma das variáveis ecológicas apresenta um efeito unimodal com alguma das variáveis dependentes, isto é, se até determinado nível o efeito é positivo, decrescendo a partir daí. Uma variável com um efeito unimodal, com um ponto de inflexão relativamente centrado, pode não ser seleccionada numa análise de regressão, uma vez que o efeito positivo e negativo da variável ecológica podem anular-se, alterando a interpretação geral do seu efeito e omitindo a sua associação significativa com a variável dependente. Para testar esse efeito, criou-se, para cada variável independente (Y), uma nova variável



correspondente ao seu quadrado (Y^2). Em seguida, procede-se a uma análise de regressão múltipla forçando a entrada de Y e Y^2 no modelo para cada uma das variáveis dependentes. Se os dois coeficientes do modelo resultante forem significativos, e se o coeficiente de Y for positivo e o de Y^2 for negativo, pode então concluir-se que existe uma resposta unimodal.

Os modelos de regressão linear univariada para cada uma das variáveis dependentes e independentes, foram considerados significativos para valores de $p < 0,1$. Estimou-se ainda o valor do quadrado do coeficiente de correlação de Pearson (R^2) que permite avaliar a adequação do modelo linear aos dados originais, e a quantidade de variabilidade explicada pelo mesmo. Sempre que os modelos resultaram significativos, foram testados os pressupostos de normalidade e independência dos resíduos. Para a normalidade dos resíduos da regressão linear univariada utilizou-se o teste de Kolmogorov-Smirnov, que testa a H_0 de que os dados têm uma distribuição normal, sendo que valores de significância de $p < 0,05$ permitem rejeitar esta hipótese. Relativamente à independência, utilizou-se o teste de Durbin-Watson (Durbin & Watson 1950), que calcula uma estatística que varia entre 0 e 4, sendo que os valores próximos de 2 indicam que os resíduos são independentes (ZAR 1999).

De forma a testar o efeito de cada variável ecológica sobre a variável dependente binária (presença/ausência da espécie), utilizou-se a regressão logística univariada. Foram produzidos modelos de regressão logística contendo a variável dependente, uma variável ecológica e a constante. A regressão foi considerada significativa para valores de $p < 0,1$. Nos casos em que esta condição se verificou, seleccionou-se a variável ecológica para integrar a análise de regressão multivariada que se seguiu.

Depois de realizada a análise exploratória univariada, procedeu-se à análise multivariada. Assim, utilizou-se a regressão linear múltipla para testar a associação entre as variáveis ecológicas e o IQA de cada espécie; e a regressão logística multivariada para testar a associação entre as variáveis ecológicas e a presença/ausência da espécie dentro de cada círculo. Em ambos os casos, apenas foram consideradas elegíveis para entrar nos modelos de regressão as variáveis ecológicas que, nas análises univariadas, apresentassem valores de $p < 0,25$.



As análises multivariadas têm o pressuposto da independência das variáveis a integrar nas regressões que, uma vez violado, resultará em efeitos de redundância, podendo afectar as análises estatísticas subsequentes. De forma a testar a multicolinearidade entre as variáveis independentes, foi elaborada uma matriz de correlação bivariada, utilizando como medida de associação o coeficiente de correlação de Spearman, com valor de significância de 0,05 (Zar 1999). Este coeficiente varia entre -1 e 1, sendo os valores mais próximos de 0 indicativos da falta de correlação.

Considerou-se que quando existissem correlações significativas e elevadas ($p \leq 0,05$ e coeficiente $\geq 0,800$) entre as variáveis independentes, teria que se excluir uma delas da análise posterior, utilizando como critério de selecção a variável que tivesse maior associação com a variável dependente. Esta associação foi medida utilizando o coeficiente de correlação de Spearman, com valor de significância de 0,05 (Zar 1999).

Após a avaliação inicial das variáveis independentes, utilizou-se a regressão linear múltipla para as variáveis dependentes contínuas, seguindo-se o mesmo procedimento que para a análise univariada acima descrita. Para a variável dependente binária (presença/ausência) utilizou-se a análise de regressão logística com método de iteração de *forward stepwise*, utilizando como probabilidade de entrada no modelo 0,01 e probabilidade de saída 0,1, e usando-se um ponto de corte correspondente à percentagem de pontos de presenças para cada espécie. Avaliou-se cada modelo construído através de uma tabela de classificação representando a percentagem de classificações correctas e erradas, e a percentagem global de classificação correcta intrínseca ao modelo. O software estatístico utilizado para efectuar as análises foi o SPSS for *Windows*, v. 10.0.1 (SPSS Inc., Chicago, EUA).



4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação dos resultados segue a sequência utilizada no capítulo da metodologia. Assim, após a análise espacial e estatística dos resultados referentes à riqueza específica de carnívoros dentro do PNTI, optou-se por uma apresentação dos dados por espécie. Para o caso específico da fuinha e da raposa apresentam-se ainda os resultados das análises estatísticas efectuadas para identificação dos factores bióticos e abióticos que potencialmente condicionam a distribuição e abundância destes carnívoros. Esta análise foi realizada apenas para estas duas espécies dado que foram as únicas para as quais foram encontrados indícios de presença em número considerado adequado para a realização de análises com um significado estatístico (Tabela 2).

4.1. *Riqueza específica e abundâncias*

Durante os transectos pedestres foram registados 342 indícios de presença de espécies de mamíferos carnívoros (159 nos transectos principais e 183 nos transectos adicionais). Estes indícios permitiram confirmar a presença de oito espécies: raposa, toirão, fuinha, texugo, lontra, geneta, sacarrabos e gato-bravo (Tabela 2). Destas espécies, a raposa foi a que apresentou um maior número de indícios de presença (n=192), seguida pela fuinha (n=66) e pela lontra (n=45). À excepção do lince-Ibérico (que representa um caso especial – ver ponto 4.10), a doninha foi a única espécie dada como potencial para a área de estudo (ver ponto 2) cuja presença não foi possível confirmar.

O número máximo de espécies encontradas num círculo foi de 6 (Figura 6), sendo que na maioria dos casos (88,6%) foram detectadas entre 0 e 2 espécies, indicando uma baixa riqueza específica (Figura 7).

Tabela 2. Número de indícios de espécies de carnívoros detectados em transectos lineares percorridos no Parque Natural do Tejo Internacional em Outubro-Dezembro de 2004.

Espécie	Nº de indícios nos transectos principais	Nº de indícios nos transectos adicionais	Numero total de indícios	% total de indícios
Raposa	74	118	192	56,1
Toirão	2	1	3	0,9
Fuinha	36	30	66	19,3
Texugo	11	4	15	4,4
Lontra	17	28	45	13,2
Geneta	5	1	6	1,8
Sacarrabos	9	0	9	2,6
Gato-bravo	5	1	6	1,8

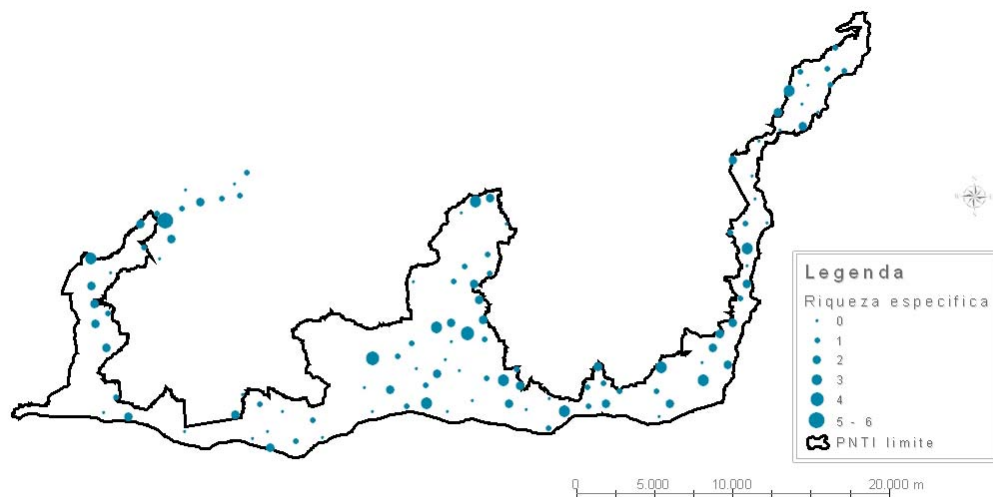


Figura 6. Riqueza específica de mamíferos carnívoros nos círculos amostrados no Parque Natural do Tejo Internacional, em Outubro-Dezembro de 2004.

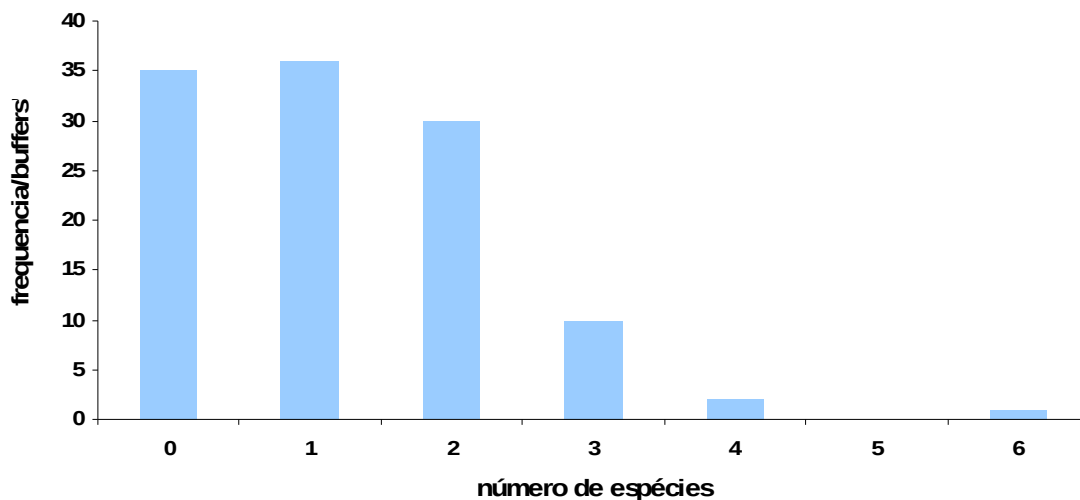


Figura 7. Distribuição de frequências dos círculos amostrados no Parque Natural do Tejo Internacional, em função do número de espécies de carnívoros inventariadas.

As análises de regressão univariada tiveram a riqueza específica como variável dependente e as variáveis ecológicas como variáveis independentes. Em todos os modelos não se registaram níveis de significância satisfatórios ($p > 0,1$), pelo que se conclui que nenhuma das variáveis ecológicas em análise apresenta uma associação significativa com a variável dependente. Consequentemente, e como seria de esperar, não foi possível elaborar um modelo de regressão multivariado capaz de explicar a variância da riqueza específica como variável dependente.

Para avaliar e comparar as associações das diversas variáveis independentes com a riqueza específica, recorreu-se aos resultados provenientes da matriz de correlações de Spearman (Anexo). De seguida apresentam-se os resultados destas associações, considerando apenas aquelas para as quais houve uma associação significativa (Tabela 3).



Tabela 3. Coeficientes de correlação de Spearman entre variáveis ecológicas e a riqueza específica de carnívoros nos círculos amostrados no Parque Natural do Tejo Internacional (apenas se apresentam as correlações significativas; $p < 0,10$).

Variáveis	Coeficiente de Spearman	Valor de p
Proporção de zonas de caça	-0,182	0,05
Distância a centro urbano	-0,211	0,023
Distância a estradas	-0,222	0,016
Proporção de eucaliptal	-0,161	0,084
Proporção de herbáceas	0,155	0,096
Proporção de olival	0,193	0,038

Em suma, regista-se uma associação entre uma maior riqueza específica e locais com reduzida área de zonas de caça e eucaliptais, elevada presença de herbáceas e olivais e em zonas próximas de estradas e aglomerados urbanos. Estas duas últimas variáveis estão estreitamente correlacionadas pelo que o efeito de uma poderá estar a afectar o efeito da outra, podendo por isso não ser possível discernir ao certo se estarão ambas ou apenas uma delas realmente associada à maior riqueza específica. Contudo, uma elevada disponibilidade de alimento existente junto aos aglomerados populacionais (presença de olivais, hortas, galinheiros, etc.) ou uma menor pressão cinegética junto a estradas e a povoados, poderão explicar estas associações e a razão para uma maior riqueza específica nessas zonas. No entanto, apesar de não podermos afirmar que existe uma relação de causa-efeito apenas com base na observação das correlações acima apresentadas, podemos tentar aferir quais as características bio-físicas dos habitats com maior e menor riqueza específica dentro do PNTI, com base nos valores do coeficiente de Spearman, ainda que estes apresentem valores muito baixos. Estes resultados devem, por isso, ser integrados na avaliação da importância dos diversos tipos de habitat para a conservação das espécies de carnívoros dentro desta área protegida.



Os valores de Índice Quilométrico de Abundância foram relativamente baixos para a maioria das espécies inventariadas na área do PNTI (Tabela 4). Comparativamente a outras áreas em Portugal, os valores obtidos são igualmente inferiores aos registados, à excepção da fuinha e da raposa (Tabela 4). Nas secções seguintes são apresentados os resultados da análise mais detalhada dos valores obtidos para estas espécies.

Tabela 4 – Comparação dos valores de Índice Quilométrico de Abundância médio para cada espécie, encontrados na presente área de estudo, com áreas de abundância relativa elevada (Serra de Grândola; Pinto 1998, Rosário 2003) e baixa (zonas de caça no Alentejo - Loureiro & Santos-Reis 2001).

Espécie	Presente Estudo	Pinto (1998)	Rosário (2003)	Loureiro & Santos-Reis (2001)
Raposa	1,02	0,99	4,05	0,32
Toirão	0,04	-	-	0,09
Fuinha	0,48	0,19	4,30	0,19
Texugo	0,13	-	0,35	0,24
Lontra	0,81	-	3,41	0,31
Geneta	0,06	-	1,33	0,35
Sacarrabos	0,11	0,22	0,94	0,15
Gato-bravo	0,06	-	-	-

4.2 Raposa

A raposa foi, como seria de esperar, a espécie para a qual se detectou maior número de indícios de presença, ocorrendo em 64,9% dos transectos efectuados e em todas as zonas da área de estudo (Figura 8). Esta é uma das espécies de mamíferos carnívoros mais comum em Portugal (Macdonald 1983, Abreu 1993), tal como comprovam igualmente o elevado número de dados adicionais recolhido regularmente pelos técnicos do ICN, nomeadamente 18 observações e 7 atropelamentos, desde 1997 até à presente data, entre os quais alguns dos indivíduos eram crias. É ainda de salientar que duas das observações se referem a fêmeas acompanhadas de crias

(2001 e 2004), na área a norte do Rosmaninhal (fora do PNTI), confirmando-se deste modo a reprodução da espécie na área.

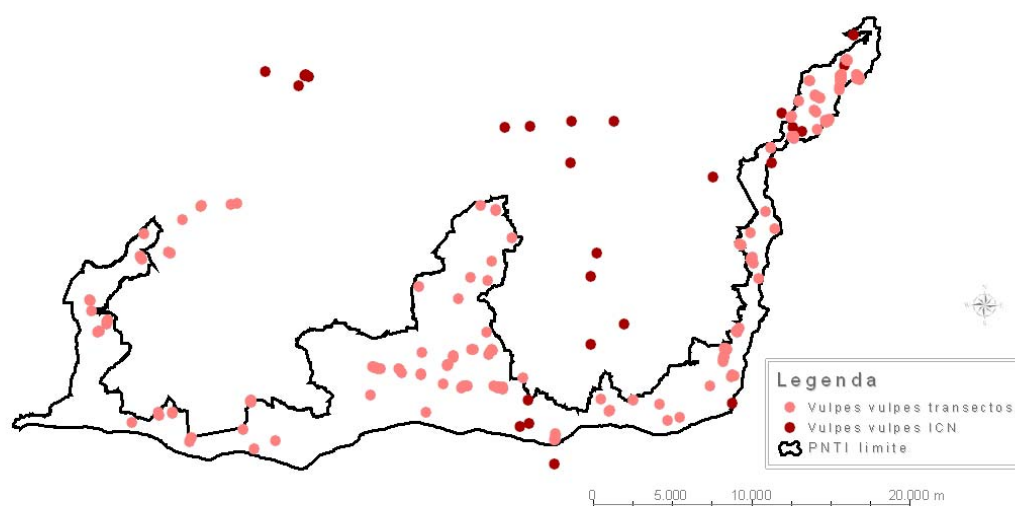


Figura 8. Registos de presença de raposa no PNTI e área envolvente

Refira-se que o IQA médio dos transectos foi de 1,2 indícios/Km, sendo o mais elevado de 10,5 indícios/km, o que comprova a abundância elevada quando comparada com as outras espécies na área. Em relação às áreas comparadas (note-se que estes valores são meramente indicativos, dado que o comportamento de marcação varia quer com a espécie, quer com o próprio indivíduo), podemos considerar que a raposa é abundante (Tabela 4). Assim, apesar da raposa poder ser alvo de controlo de predadores, não o é ao ponto de diminuir drasticamente os efectivos desta espécie tão comum.

Factores que afectam a distribuição da raposa

Os valores significativos dos modelos de regressão logística gerados de forma a avaliar a relação de cada variável ecológica isoladamente com a presença/ausência de raposa encontram-se representados na Tabela 5. Podemos observar que existe um grande número de variáveis que aparentemente poderão estar a influenciar a ocorrência de raposa: zonas com presença reduzida de eucaliptal ou de zonas de caça, forte presença de matos e de olival e proximidade a estradas. É também de



realçar a associação positiva com o coelho, resultados de certa forma esperado, dado que esta é uma presa importante para este carnívoro.

Tabela 5. Modelos resultantes das regressões logísticas univariadas usando os dados de presença/ausência de raposa e as variáveis ecológicas. A negrito são indicadas as variáveis para as quais se observou $p < 0.1$

Variável	Beta	<i>p</i>
Proporção de eucaliptal	-0,981	0,038
Proporção de herbáceas	1,041	0,101
Proporção de matos	1,64	0,027
Proporção de olival	3,964	0,013
Proporção de zonas de caça	-0,574	0,081
Distância sistema lântico	-0,612	0,191
Distância centro urbano	-1,016	0,105
Distância estrada	-1,047	0,036
Número de latrinas coelho	1,054	0,179

A análise de regressão logística multivariada foi realizada utilizando como variável dependente a presença/ausência de raposa e como variáveis independentes todas as variáveis listadas na Tabela 5, à exceção da variável "Distância centro urbano" (Tabela 6). Segundo a matriz de correlação de Spearman (anexo), esta variável tem uma correlação significativa e elevada com a variável "Distância estrada", tendo sido excluída da análise. Quando duas variáveis independentes estão significativamente correlacionadas, retira-se aquela cuja correlação com a dependente é menos forte.



Tabela 6. Modelo resultante da regressão logística usando os dados de presença/ausência de raposa e as variáveis seleccionadas na análise univariada. 63,8% de classificações correctas. Teste Hosmer-Lemeshow=1,136 ($p=0,567$).

Modelo	Beta	Valor de p
% Olival	3,964	0,013
Constante	0,249	0,259

A maior probabilidade de encontrar indícios de raposa em locais com uma maior proporção de olival pode ser explicada pela elevada disponibilidade alimentar que este tipo de habitat proporciona. Tal como no caso da fuinha, a utilização do habitat pela raposa e pela maior parte dos carnívoros parece ser condicionada pela abundância de alimento. Apesar de não haver trabalhos que avaliem a ecologia trófica das populações residentes na área do PNTI, os olivais aparentam ser um habitat importante para a sustentabilidade da população de carnívoros aí existente.

Factores que afectam a abundância da raposa

Comparativamente, no caso da análise de regressão linear univariada com o IQA como variável dependente, apenas se registou uma variável ecológica com relação significativa (Tabela 7).

Tabela 7 – Modelo resultante da regressão linear univariada usando os dados de abundância de raposa e as variáveis ecológicas (apenas se apresentam os resultados com valor de p significativo). $R=0,223$; $R^2=0,050$ - Teste de Durbin-Watson=1,942 - Teste K-S=1,143 ($p=0,147$)

Variável	Beta	Valor de p
% Eucaliptal	0,096	0,056
Constante	1,185	<0,001

Apesar de se ter confirmado a normalidade e independência dos resíduos, o modelo obtido apenas inclui uma das variáveis consideradas, e trata-se de um modelo que

explica uma reduzida proporção da variância da variável dependente ($R^2=0,050$). Ainda assim, procedeu-se à interpretação do significado ecológico da variável que o integra. É de notar que os resultados desta análise são contraditórios quando comparados com os da análise de regressão logística. Assim, considerou-se que apesar de a variável "proporção de eucaliptal" apresentar uma correlação significativa com a variável dependente, esta correlação é muito reduzida e quase negligenciável. Por outro lado, a correlação tem um sinal positivo o que indica uma associação entre eucaliptal e uma marcação mais abundante por parte desta espécie (facto de certo modo inesperado tendo em conta as fracas potencialidades do eucaliptal enquanto recurso trófico e de refúgio). No sentido de verificar se existe algum *outlier* que possa estar a fazer mudar o sinal da correlação desenhou-se o gráfico de dispersão entre as variáveis independente e dependente em causa (Figura 9a).

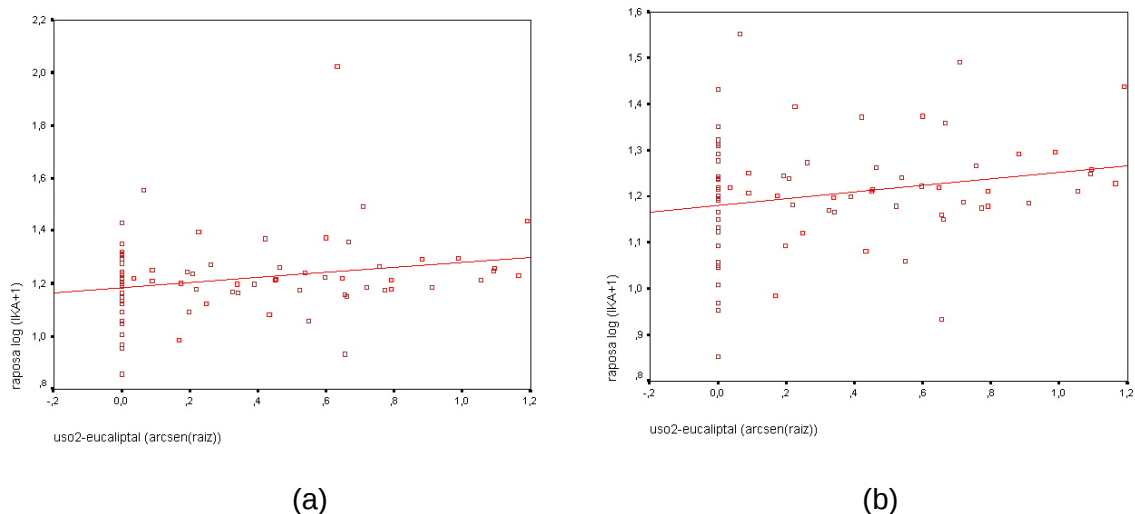


Figura 9. Gráficos de dispersão entre IQA de raposa e proporção de eucaliptal, com todos os pontos (a) e sem a presença de um *outlier* (b).

A Figura 9a permite-nos identificar a presença de um possível *outlier*, que se destaca da recta de ajustamento dos dados, enquanto a Figura 9b mostra a dispersão dos pontos e a recta que melhor se lhes ajusta depois de retirado esse *outlier*. Verifica-se que este ponto não estava a influenciar o sentido da recta, confirmando-se a correlação positiva entre as variáveis. Provavelmente, estes resultados não se devem ao habitat em si mesmo mas às características dos habitats adjacentes.



O eucaliptal é, regra geral, um habitat não preferencial para as espécies de carnívoros, facto normalmente associado à escassez de locais de abrigo e de presas. Assim sendo, à luz destes resultados deverão existir outros factores, não considerados nesta análise, que estejam a influenciar esta correlação. Por exemplo, a ocorrência de zonas de caça onde seja praticado controlo de predadores nas zonas adjacentes aos eucaliptais em questão, pode exercer uma forte influência sobre a abundância da raposa neste tipo de habitat. A localização de manchas de eucaliptal entre biótopos que, à partida, ofereçam boas condições de refúgio e alimentação é também um factor que não foi aqui considerado e que pode ser de grande importância na explicação deste tipo de resultados, uma vez que estes podem funcionar como habitats de deslocação entre essas áreas.

Por haver apenas uma variável ecológica com relação significativa com a abundância de raposa, não se procedeu à análise de regressão linear múltipla.

O efeito unimodal das variáveis ecológicas foi avaliado no caso da raposa. Apenas se regista uma variável ("proporção de matos") com comportamento unimodal a afectar, neste caso, a abundância relativa da raposa (Tabela 8; Figura 10). Esta variável ecológica surgiu como tendo uma associação positiva com a presença de raposa (Tabela 8), mas não foi seleccionada pela sua associação com a abundância da espécie. Pode dar-se o caso de uma proporção crescente de matos dentro do círculo afectar positivamente a abundância de raposa, mas a partir de um certo ponto esse efeito deixa de se fazer sentir, passando a haver uma certa constância ou mesmo diminuição do efectivo da espécie. Uma grande proporção de matos dentro de um círculo pode implicar uma menor diversidade de biótopos em pequenas manchas dentro desse mesmo círculo, facto que diminui as áreas de ecótono, muitas vezes associadas a uma maior diversidade biológica (nomeadamente presas).



Tabela 8. Resultados da análise do efeito unimodal (quadrático) da proporção de matos sobre a abundância relativa (IQA) de raposa.

Variável	Beta	Sig.
% Matos	0,334	0,013
% Matos ²	-0,359	0,007

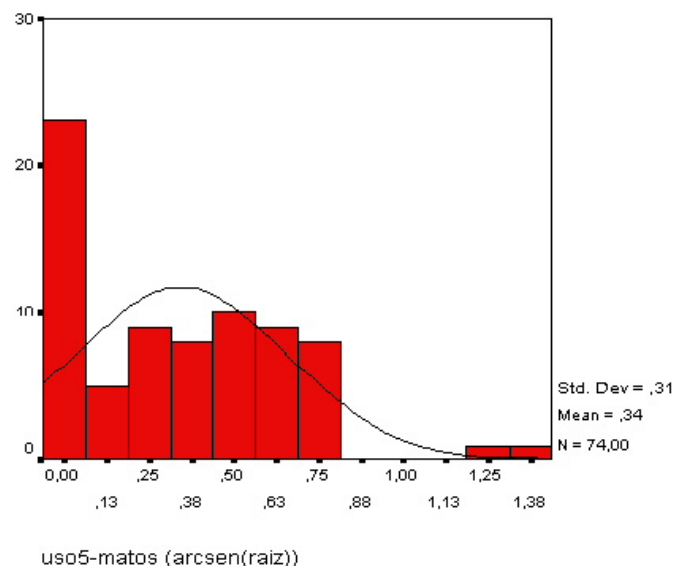


Figura 10. Distribuição de frequências da variável "proporção de matos" nos círculos amostrados em que se registou a presença de raposa.

4.3. Toirão

Na Figura 11 está representada toda a informação recolhida sobre a distribuição do toirão, incluindo os transectos efectuados nos círculos amostrados e a restante informação adicional (dados provenientes do ICN que incluem igualmente informações na área adjacente à área de estudo). Foram encontrados 4 locais positivos para a espécie.

É de salientar que a informação adicional recolhida, embora de 1997 e 1999, provém de dados de atropelamentos (os 2 pontos fora da área do PNTI localizam-se na E.N. 240). Assim, é nítido que a presença de toirão na área de estudo é rara e pouco abundante (IQA médio=0,04indícios/km – Tabela 4). No entanto, segundo a bibliografia, geralmente o toirão não deposita os seus excrementos de forma conspícua, estando estes muitas vezes concentrados junto às principais tocas e locais de refúgio (Blandford 1987, Roger et al. 1988). Este factor decerto influencia a detecção desta espécie na área de estudo, uma vez que não foi efectuada uma prospecção direccionada para estes locais. Assim, é previsível que a distribuição e abundância desta espécie seja superior à estimada pela campanha de amostragem, embora dificilmente atinja valores médios ou elevados.

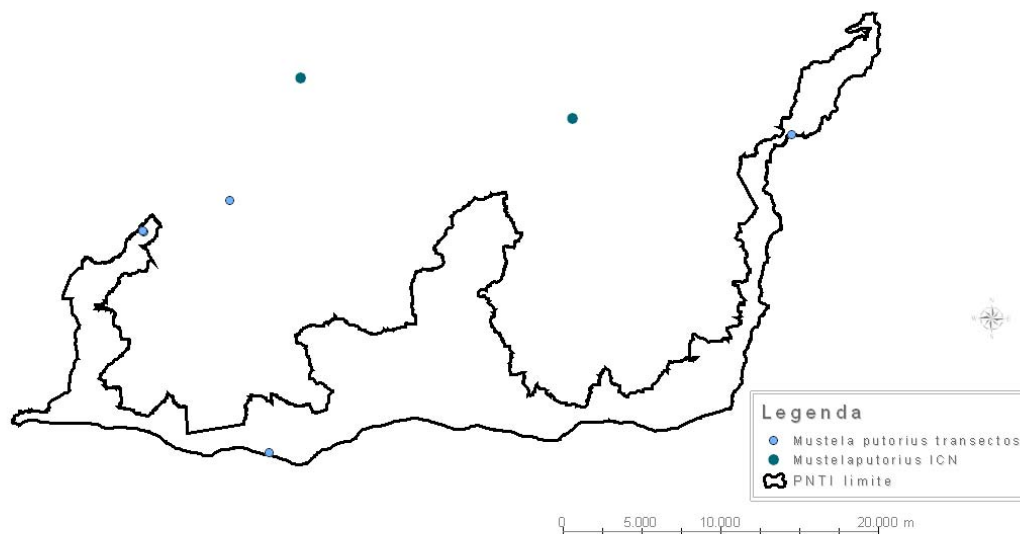


Figura 11. Registos de presença de toirão no PNTI e área envolvente

A aparente baixa ocorrência de toirão no PNTI, poderá ser explicada pelo menos em parte pela baixa densidade de coelho-bravo (ver ponto 4.12), a sua presa preferencial na maioria das áreas da Europa ocidental. Roger et al. (1988), por exemplo, verificou existir uma especialização por parte do toirão no consumo de coelho, o que fazia com que este carnívoro explorasse o meio de acordo com a distribuição desta presa.

Parece haver também uma aparente associação do toirão às linhas de água, o que poderá ser resultado não só da disponibilidade de refúgio mas igualmente da maior disponibilidade de alimento que aí encontra, nomeadamente de coelhos (Roger et al. 1988, Birks & Kitchener 1999, Matos et al. 2001). Esta associação foi confirmada pelos indícios encontrados na presente inventariação, que estavam localizados em matos associados a linhas de água. Contudo a versatilidade demonstrada pela espécie em utilizar outros habitats, principalmente a zona de interpenetração destes com as zonas ripícolas, permite-lhe também tirar partido de outros biótopos, nomeadamente os florestais, o que neste trabalho não foi possível confirmar dado o baixo número de indícios encontrados.

4.4. Fuinha

A fuinha revelou-se como uma das espécies mais comuns e com uma distribuição mais alargada ao longo da área de estudo (Figura 12), estando presente em 30.7% do total de círculos prospectados.

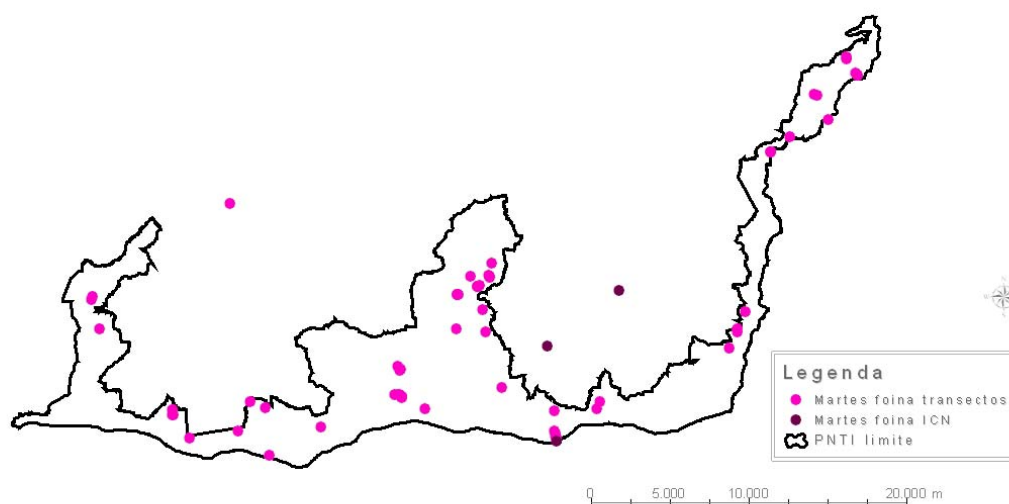


Figura 12. Presença de fuinha no PNTI e área envolvente.

O IQA máximo foi de 5,4 indícios/km, e com uma média de 0,48 indícios/km (Tabela 4), o que indica que para além de ter uma distribuição generalizada, apresenta uma



marcação relativamente elevada, quando comparada com os IQA das restantes espécies e quando comparado com outras áreas (Tabela 4).

Existe uma relativa acumulação de presenças de fuinha na zona da Ribeira do Aravil (a Oeste da localidade de Cegonhas), na zona central do PNTI, e na zona de Salvaterra do Extremo-Segura, na zona Este do PNTI. No entanto, a distribuição deste carnívoro abrange, de uma forma geral, todo o PNTI. De salientar que os 3 registos de fuinha extra transectos se referem a 2 atropelamentos (pontos fora da área do Parque, um em 2002 e outro em 2003) e um avistamento de 3 crias no Vale do Tejo (2001). Este último dado comprova a reprodução desta espécie na área do PNTI.

Factores que afectam a distribuição da fuinha

No que diz respeito ao tratamento estatístico, a análise de regressão logística univariada entre a presença/ausência de fuinha e cada variável ecológica isoladamente, permitiu obter os resultados que a seguir se apresentam (apenas se apresentam os resultados significativos) (Tabela 9).

Tabela 9. Modelos resultantes das regressões logísticas univariadas usando os dados de presença/ausência de fuinha e as variáveis ecológicas.

Variável	Beta	P
% Olival	2,724	0,016
Distância urbano	-1,618	0,006
Distância estrada	-0,776	0,062

Verificou-se que a ocorrência de fuinha está associada positivamente à presença de olival. Esta preferência por este tipo de habitat está, em Portugal, documentada para outras espécies de carnívoros, nomeadamente o texugo (Rosalino et al. 2005). Por outro lado, o facto da fuinha se poder encontrar geralmente na proximidade de centros urbanos e estradas, está também relacionado com a presença humana, facto já referenciado na literatura (Pereira 1999). Na área do PNTI, os olivais ainda em



exploração encontram-se geralmente junto aos povoados e em locais de fácil acessibilidade, o que poderá explicar a associação desta espécie a estas duas variáveis relacionadas com a presença humana (centros urbanos e estradas alcatroadas).

Observou-se também que a fuinha apresenta uma resposta unimodal à proporção de montados, aumentando a probabilidade de ocorrência desta espécie até determinado ponto de cobertura por montados, diminuindo em áreas dominadas por este uso do solo (Tabela 10, Figura 13).

Tabela 10. Resultados da análise do efeito unimodal (quadrático) da proporção de montados sobre a probabilidade de ocorrência de fuinha.

Variável	Beta	P
% Montados	4,356	0,043
% Montados ²	-5,852	0,043

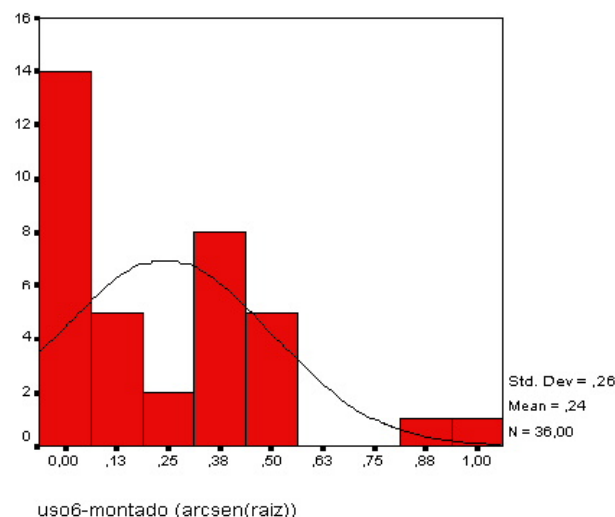


Figura 13. Distribuição de frequências da proporção de montados nos círculos amostrados em que se registou a presença de fuinha.



Analisou-se ainda a matriz de correlação de Spearman (anexo), no sentido de perceber se dentro das variáveis seleccionadas nas análises univariadas existe algum conjunto de variáveis multicolineares (com correlação significativa - $p < 0,05$ - e coeficiente superior a 0,8). Verifica-se que existem duas variáveis colineares: "distância a centros urbanos" e "distância a estradas". Destas, a variável "distância a centros urbanos" é a que apresenta uma correlação significativa com a presença/ausência de fuinha, sendo por isso mantida na análise de regressão multivariada. A outra variável foi excluída da análise.

A análise de regressão logística multivariada (usando a "proporção de olival" e a "distância a centro urbano" como variáveis independentes e a presença/ausência de fuinha como dependente) permitiu obter os seguintes resultados indicados na Tabela 10.

Tabela 11. Modelo resultante da regressão logística usando os dados de presença/ausência de fuinha e as variáveis seleccionadas na análise univariada. Teste Hosmer-Lemeshow=14,41 ($p=0,072$); 70% de classificações correctas.

Modelo	Beta	S.E.	Wald	Valor de p
distância centro urbano	-1,618	0,588	7,563	0,006
Constante	4,851	2,063	5,527	0,019

Mais uma vez se confirma a preferência da fuinha por zonas próximas de centros urbanos, o que pode estar relacionado com a disponibilidade alimentar. No entanto, este comportamento sinantrópico da fuinha já tinha sido referido bibliograficamente para áreas onde esta espécie se encontra em simpatria com outra espécie muito semelhante (a marta *Martes martes*). Foi também descrita a utilização, por parte da fuinha, de casas abandonadas para repousos diurnos (Pereira 1999) e pequenas hortas para alimentação, na área de Grândola (Santos-Reis et al. 2004). Apesar da variável referente à proporção de olival não ter sido seleccionada para integrar o modelo, a quantidade de alimento existente (roedores e frutos) em hortas e pomares



geralmente presentes nas imediações dos aglomerados urbanos pode explicar a preferência da espécie por este tipo de zonas.

Factores que afectam a abundância da fuinha

Utilizando como variável dependente na regressão linear univariada o IQA da fuinha, nenhuma das variáveis ecológicas analisadas apresentou uma relação significativa com esta variável. Por este motivo, não se procedeu à análise de regressão linear múltipla. No entanto, é de referir mais uma vez, a correlação significativa e positiva entre a abundância de fuinha e a presença de olival (anexo).

Ao analisar o possível efeito unimodal das variáveis ecológicas, verificou-se a presença de uma relação quadrática com o IQA da fuinha no caso da distância aos sistemas lênticos (Tabela 12; Figura 14). Este efeito é dificilmente interpretável em termos ecológicos.

Tabela 12. Resultados da análise do efeito unimodal (quadrático) da distância à charca mais próxima sobre a abundância relativa (IQA) de fuinha.

Variável	Beta	Sig.
Charca	6,001	0,032
Charca ²	-0,983	0,030

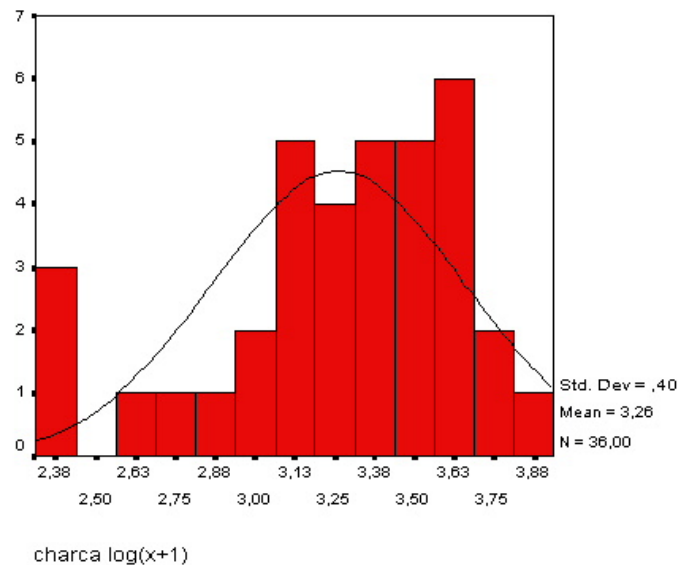


Figura 14. Distribuição de frequências das distâncias ao sistema lântico mais próximo nos círculos em que se registou a presença de fuinha.

4.5 Texugo

O texugo apresentou uma distribuição descontínua na área de estudo, ocorrendo apenas em 8,8% das áreas amostradas. A sua abundância relativa também é baixa, especialmente, quando comparada com outras espécies (Figura 15). Há no entanto, segundo Carlos Pacheco (com. pess.) várias observações de texugo na Cubeira e em Salvaterra do Extremo, neste último caso, de uma toca com uma família.

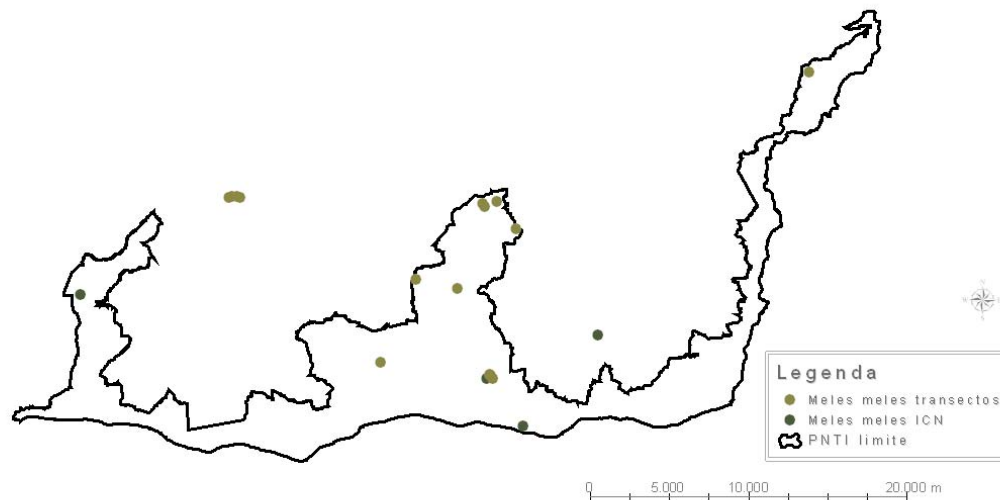


Figura 15. Presença de texugo no PNTI e área envolvente.

O texugo parece estar presente principalmente na área central do PNTI, embora também tenham sido encontrados indícios no troço superior do rio Ponsul e em Salvaterra do Extremo. Na zona dos Lentiscais (zona Oeste do Parque), ainda no decorrer do ano transecto, foi encontrado um animal atropelado. Em relação aos dados adicionais recolhidos, é de salientar que a presença de texugo data de 1994, quando foi observado um indivíduo na zona a Norte de Cegonhas, já fora dos limites do Parque. Há ainda outra observação antiga (1996), esta no interior do PNTI (zona central do Parque). Esta área revelou-se igualmente positiva para a presença desta espécie em dois transectos. Finalmente, a SE desta área, já perto do Rio Tejo, em 2002 foi encontrada uma latrina.

O IQA para o texugo no PNTI é relativamente baixo (o seu maior valor foi de 2,99 indícios/km e a média de 0,14 indícios/km) quando comparado com outras áreas de distribuição estudadas para esta espécie (Tabela 4).

Apesar da maioria dos indícios desta espécie terem sido encontrados em áreas de matos, a verdade é que esta espécie tem sido muitas vezes descrita como generalista



(Neal & Cheeseman 1996), tanto a nível de uso de habitat como de ecologia trófica (Rosalino et al. 2005). Contudo, tal como sucede com outras espécies de mamíferos carnívoros, a presença de texugo parece estar condicionada pela disponibilidade de alimento e de locais de refúgio (neste caso, tocas). Assim, no PNTI uma das áreas que têm maior probabilidade de fornecer alimento para esta espécie poderão ser os olivais. Esta espécie foi já descrita, para Portugal (Serra de Grândola) e para uma zona igualmente de montado, como um especialista sazonal no consumo de azeitona (Rosalino et al. 2005). Além disso, os matos e a vegetação ripícola, poderão também ser habitats importantes, o primeiro porque fornece refúgio e o segundo, porque além de abrigo fornece também alimento (e.g. amoras).

No entanto, e como já foi acima referido, não é só o alimento que condiciona a presença de texugo. Também para a Serra de Grândola, foi já comprovado que a densidade deste carnívoro é grandemente determinada, pela disponibilidade de locais para escavar tocas (Rosalino et al. *subm.*). O texugo é uma animal social que vive em grupo, em tocas por ele escavadas no solo e que geralmente são compostas de inúmeras galerias (Neal & Cheeseman, 1996). Estas tocas servem não só como locais de refúgio, mas também de interações sociais e de reprodução. Assim, uma possível explicação para a baixa densidade de texugos detectada, poderá estar relacionada com as características geomorfológicas do PNTI (solos esqueléticos, em áreas de xistos), que poderão não ser as mais adequadas para escavação de tocas. Isto, poderá contribuir para um menor número de grupos sociais e consequentemente da densidade de texugo.

4.6 Lontra

A lontra apresenta uma distribuição típica da espécie, estando associada às linhas de água presentes na área de estudo. Essa distribuição é contínua ao longo das principais linhas de água (rios Tejo, Erges e Ponsul, e ribeira do Aravil), estando a lontra presente em 94% das áreas amostradas com presença de água, e em 14,9% do total de círculos prospectados (Figura 16). A presente situação era expectável e confirma a actual distribuição em Portugal da espécie (Trindade et al. 1998). Os

pontos adicionais a Norte da área de estudo correspondem a animais atropelados em 2003 e 2004.

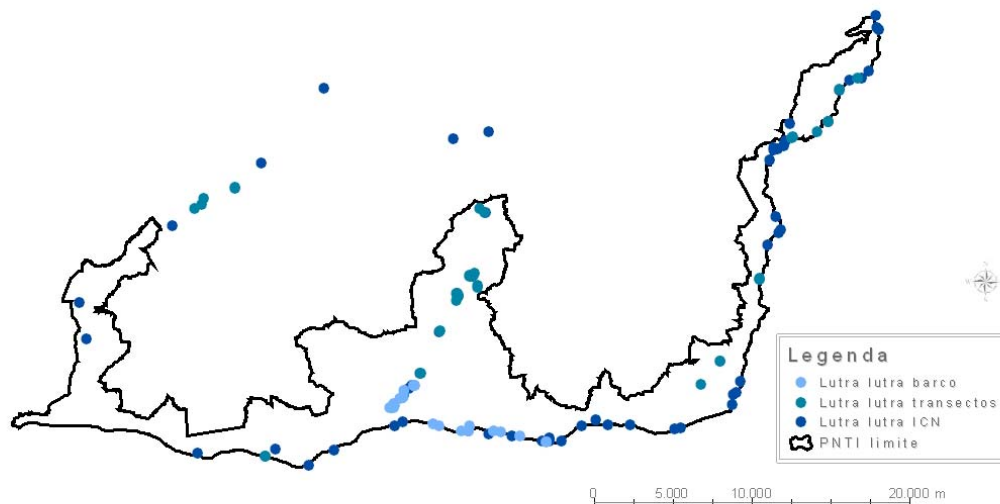


Figura 16. Presença de lontra no PNTI e área envolvente.

A lontra é uma espécie que apresenta maiores valores de IQA, juntamente com a raposa (médio=0,81 indícios/km e máximo=14,94 indícios/km; Tabela 4). Esta é uma situação normal, dado que é uma espécie que marca abundantemente os seus locais de marcação (e.g. Kruuk 1995). É possível dizer que a lontra apresenta uma distribuição e abundância elevadas nos locais de habitat potencial. A área de estudo apresenta, na generalidade, boas condições para a lontra, especialmente nas linhas de água de dimensão média/alta. As condições óptimas de habitat para esta espécie podem ser definidas como áreas com: coberto vegetal de qualidade e presença de tocas e refúgios potenciais (e.g. Macdonald & Mason 1982; Bas et al. 1984); reduzida poluição aquática e perturbação humana (e.g. Lunnon & Reynolds 1991; Robitaille & Laurence 2002); e elevada disponibilidade de presas (e.g. Kruuk et al. 1993; Beja 1996). É possível, pela observação e conhecimento adquirido durante as prospecções, afirmar de uma forma geral que estas condições se verificam na área de estudo.

4.7 Geneta

A geneta foi das espécies para a qual menos indícios foram detectados, com apenas 5 presenças confirmadas, sendo a maioria no troço superior do rio Ponsul (Figura 17).

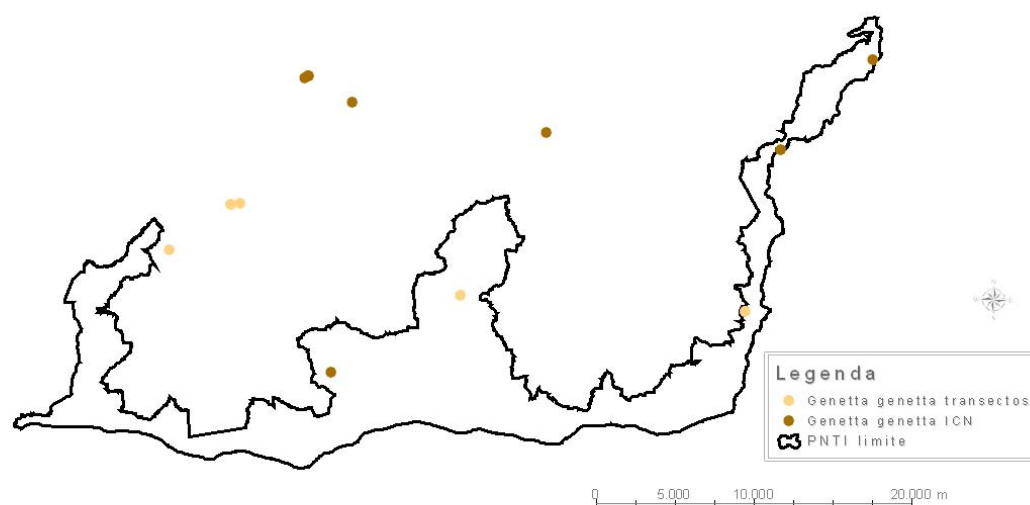


Figura 17. Presença de geneta no PNTI e área abrangente.

Se considerarmos os dados adicionais (ICN), a referência mais antiga da presença da espécie na área diz respeito a um atropelamento em 1995, no limite do PNTI (centro Oeste). Aliás, em termos de informações adicionais, é possível dizer que animais avistados ($n=2$), atropelados ($n=2$) e latrinas detectadas ($n=3$), indicam que a presença da geneta é mais generalizada do que a presente amostragem revela.

A geneta caracteriza-se por ser uma espécie com hábitos de marcação muito específicos (Espírito-Santo 1998). O facto de depositar os dejectos em latrinas, maioritariamente em afloramentos rochosos e árvores, faz com que seja muito difícil encontrar indícios de presença durante os percursos pedestres. Estes incluíram sempre que possível as zonas de afloramento rochoso anexos aos transectos. No entanto, as zonas mais ricas de afloramentos rochosos encontram-se nas zonas dos vales dos rios e ribeiras, sendo que a maioria são zonas inacessíveis que não



permitem prospecção. É expectável que a presença de geneta esteja muito associada a estas zonas, podendo assim a abundância desta espécie no PNTI ser muito superior à detectada com recurso apenas aos transectos efectuados. Este facto é confirmado pela localização das latrinas das informações adicionais, que se localizam precisamente na zona do Vale do Tejo. Desta forma, a geneta deverá ser a espécie que apresenta a maior subestimação da sua abundância na área em estudo em resultado da prospecção efectuada neste trabalho, situação que parece ser comprovada quando comparamos com outras áreas de distribuição desta espécie (Tabela 4).

4.8 Sacarrabos

O sacarrabos apresentou uma distribuição dispersa pelo PNTI, com todos os indícios encontrados durante os transectos incluídos no limite do PNTI (Figura 18). O sacarrabos é o único carnívoro maioritariamente diurno presente na área de estudo, o que deve justificar o elevado número de observações directas da espécie efectuadas pelos técnicos do ICN (n=6 desde 2000). Saliente-se ainda a detecção de um animal atropelado, fora do Parque, já em 2004, assim como uma das observações referidas.

Dado que o sacarrabos é uma das espécies mais comuns de mamíferos carnívoros, era expectável uma presença mais abundante do que aquela que foi detectada. Por exemplo, em relação ao IQA, o seu maior valor foi de 1,88 indícios/km e a média de 0,11 indícios/km, que é inferior aos valores obtidos nas áreas de comparação (Tabela 4).

A relativa escassez do sacarrabos não deverá estar relacionada com limitações de habitat, uma vez que a espécie tem hábitos generalistas, tendo sido encontrados indícios em áreas com usos e coberturas do solo diversificados, incluindo montados, matos e olival. Uma explicação mais plausível poderá ser a forte perseguição que esta espécie sofre nas zonas de caça, as quais ocupam mais de metade do território do PNTI. De facto, vários alvos inqueritos confirmaram que o sacarrabos é um dos alvos principais do controle de predadores, o que poderá causar reduções na sua

abundância e área de distribuição. Por outro lado, é importante ter em consideração que só recentemente esta espécie alargou a sua área de distribuição para Norte do Rio Tejo (Borrvalho et al. 1996), o que pode também resultar numa baixa densidade populacional na área do PNTI.

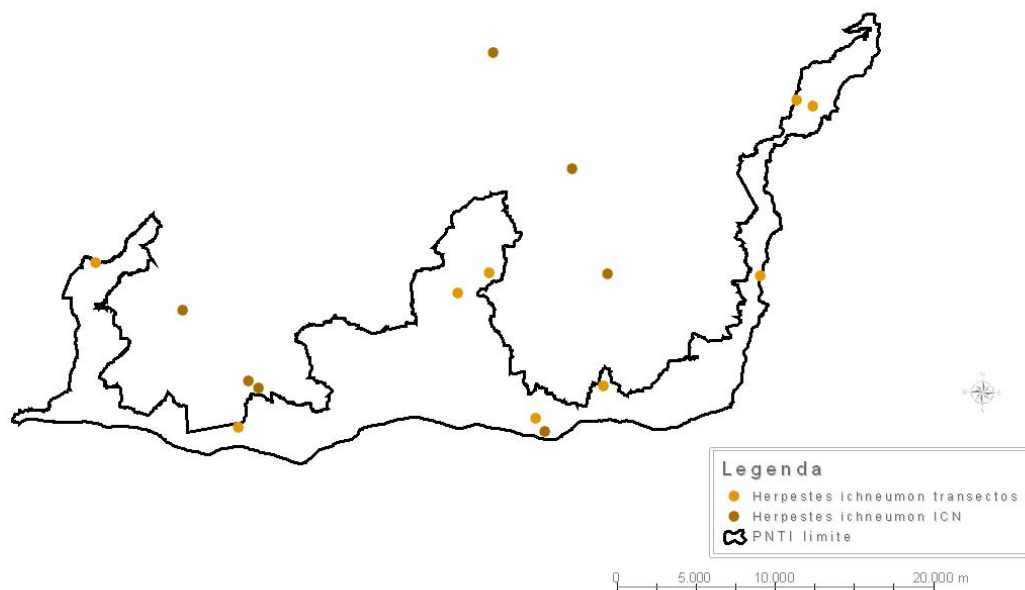


Figura 18. Presença de sacarrabos no PNTI e área envolvente.

4.9 Gato-bravo

O gato-bravo foi das espécies com menos indícios detectados durante os transectos, um facto que já era esperado, quer pela provável baixa abundância desta espécie, quer pela relativa dificuldade em encontrar os seus indícios. No entanto, foram detectadas 2 latrinas e 3 dejectos isolados, todos em zonas de mato mediterrânico. Complementarmente, foram observados 3 indivíduos desta espécie (dados ICN), um deles já em 2004 (Figura 19).

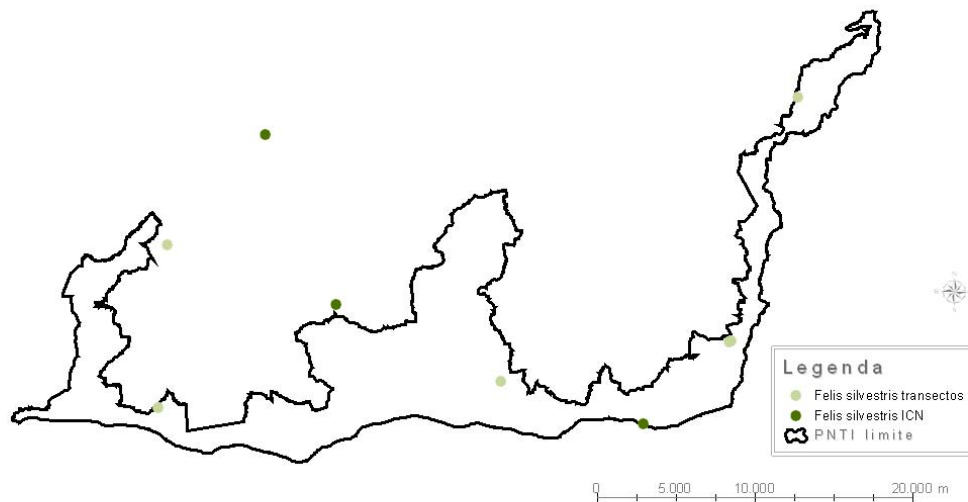


Figura 19. Presença de gato-bravo no PNTI e área envolvente.

À semelhança da importância das observações directas de gato-bravo, é de salientar o significado das latrinas detectadas; este facto reveste-se de um interesse acrescido por ser um bom indicador da ocorrência regular da espécie nesta zona. De facto, à semelhança de outras espécies de carnívoros, o gato-bravo deposita os seus dejectos em locais específicos designados por latrinas (Roper et al. 1993), assumindo estas uma importância particular, pois funcionam como locais de troca de informação, orientação e familiarização com a sua área vital (e.g. Clapperton 1989), cumprindo uma importante função territorial como locais de marcação (e.g. Bearder & Randall 1978, Richardson 1990, 1991, 1993).

No que diz respeito à armadilhagem fotográfica, os resultados não permitiram confirmar a presença de qualquer espécie de mamífero carnívoro na zona onde foram colocadas. Apenas se obtiveram registos fotográficos de veados e de um gato-doméstico. Este método de amostragem vai continuar a ser implementado por técnicos do ICN em outras regiões do parque propícias à ocorrência de carnívoros, nomeadamente o gato-bravo, no sentido de confirmar e completar a informação recolhida no decurso do presente trabalho.



Embora não tão dependente do coelho-bravo como o lince-Ibérico, o gato-bravo aparece associado também à presença deste lagomorfo. A baixa abundância de coelho-bravo na área de estudo (ver 4.12) poderá não permitir uma população mais abundante de gato-bravo. O aumento do efectivo desta espécie deverá passar por medidas de gestão adequadas nas zonas de caça e por medidas direccionadas ao aumento do efectivo de coelho-bravo.

4.10. Lince-Ibérico

O lince-Ibérico é um felídeo que apresenta uma distribuição geográfica restrita à Península Ibérica (Mitchell-Jones et al. 1999). É o carnívoro mais ameaçado da Europa (Delibes et al. 2000) e o felídeo mais ameaçado do mundo (Nowell & Jackson 1996), sendo o seu estatuto actual UICN de "Critically Endangered". Como tal, estudos que possam eventualmente incluir áreas potenciais de ocorrência desta espécie, quer no passado, quer na actualidade, têm sempre um interesse acrescido.

Tal como já referido (ponto 2), segundo Rodriguez & Delibes (1990) e Ceia et al. (1998), este predador estaria presente na área de estudo, dada a proximidade ao núcleo das Serras da Gata, Malcata, S. Pedro e S. Mamede (Figura 2 – núcleo 2), mais concretamente, na parte sul dos rios Tejo, Ponsul e Erges. Esta área foi definida por Ceia et al. (1998) como um provável corredor ecológico entre as populações de Serra de S. Pedro-S. Mamede e Serras da Gata-Malcata. Entre 1987 e 1993 foram confirmadas 3 observações desta espécie, que segundo os autores referidos podem corresponder a situações de dispersão entre os núcleos de Cilleros-Malcata ou Cedillo-Malcata.

Dada a importância histórica do núcleo da Serra da Malcata para a conservação do lince-Ibérico em Portugal, a área do PNTI foi alvo de prospecção no último censo desta espécie no nosso país (Sarmiento et al. 2004). No entanto, a presença de lince não foi confirmada, apontando para uma eventual extinção da espécie nesta área (Sarmiento et al. 2004).



Como seria de esperar deste contexto, não foram detectados quaisquer indícios de presença desta espécie. Esta perspectiva de ausência de lince-Ibérico é apoiada pelo facto de não existirem na área de estudo, presentemente, as condições que se consideram fundamentais para a sobrevivência deste felídeo. Uma destas condições é a ocorrência de vastas áreas de matagal. É ainda de salientar que esta espécie pode estar presente em zonas com plantações florestais durante a dispersão de juvenis (e.g. Palomares et al. 2001; Sarmiento et al. 2004). Apesar de no PNTI existirem algumas áreas com habitat adequado ao lince, verifica-se que as manchas de qualidade são dispersas e pouco extensas não garantindo, muito provavelmente, protecção suficiente a uma população viável de animais de hábitos tão elusivos e com áreas vitais tão vastas (Rodriguez & Delibes 1990). Da mesma forma, e no que diz respeito à estrita dependência alimentar do lince em relação ao coelho, cujas densidades devem ser, no mínimo, de 1 coelho/ha (e.g. Delibes 1979, Palma 1980, Castro 1992, Palomares et al. 2001), a baixa abundância deste lagomorfo no PNTI (ver ponto 4.12), também não permitirá a persistência do lince-Ibérico na área de estudo.

Este cenário é confirmado pela análise efectuada pelo próprio ICN, através da informação da versão preliminar do Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (www.icn.pt/psrn2000), que apresenta o habitat potencial para o lince-Ibérico, não sendo considerada a área do PNTI como uma dessas áreas. As zonas mais próximas que, segundo o ICN, apresentam as condições necessárias para a existência de habitat potencial são a Serra da Malcata e a Serra de S. Mamede (Figura 20).

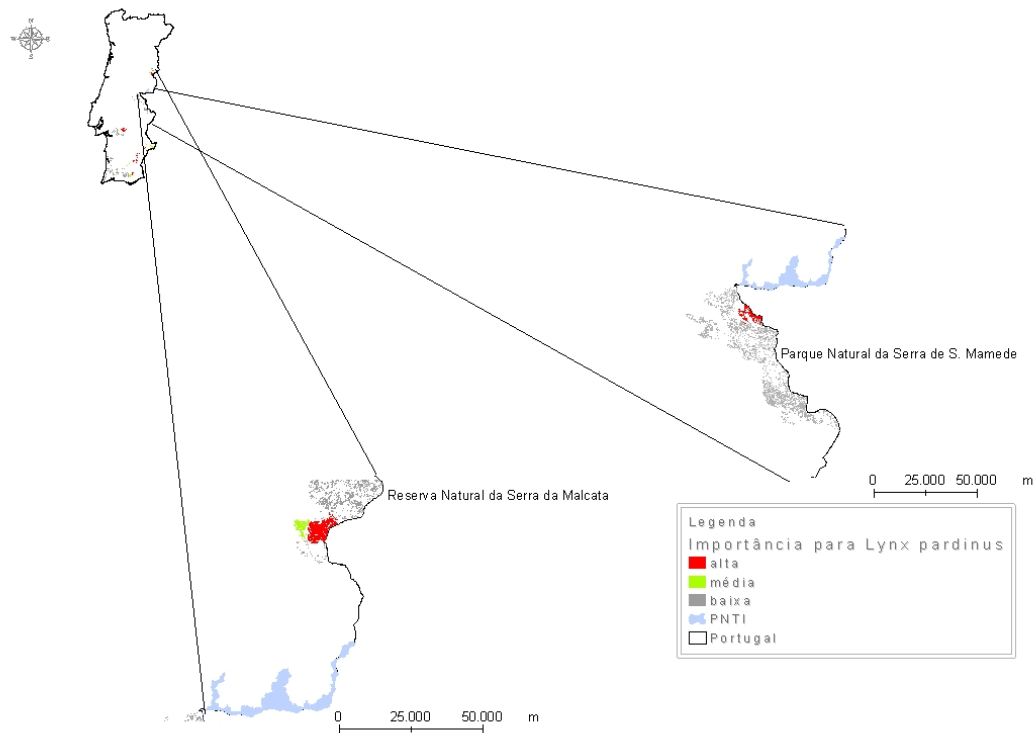


Figura 20. – Áreas de habitat potencial para lince-Ibérico na proximidade do PNTI (Fonte: ICN - Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (1ª versão))

4.11. Lobo-Ibérico

Actualmente, o lobo-Ibérico é considerado, em Portugal, uma espécie "em perigo de extinção" (SNPRCN 1990) estando totalmente protegido por lei desde 1988 (Lei 90/88, Dec.-Lei 139/90). A população lupina tem vindo ao longo do último século a regredir de Sul para Norte e de Oeste para Este do país, sendo a principal causa deste declínio a perseguição directa movida pelo Homem e a degradação do habitat (Petrucci-Fonseca 1990). Essa regressão é bem evidente a Sul do Rio Douro, tendo-se tornando muito delicada a situação do lobo nesta região da Península Ibérica.

As últimas referências a observações de lobos a Sul do Rio Douro, no concelho de Castelo Branco, e mesmo em grande parte do concelho de Idanha-a-Nova, são já muito antigas (Alexandre et al. 2000, Petrucci-Fonseca & Álvares 1997). Na região do



PNTI, os últimos registos provêm dos anos 80 (ICN 1997; Petrucci-Fonseca 1990), tratando-se de informações não confirmadas de observações esporádicas de lobos. Os locais onde os lobos foram observados estão muito próximos da fronteira com Espanha e são áreas de coutadas de caça, onde existem veados, sendo possível que os lobos ocorram aqui esporadicamente, embora não encontrem condições para se fixarem, sobretudo devido à perseguição humana (Alexandre et al. 2000). De facto, Viola (1992) referia observações de lobos no território espanhol entre o rio Tejo e a serra de S. Pedro, interpretando-as como resultado de movimentos de dispersão por parte de indivíduos dessa Serra.

A prospecção feita durante o presente trabalho não permitiu recolher informações sobre avistamentos recentes ou antigos de lobos na área do PNTI. Apenas se encontraram quatro dejectos com aparência semelhante aos dejectos de lobo, mas sem um odor que os caracterizasse como tal.

No que diz respeito ao cadáver de lobo encontrado a Norte de Idanha-a-Nova em Outubro de 2004, pensa tratar-se de um indivíduo dispersante isolado. No decurso deste trabalho realizaram-se inquéritos direccionados à população da região onde foi encontrado o lobo morto, mas não se conseguiu recolher informação fidedigna sobre avistamentos recentes de outros lobos vivos ou mortos. Na zona a Norte de Idanha-a-Nova existe uma vasta mancha de carvalhal denso, que provavelmente serviu de refúgio e zona de dispersão para o referido lobo que pode ser proveniente de um núcleo populacional esporádico existente na zona do Sabugal, ou de um núcleo existente na região de Trancoso, ou mesmo vir de Espanha, da região da Serra da Gata.

4.12. Coelho-bravo

Tal como já foi referido, não houve uma estratégia de amostragem direccionada especificamente para o coelho-bravo. No entanto, paralelamente à informação recolhida durante os transectos efectuados para mamíferos carnívoros, foi possível igualmente contabilizar o número de latrinas desta espécie. Palomares (2001) refere

que a contagem de latrinas traduz aceitavelmente a abundância relativa de coelho-bravo, tornando-se particularmente útil em amostragens de larga escala.

Foi possível encontrar indícios de coelho-bravo em 16 locais, o que é um valor muito baixo tendo em conta que foram prospectados 114 áreas, o que corresponde a apenas 14% do total prospectado (Figura 21).

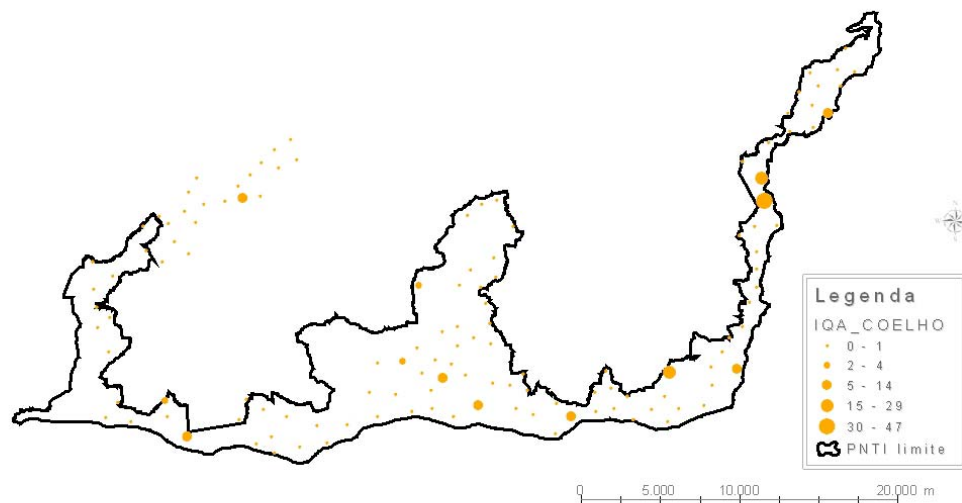


Figura 21. Abundância relativa de coelho-bravo encontrado nos transectos pedestres (nº de latrinas/Km).

Para efeitos comparativos com outros estudos, dividiu-se os transectos por classe de abundância de coelho: ausente (0 latrinas/Km); pouco abundante (1 a 48 latrinas/Km) e abundante (49 ou mais latrinas/Km) (Tabela 17). Verifica-se que mesmo nas poucas áreas onde ocorre, o coelho apresenta abundâncias mais baixas do que em outras áreas com habitat globalmente similar. Por exemplo, para a mesma classificação de abundância, a área envolvente à Barragem de Alqueva apresentou valores na ordem dos 41,4% de presença da espécie (Santos-Reis et al, 2003.).



Tabela 17. Distribuição de abundâncias de coelho-bravo nos transectos prospectados: ausente (0 latrinas/Km); pouco abundante (1 a 48 latrinas/Km) e abundante (49 ou mais latrinas/Km).

	Número de “buffers”	Percentagem.
Ausente	98	86,0%
Pouco abundante	16	14,0%
Abundante	0	0,0%

Esta baixa percentagem de ocorrência de coelho-bravo foi confirmada pelos inquéritos efectuados, dado que todos os entrevistados referiram que a situação a espécie é preocupante, sendo a sua abundância praticamente nula em muitos locais do PNTI. De referir ainda que alguns núcleos de maior abundância da espécie apresentam um padrão fragmentado, indiciando um possível isolamento entre as populações e uma maior vulnerabilidade, com conseqüente risco de extinção no local. Estes dados corroboram os apresentados por Sarmento et al. (2004), que referem para a área de Malcata-Tejo uma distribuição irregular e fragmentada.

A existência de algumas áreas de habitat adequado, como sejam os matagais mediterrânicos e montados com subcoberto associados a pastagens, que funcionam como locais de alimentação e refúgio de coelho-bravo, permite concluir que no PNTI existem locais com características suficientes para a recuperação e subsistência de populações viáveis deste mamífero. No entanto, e tendo em conta que cerca de metade da área do PNTI é coberta por zonas de caça, as medidas de gestão de caça adoptadas nessas zonas terão de ser revistas no sentido de promoverem um aumento do efectivo populacional de coelho-bravo em todo o parque.



5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comunidade de mamíferos carnívoros existentes na área englobada pelo PNTI pode ser considerada diversificada, mas pouco abundante, sendo dominada por espécies generalistas como a raposa e a fuinha. Das nove espécies de carnívoros cuja área de distribuição potencial actual abrange o PNTI, foi possível detectar oito, durante a realização do trabalho de campo. Contudo, é provável que se tenha que adicionar ainda a doninha que, por razões metodológicas, não foi detectada, mas para a qual, segundo Carlos Pacheco (com. pess.) há dois registos nas proximidades do PNTI. Constrangimentos temporais e logísticos do trabalho impediram a implementação de uma estratégia de amostragem dirigida especificamente às espécies mais especialistas em termos de uso de habitat. Além disso, áreas de maior interesse ecológico em termos de habitat potencial para algumas espécies importantes, tais como o gato-bravo (e.g., vales encaixados com coberto cerrado), revelaram-se inacessíveis. Deste modo, é provável que exista uma subestimação da distribuição e abundância das espécies em estudo. No entanto, esta situação de baixa abundância relativa corrobora os dados apresentados por Sarmento et al. (2004) os quais referem que a área adjacente da Serra da Malcata apresenta uma comunidade de mamíferos carnívoros pobre e onde a raposa é dominante (dados obtidos por armadilhagem fotográfica; Guzmán et al. 2002, Castro 2003, Sarmento et al. 2004).

Com base nos resultados obtidos, é possível identificar dois grupos distintos de espécies: um primeiro formado pela raposa, fuinha e lontra, que apresenta uma distribuição generalizada na área de estudo e com abundância mais elevada; e um segundo grupo, formado pelas restantes espécies, e que se caracteriza por ter uma distribuição mais fragmentada e abundância baixa.

A distribuição de mamíferos carnívoros no PNTI é generalizada, mas fragmentada, não tendo sido possível identificar áreas de elevada diversidade específica ou abundância. No entanto, as áreas de maior riqueza específica de mamíferos carnívoros, encontrar-se-ão, previsivelmente, em zonas de vegetação de reconhecida importância para a maioria destes predadores, como são os matagais mediterrânicos, áreas de subcoberto denso e vegetação ripícola. As principais extensões destas



unidades paisagísticas localizam-se geralmente em vales encaixados e escarpas inacessíveis e com relativo isolamento. É assim, de salientar a elevada importância destas áreas, que está associada, por um lado, ao facto de nelas subsistirem importantes recursos tróficos para a maioria dos carnívoros (e.g., coelho-bravo para o toirão e gato-bravo; herpetofauna e ictiofauna para a lontra) e, por outro, à elevada disponibilidade de estruturas que proporcionam abrigo.

Igualmente importantes são as zonas onde é praticada agricultura permanente ou temporária, tal como os olivais que aparecem em geral associados a hortas. Estes habitats revelaram-se especialmente importantes para a fuinha. Estas unidades de paisagem também constituem uma importante fonte de alimentação e, juntamente com os habitats acima referidos, são uma alternativa às plantações intensivas de considerável tamanho, implementadas numa área considerável do PNTI. Estas plantações são tradicionalmente apontadas como tendo uma capacidade reduzida, ou mesmo nula, de proporcionar alimento.

Todos estes ambientes (e.g., matos mediterrânicos, hortas, olivais) são determinantes, não só para os mamíferos carnívoros, mas também para a conservação da natureza uma vez que estão associados a níveis elevados de biodiversidade. Deste modo, é fundamental, não só manter a sua estrutura, mas também implementar medidas de promoção e gestão, de forma a expandir as áreas de influência destes biótopos. Assim, a manutenção destes sistemas, em conjunto com as manchas florestais, principalmente de espécies autóctones, formam um mosaico fundamental para a manutenção da biodiversidade característica destes ecossistemas

Na zona abrangida pelo PNTI, a floresta assume um papel muito importante, atendendo à sua considerável área de ocupação. A formação florestal que nesta Área Protegida assume maior importância em termos de área é o montado de sobre e azinho que ocupa uma superfície de ca. 6000 ha. No entanto, a produção do eucalipto constitui uma fácil e rápida fonte de rendimento e, como tal, está igualmente presente com relativa importância. Em termos ecológicos, e atendendo à particularidade de ser uma espécie exótica, o eucalipto entra em conflito com espécies autóctones que



ocorrem no mesmo habitat, tornando-se assim um factor de degradação para o equilíbrio natural do ecossistema em que se encontra inserido (Alves et al. 2002).

É de referir ainda, a ocorrência de áreas totalmente degradadas do ponto de vista florestal no PNTI, que não têm sido objecto de qualquer intervenção. Nestas zonas a recuperação da vegetação natural é essencial e importa potenciar, não só no que diz respeito à própria riqueza florística, mas como forma de permitir a recuperação das comunidades faunísticas que lhes estão associadas, das quais os mamíferos carnívoros se incluem.

Assim, torna-se cada vez mais importante promover práticas agro-silvo-pastoris aplicadas a estes agro-ecossistemas de modo a manter as condições de habitat e, consequentemente, a biodiversidade. Esta questão é determinante também para a comunidade de micromamíferos que, dada a baixa abundância de coelho-bravo, deve constituir, juntamente com os frutos, uma importante fatia da dieta dos carnívoros. Ter conhecimento de como é constituída a comunidade de micromamíferos da área teria sido fundamental para melhor se poder interpretar a distribuição e abundância das espécies de mamíferos carnívoros, contudo esta inventariação não era do âmbito deste estudo. É ainda de referir a necessidade de preservar as áreas de matagal de modo a contribuir para a manutenção das populações de coelho-bravo, essenciais para espécies como o toirão e gato-bravo. A manutenção e restauração da vegetação ripícola, são também importantes factores como forma de incrementar a área de subcoberto que proporciona zonas de refúgio. Além disso, consequentemente pode também aumentar a disponibilidade alimentar através do acréscimo da abundância de muitas espécies de roedores. Estas zonas de refúgio são também determinantes para a comunidade de mamíferos carnívoros como balanço proveniente da ausência de refúgio nas plantações florestais extensivas (eucaliptal e pinhal sem subcoberto) presentes em grande área do PNTI.

A presença humana no PNTI, tem a ela associada uma elevada disponibilidade de alimento, em especial junto aos aglomerados populacionais (presença de olivais, hortas, galinheiros, etc.). Este factor juntamente com a menor pressão cinegética junto a estradas e a povoados (legalmente imposta), poderão explicar as associações



encontradas entre algumas espécies e essas zonas. Como tal, apesar de haver problemas óbvios resultantes da pressão humana (e.g., perseguição directa) e da gestão do território (e.g., gestão de áreas de caça) que poderão colidir com os objectivos da conservação dos mamíferos carnívoros, torna-se evidente que a presença humana no PNTI beneficia, sobre muitos aspectos, este grupo faunístico.

Como já referido, presentemente não existem condições de subsistência de linco Ibérico na área do PNTI. No entanto, devem ser acauteladas as eventuais hipóteses de, no futuro, poder haver uma recolonização por parte desta espécie a partir de outras áreas de ocorrência mais provável (e.g. Malcata e São Mamede – Figura 23). A probabilidade de uma potencial recolonização desta espécie no PNTI, será maior especialmente se houver um investimento para criar condições ecológicas para tal nessas áreas. Deste modo, a elaboração de cartas de potencialidade de habitat e da disponibilidade de coelho-bravo mais detalhadas deverão ser ferramentas fundamentais para um futuro plano de recuperação do linco Ibérico para a área do PNTI. Um plano de recuperação do coelho seria uma mais valia para os carnívoros, apesar de existir uma forte concorrência ecológica por parte do veado, que apresenta efectivos, em muitas situações, elevados. Por outro lado, a possibilidade de determinar que áreas constituirão possíveis corredores de dispersão para esta espécie, como sejam os vales de rios, deverão ser alvo de avaliação e protecção prioritária. Do mesmo modo, dever-se-ia acautelar a pressão humana sobre a espécie como resultado da grande percentagem de área ocupada por zonas de caça. Aliás, a gestão praticada nestas áreas cinegéticas, que se traduz pela exploração de caça grossa (maioritariamente veado), não promove a recuperação das populações de coelho-bravo. Este será um dos factores mais condicionantes, não só para a ocorrência de linco Ibérico, mas também de outras espécies de carnívoros.

No que diz respeito ao lobo, existem na região do PNTI ainda boas condições, quer de refúgio, quer de ocorrência de presas silvestres, para sustentar um núcleo populacional destes predadores. No entanto, a grande pressão cinegética existente na área dificilmente permitirá a fixação de um tal núcleo populacional. À semelhança do que ocorre com o linco Ibérico, a perseguição humana constitui uma forte pressão negativa, mesmo quando a dispersão e possibilidade de recolonização natural do lobo



numa região, é ainda somente uma possibilidade. Contudo, dado que a região do PNTI tem algumas potencialidades biofísicas para a dispersão da população lupina a Sul do Rio Douro, e dada a importância desta espécie, a forma como a área protegida é gerida deverá ter em conta esta potencialidade.

Em resumo, os resultados agora apresentados demonstram que o PNTI tem uma comunidade de carnívoros composta por espécies de distribuição generalizada em Portugal, sendo muito escassas ou estando mesmo ausentes as espécies com maior valor de conservação, como o lobo, o lince, o gato-bravo e o toirão. Para promover a recuperação destas espécies, nomeadamente daquelas que ainda mantêm alguns efectivos na área (toirão e gato-bravo), é fundamental promover a recuperação das populações de coelho. Para cumprir este objectivo, será necessário numa primeira fase fazer um diagnóstico detalhado das populações actuais e dos factores que influenciam a sua distribuição e abundância, o que permitirá na fase subsequente delinear um plano de intervenções. Estas intervenções deverão ser feitas em colaboração com as zonas de caça, devendo incluir acções de melhoria do habitat e eventuais repovoamentos. A colaboração com as zonas de caça deveria também privilegiar a redução da mortalidade de espécies protegidas, deliberada ou acidental, durante as acções de controle de predadores.



6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, M.P. (1993). *A comunidade de carnívoros da Reserva Natural da Serra da Malcata. Uma partilha de recursos*. Relatório de Estágio Profissionalizante para obtenção da licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 197pp.
- Alexandre, A.S.; Cândido, A.T. & Petrucci-Fonseca, F. (2000). A população lupina portuguesa a sul do rio Douro. *Galemys* 12 (nº especial): 113-122
- Alves, A.; Sequeira, H. & Tomás, L. (2002). *Plano Zonal Agro-Ambiental do Parque Natural do Tejo Internacional*. Direcção Geral do Desenvolvimento Rural e Instituto de Conservação da Natureza.
- Bas, N.; Jenkins, D. & Rotery, P. (1984). Ecology of otters in the Northern Scotland. V: The distribution of otter (*Lutra lutra*) faeces in relation to bankside vegetation on the river Dee in Summer 1981. *Journal of Applied Ecology* 21: 507-513.
- Bearder S.K. & Randall, R.M. (1978). The use of faecal marking sites by spotted hyenas and civets. *Carnivore* 1(2): 32-48.
- Beja, P. (1996). An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *Journal of Applied Ecology* 33: 1156-1170.
- Birks, J.D.S. & Kitchener, A.C. (1999). *The distribution and status of the Polecat Mustela putorius in Britain in the 1990s*. The Vincent Wildlife Trust. London. 152pp.
- Blandford, P.R.S. (1987). Biology of the polecat *Mustela putorius*: a literature review. *Mammal Review*. 17 (4): 155-198.
- Borralho, R.; Rego, F.; Palomares, F. & Hora, A. (1996). The distribution of the Egyptian mongoose *Herpestes ichneumon* (L.) in Portugal. *Mammal Review*: 26(1): 1-8.
- Castro, L. (1992). *Ecologia e conservação do lince ibérico na Serra da Malcata*. Relatório de Estágio para obtenção da Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.



- Castro, L. (2003). Estudo e monitorização do lince-ibérico no barlavento algarvio. ICN/DHE. Relatório interno não publicado.
- Ceia, H.; Castro, L.; Fernandes, M. & Abreu, P. (1998). *Lince-ibérico em Portugal. Bases para a sua conservação*. Relatório final do Projecto “Conservação do lince-ibérico”. ICN/LIFE programme. Relatório interno não publicado.
- Clapperton B.K. (1989). Scent-marking behaviour of the ferret, *Mustela furo* L. *Animal Behaviour* 38: 436-446.
- Delibes M. (1979). Le lynx dans la Péninsule Ibérique. Répartition et régression. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, nº sp. Scien. Et Tech. *Le lynx*: 41-46
- Delibes, M.; Rodríguez, A & Ferreras, P. (2000). *Action Plan for the conservation of the Iberian lynx (Lynx pardinus) in Europe*. WWF – Mediterranean program.
- Durbin, J. & Watson, G.S. (1950). Testing for Serial Correlation in Least Squares Regression. I. *Biometrika* 37 (3-4): 409-428
- Espírito-Santo, C. (1998). *O comportamento de marcação de Genetta genetta (Linnaeus, 1758) na Serra de Grândola*. Relatório de estágio profissionalizante para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais. Departamento de Biologia Animal – Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 52 pp.
- Guzman, J.N.; Garcia, F. & Garrote, G. (2002). Censo-diagnóstico de las poblaciones de lince-ibérico en España. DGCN. MIMAM. Relatório interno não publicado.
- ICN (1997). *Conservação do Lobo em Portugal*. Projecto LIFE. Relatório Final. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Kruuk, H. (1995). *Wild otters predation and population*. Oxford University Press. 290 pp.
- Loureiro, F. & Santos-Reis, M. (2001). *Evaluation of the effect of the hunting regime on terrestrial vertebrates (mammals)* - Avaliação do efeito do regime cinegético em vertebrados terrestres (mamíferos). Relatório Final no âmbito do projecto PRAXIS/C/AGR/11062/1998.



- Lunnon, R. M. & Reynolds, J. D. (1991). *Distribution of the otter Lutra lutra in Ireland, and its value as an indicator of habitat quality*. Pp. 435-443 in Bioindicators and Environmental Management. D.W. Jeffrey & B. Madden, eds. Academic Press.
- Macdonald D. (1983). Un cas particulier. *Naturopa*. 45: 20-21.
- MacDonald, S. M. & Mason, C.F. (1982). The otter *Lutra lutra* in central Portugal. *Biological Conservation* 22: 207-215.
- Mathias, M.L.; Santos-Reis, M., Palmeirim, J. & Ramalhinho, M.G. (1999). *Guia dos Mamíferos Terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. Instituto de Conservação da Natureza. Lisboa
- Matos, H., Santos, M.J., Grilo, C., Sousa, I. & Santos-Reis, M. (2001). *Estudos de biologia e ecologia do toirão Mustela putorius na área de regolfo de Alqueva e Pedrogão*. Relatório Técnico Final (Programa de Minimização para o Património Natural). Centro de Biologia Ambiental (FCUL), 91 pp.
- Mitchell-Jones, A.J.; Amori, G.; Bogdanowicz, W.; Krystufek, B.; Reijnders, P.J.H.; Spitzenberger, F.; Stubbe, M.; Thissen, J.M.B.; Vohralik, V. & Zima, J. (1999). *The Atlas of European Mammals*. T & AD Poyser, London. 484 pp.
- Neal, E., & Cheeseman, C. (1996). *Badgers*. T. & A. D. Poyser Ltd. London.
- Nowell, C. & Jackson, P. (1996). *Wildcats*. Status survey and conservation action plan. IUCN.
- Palma, L.A. (1980). Sobre distribuição, ecologia e conservação do lince ibérico em Portugal. *I Reunión Iberoamericana de Zoólogos de Vertebrados*, La Rábida (1977). Sevilla, Ministério de Universidades y Investigación: 569-586.
- Palomares, F. (2001). Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29(2): 578-585.
- Palomares F.; Delibes, M.; Revilla, E.; Calzada J. & Fedriani J.M. (2001). Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in southwestern Spain. *Wildlife Monographs* 148: 1– 36.
- Palomo, L.J. & Gisbert, J. (2002). *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. 564 pp.



- Pereira, I. (1999). *Comportamento de selecção de locais de repouso diurno em Genetta genetta e Martes foina na Serra de Grândola*. Relatório de estágio profissionalizante para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais. Departamento de Biologia Animal – Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 50 pp.
- Petrucchi-Fonseca, F. (1990). *O Lobo (Canis lupus signatus Cabrera, 1907) em Portugal. Problemática da sua Conservação*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Petrucchi-Fonseca, F. & Álvares, F. (1997). *Evolução Histórica da Distribuição e Análise da Situação Actual do Lobo na Metade do Sul de Portugal. II Jornadas Sobre El Lobo Mediterrâneo, Sevilha, Espanha*.
- Pinto, B. (1998). *Abundância e ecologia espacio-temporal da comunidade de carnívoros da Serra de Grândola*. Relatório de Estágio de Licenciatura em Biologia. Universidade de Lisboa.
- Raposo, H. (1993). *Tejo Internacional, Proposta de Classificação como Parque Natural ao abrigo do Decreto-lei n.º 19/93 de 23 de Janeiro*. Relatório interno do Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 33/2004 (2004). *Determina a elaboração do Plano de Ordenamento do Parque Natural do Tejo Internacional e constitui a respectiva comissão mista de coordenação, Diário da República I Série B, 68, Data de Publicação: 20-03-2004. 1562-1563pp*.
- Richardson P.R.K. (1990). Scent marking and territoriality in the aardwolf *Proteles cristatus*. Chemical signal in *Vertebrates* (eds. D.W. Macdonald, D. Müller-Schwarze & S.E. Natynczuk), pp. 378-387, Oxford University press. Oxford.
- Richardson P.R.K. (1991). Territorial significance of scent marking during the non-mating season in the aardwolf *Proteles cristatus* (Carnivora: Protelidae). *Ethology* 87: 9-27.
- Richardson P.R.K. (1993). The function of scent marking in territories: a resurrection of the intimidation hypothesis. *Transactions of the Royal Society of South Africa* 48 (2): 195-206.



- Robitaille, J. F. & Laurence, S. (2002). Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and in France in relation to landscape characteristics. *Animal Conservation* 4: 337-344.
- Rodríguez, A & Delibes, M.(1990). *El lince ibérico (Lynx pardina) en España. Distribución y problemas de conservación*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- Roger, M.; Delattre, P. & Herrenschmidt, V. (1988). *Le putois (Mustela putorius Linnaeus, 1758)*. Encyclopédie des carnivores de France. Société Française pour l'Étude et Protection des Mammifères. 15. 38pp.
- Roper T.J.; Conradt, L.; Butler,J.; Christian, S.E.; Ostler, J. & Schmid, T.K. (1993). Territorial marking with faeces in badgers (*Meles meles*): a comparison of boundary and hinterland latrine use. *Behaviour* 127: 289-307.
- Rosalino, L.M.; Loureiro, F.; Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (2005). Dietary shifts of the badger *Meles meles* in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology*. 70(1): 12-23.
- Rosalino, L.M.; Macdonald, D.W. & Santos-Reis, M. (subm.). Resource dispersion and badger population density in Mediterranean woodlands: is food, water or geology the limiting factor? *Oikos*.
- Rosário, J. (2003). Comparação de Métodos de Inventariação de Carnívoros. Relatório de estágio de Licenciatura em Biologia, Universidade de Évora.
- Santos-Reis, M. (1983). Status and distribution of the Portuguese mustelids. *Acta Zoologica Fennica*, 174: 213-216.
- Santos-Reis, M & Mathias, M.L. (1996). The historical and recent distribution and status of mammals in Portugal. *Hystrix* (n-s). 8(1-2): 75-89
- Santos-Reis, M.; Ferreira, J.P.; Pedroso, N.; Baltazar, C.; Matos, H.; Pereira, I.; Grilo, C.; Sales-Luís, T.; Santos, M.J.; Cândido, A.T.; Sousa, I. & Rodrigues, M. (2003). *Projectos de Monitorização de Mamíferos. Monitorização de Carnívoros. Relatório Final. 2ª Fase de Monitorização. (Programa de Minimização para o Património Natural)*. Centro de Biologia Ambiental (FCUL) e Centro de Estudos da Avifauna Ibérica (CEAI). 207 págs.
- Santos-Reis, M.; Rosalino, L.M.; Loureiro, F. & Santos, M.J. (*in press*). Badgers in Portugal: distribution, status and conservation. in *Ecología, distribución y estatus*



de conservación del tejón Ibérico (E. Virgós, J.G. Mangas, E. Revilla & X.-D. Roura, eds). SECEM. Madrid.

Santos-Reis, M.; Santos, M.J.; Lourenço, S.; Marques, T.; Pereira, I. & B. Pinto. 2004. Relationships between stone martens, genets and cork oak woodlands in Portugal. in D. J. Harrison, A. K. Fuller, and G. Proulx, editors. *Marten and fishers (Martes) in human-altered environments: An international perspective*. Pp:147–172, Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, USA.

Sarmento, P., Cruz, J., Monterroso, P., Tarroso, P., Negrões, N. & Ferreira, C. (2004). *The Iberian lynx in Portugal. Status survey and conservation action plan*. Instituto da Conservação da Natureza (ICN).

SNPRCN (1990). *Livro Vermelho dos Vertebrados Terrestres de Portugal. Vol. I. Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa 219 pp.

Trindade, A; Farinha, N. & Florência, E. (1998). A distribuição da lontra *Lutra lutra* em Portugal - Situação em 1995. *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*. 28: 1-121.

Viola, J. J. (1992). El lobo en Extremadura. *Trofeu*, 269: 102-106.

Wilson D., Cole, F.R., Nichols, J.D., Rudran, R. & Foster, M.S. eds. (1996). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London, 409pp.

Zar, J. H. (1999): *Biostatistical Analysis*. New Jersey: Prentice Hall. Inc. 718pp.



ANEXO

Matriz das correlações de Spearman entre as variáveis ecológicas ambientais e a ocorrência, abundância e riqueza específica de mamíferos carnívoros no Parque Natural do Tejo Internacional.

[illegible]



		caça	sist. lântico	urbano	estrada	rios	água	coelho	eucaliptal	folhosas	herbáceas	matos	montado	olival	ripícolas	fuinha-presenç	fuinha-IQA	raposa-presença	riqueza específ.
folhosas	coef.	0,152	0,02	0,165	0,275	-0,263	0,454	0,052	-0,036	1									
	sig.	0,104	0,835	0,077	0,003	0,004	0	0,582	0,7	,									
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114									
herbáceas	coef.	-0,107	-0,082	-0,239	-0,27	0,123	-0,255	0,147	-0,425	-0,136	1								
	sig.	0,251	0,384	0,01	0,003	0,187	0,006	0,117	0	0,146	,								
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114								
matos	coef.	-0,003	-0,031	0,039	0,166	-0,212	0,233	0,052	0,162	0,258	-0,29	1							
	sig.	0,975	0,741	0,68	0,075	0,022	0,012	0,582	0,082	0,005	0,001	,							
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114							
montado	coef.	0,022	0,047	-0,1	-0,158	0,176	-0,047	-0,022	-0,511	-0,143	0,168	-0,338	1						
	sig.	0,817	0,613	0,287	0,091	0,059	0,616	0,811	0	0,126	0,072	0	,						
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114						
olival	coef.	-0,336	0,118	-0,625	-0,565	0,205	-0,187	0,086	-0,308	-0,103	0,344	0,012	0,038	1					
	sig.	0	0,208	0	0	0,027	0,044	0,359	0,001	0,27	0	0,896	0,683	,					
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114					
ripícolas	coef.	0,007	-0,03	0,156	0,011	-0,138	0,17	0,061	-0,013	0,104	0,05	0,096	0,118	-0,122	1				
	sig.	0,938	0,753	0,094	0,905	0,139	0,069	0,515	0,891	0,265	0,594	0,306	0,207	0,193	,				
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114				
fuinha presença	coef.	-0,051	0,056	-0,249	-0,143	0,032	0,063	-0,046	-0,041	0,098	0,03	0,044	0,01	0,253	-0,073	1			
	sig.	0,586	0,553	0,007	0,125	0,731	0,498	0,624	0,66	0,295	0,747	0,636	0,918	0,006	0,435	,			
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114			
fuinha IQA	coef.	-0,056	0,06	-0,193	-0,133	0,06	-0,029	-0,035	-0,04	-0,015	0,032	-0,033	-0,021	0,246	-0,056	0,765	1		
	sig.	0,55	0,526	0,037	0,153	0,525	0,757	0,71	0,671	0,877	0,73	0,724	0,819	0,008	0,552	0	,		
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114		



		caça	sist. lântico	urbano	estrada	rios	água	coelho	eucaliptal	folhosas	herbáceas	matos	montado	olival	ripícolas	fuinha-presenç	fuinha-IQA	raposa-presença	riqueza especif.
raposa presença	coef.	-0,166	-0,144	-0,17	-0,199	-0,03	0,008	0,102	-0,151	-0,076	0,168	0,195	-0,021	0,222	0,037	0,118	0,107	1	
	sig.	0,074	0,123	0,068	0,032	0,749	0,932	0,274	0,106	0,42	0,072	0,036	0,821	0,017	0,694	0,208	0,252	.	
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	
raposa-IQA	coef.	-0,181	-0,093	-0,191	-0,24	-0,018	0,036	0,038	-0,044	-0,127	0,101	0,188	-0,064	0,194	-0,032	0,111	0,144	0,853	0,547
	sig.	0,051	0,323	0,04	0,009	0,85	0,702	0,689	0,638	0,173	0,282	0,043	0,498	0,037	0,731	0,237	0,123	0	0
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114
riqueza específica	coef.	-0,182	-0,086	-0,211	-0,222	-0,015	0,038	0,098	-0,161	-0,093	0,155	0,074	0,06	0,193	0,12	0,573	0,456	0,677	1
	sig.	0,05	0,361	0,023	0,016	0,877	0,684	0,294	0,084	0,322	0,096	0,431	0,525	0,038	0,2	0	0	0	.
	N	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114

