

# **Modelação da distribuição do toirão (*Mustela putorius* L., 1758) numa paisagem agrícola mediterrânica**

**Modelling the distribution of the European polecat (*Mustela putorius*, Linnaeus 1758) in a Mediterranean agricultural landscape**



**Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em  
Biologia da Conservação**

**Universidade de Évora  
Frederico Mestre**

**Orientador: Prof. Dr. António Mira**

UE  
155  
994

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri.

**Modelação da distribuição do toirão (*Mustela putorius* L., 1758)  
numa paisagem agrícola mediterrânica**

--

**Modelling the distribution of the European polecat (*Mustela putorius*, Linnaeus 1758) in a Mediterranean agricultural landscape**

**Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Biologia da  
Conservação**

**Universidade de Évora**

**Frederico Mestre  
Orientador: Prof. Dr. António Mira**



155-9924

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri.

598.2

## **Agradecimentos**

De toda a tese esta é, com toda a certeza, a parte que mais me custa escrever. Não por não me sentir reconhecido aos que, de um modo ou de outro, me ajudaram a completar esta tarefa, mas porque simplesmente não sei como o expressar.

Agradeço ao Professor Doutor António Mira pela sua orientação. A sua disponibilidade, participação e interesse pelo trabalho são, sem dúvida, motivantes.

Agradeço também ao Joaquim Pedro, colega de campo que conheci durante a realização deste trabalho e de quem me tornei amigo. As suas sugestões, ideias e intuições foram determinantes para a conclusão desta tese.

Aos colegas e amigos da Unidade de Biologia da Conservação e da turma de mestrado, pelos momentos de boa disposição que são sempre importantes para ajudar ultrapassar mais um desafio.

Inevitavelmente tenho que agradecer à minha família, que é sempre quem mais sofre quando as coisas não me correm tão bem como espero. Os meus pais, que sempre me têm apoiado e *torcido* para que tudo dê certo, e que são uma força muito mais importante do que eles próprios imaginam. Aos meus irmãos, que são duas personalidades completamente diferentes e que, por isso, completam a minha vida. Às minhas avós que, apesar de não saberem muito bem o que eu ando a fazer no campo, têm sempre uma palavra amiga de avó.

Finalmente quero agradecer à primeira vítima de todos os fracassos e companheira de todas as alegrias, a Luísa. É um prazer partilhar a vida com alguém como tu.

Frederico Mestre



Resumo	1
Introdução	3
Modelação da distribuição do toirão ( <i>Mustela putorius</i> L., 1758) numa paisagem agrícola mediterrânica	11
Conclusão	36
Anexo I – Identificação dos indícios de presença do toirão	40
Anexo II – Análise de correlação de Spearman	43
Anexo III – Mapas das variáveis	44
Bibliografia	46
Abstract	1
Introduction	3
Modelling the distribution of the European polecat ( <i>Mustela putorius</i> , Linnaeus 1758) in a Mediterranean agricultural landscape	11
Conclusion	36
Annexe I – Identification of the polecat's presence signs	40
Annexe II – Spearman's correlation table	43
Annexe III – Maps of the selected variables	44
References	46

### **Modelação da distribuição do toirão (*Mustela putorius* L., 1758) numa paisagem agrícola mediterrânica**

O presente trabalho foi efectuado no âmbito de um projecto maior, que teve como objectivo monitorizar as populações de várias espécies importantes para a conservação na região de influência da futura albufeira do Pedrógão. Os trabalhos de monitorização decorreram desde finais de 2003 e Novembro de 2004.

Teve como principais objectivos fazer a modelação da distribuição do toirão na área de estudo e avaliar o desempenho de dois modelos diferentes para essa modelação.

Os dois métodos de análise têm diferentes abordagens, enquanto que a regressão logística (RL) faz uso de dados de presença e ausência a ENFA (Ecological Niche Factor Analysis) utiliza unicamente dados de presença.

Os dois métodos apresentaram diferenças significativas nos seus resultados. De modo geral, conclui-se que as áreas com linhas de água e com número razoável de manchas de mato são as adequadas para o toirão. O toirão, na área de estudo, não aparenta repulsão pelas estruturas humanas.

### **Modelling the distribution of the European polecat (*Mustela putorius*, Linnaeus 1758) in a Mediterranean agricultural landscape**

The present work was part of a larger project of mammal survey in Southeast Portugal. The field work was done between November 2003 and November 2004.

The main aim of this study is to evaluate the distribution of the polecat (*Mustela putorius*, Linnaeus 1758) in an area of Southern Portugal, identifying the major environmental descriptors upon which it depends and compare the results of two different approaches to model the species distribution. Two methods were used; one based on presence/absence data, logistic regression (LR) and the other with presence-only data, ecological niche factor analysis

(ENFA). The outputs of both models are significantly different. However both show that the polecat probability of occurrence, in the study area, is higher near the main rivers. Generally, the variables that most influence polecat distribution are main water course length, number of scrubland patches, Shannon Weiner landscape diversity Index and the number of water surface patches. The polecat doesn't show any avoidance of human structures.



A espécie em estudo, o toirão (*Mustela putorius* L.), encontra-se distribuída por toda a Europa ocidental com a excepção da Grécia, Ilhas Mediterrânicas, Irlanda e Islândia (Ruelle *et al.*, 2002). A situação da espécie na Península Ibérica é pouco conhecida, o que se reflecte na nova classificação atribuída actualmente no livro vermelho em Portugal, *data deficient* (informação insuficiente) (Cabral, *in press*). Pouco se sabe da distribuição nacional do toirão, admitindo-se uma distribuição descontínua sobre todo o território nacional (Santos-Reis & Petrucci-Fonseca, 1999). Já em Espanha a categoria IUCN atribuída ao toirão é *near threatened* (quase ameaçado) (Virgós, 2002). Apesar de também relativamente pouco estudada, as maiores ameaças à população espanhola de toirão parecem ser a perseguição directa, a fragmentação de habitat e a redução da população de coelho (uma das presas principais) (Virgós, 2002). As ameaças à população portuguesa não são conhecidas mas admite-se que esteja sujeita às mesmas condicionantes do que a população espanhola. O toirão tem vindo a sofrer algum declínio na Europa, com a excepção do Reino Unido (Baghli & Verhagen, 2003). Os mesmos autores afirmam que as principais ameaças para a espécie são: a mortalidade rodoviária, a degradação de habitats, as alterações nas práticas agrícolas e o declínio da população de coelho (*Oryctolagus cuniculus*).

É considerada uma espécie generalista, mas com uma ligação particular a ribeiras e rios (Lodé, 1993). Tem uma dieta muito diversificada, dependendo da sazonalidade na disponibilidade dos recursos alimentares (Lodé, 2000; Lodé, 1995; Lodé, 1994). A dieta do toirão é tipicamente carnívora ao contrário da fuinha (*Martes foina*) e marta (*Martes martes*) (Ruelle *et al.*, 2002) sendo constituída essencialmente por roedores, lagomorfos e anfíbios (Lodé, 1994; Lodé, 1995; Prigioni & De Marinis, 1995). O toirão tem vindo a ser classificado como carnívoro oportunista (Lodé, 1990; Lodé, 1993), como especialista em coelho, *Oryctolagus cuniculus* (Roger, 1991; Schröpfer *et al.*, 2000) ou em anfíbios (Weber, 1989; Jedrzejewski *et al.*, 1993). Pode-se portanto concluir que é uma espécie que, na sua área de distribuição, apresenta especializações de dieta ao nível local.

Encontra-se presente em diversos tipos de habitat, dependendo da época do ano. Assim, os prados são muito utilizados no Verão e Inverno, as áreas florestais no Verão e Outono e as zonas húmidas têm um uso crescente entre o Inverno e a Primavera (Lodé, 1994). Segundo Lodé (1993) as vinhas, culturas cerealíferas e estradas são áreas evitadas pelo toirão. Contudo, em Portugal existem várias observações em bermas de estrada (António Mira, comunicação pessoal). Lodé (1993) considerou que o habitat óptimo para o toirão são as zonas húmidas com manchas de vegetação densa.

Pretende-se, com este trabalho aumentar o conhecimento sobre a espécie em Portugal fornecendo informação sobre quais os principais factores que influenciam a sua distribuição no sul do país.

Em concreto, os objectivos do presente estudo são dois:

- Conhecer distribuição do toirão (*Mustela putorius* L.) na área de estudo e determinar os factores que mais a influenciam;
- Comparar duas metodologias de modelação da distribuição do toirão, a regressão logística e a Análise Factorial do Nicho Ecológico (Ecological Niche Factor Analysis - ENFA).

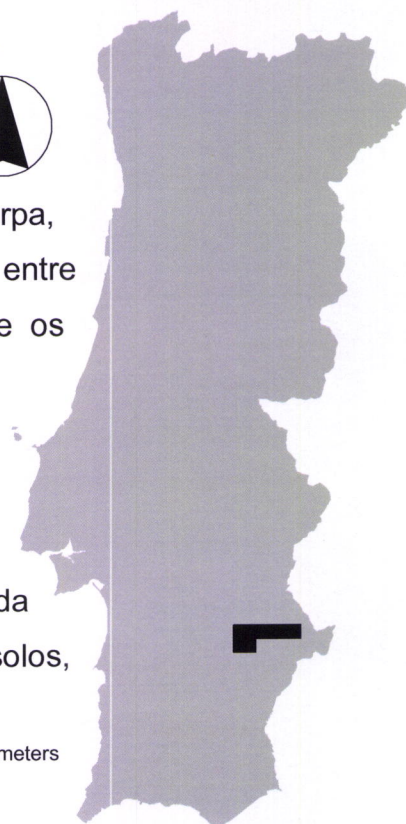
## **Área de estudo**

A área de estudo insere-se nas regiões do Baixo Alentejo e Alentejo Central, que apresentam as densidades populacionais mais baixas de Portugal (INE, 2002). A principal fonte de perturbação humana nesta região é a intensa actividade agrícola e pecuária, sendo esta tradicionalmente uma região de culturas de cereais e olival.



## Localização

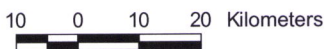
A área de estudo foi definida de acordo com os critérios do projecto em que o trabalho se insere (Figura 1), como a área de influência da futura albufeira do Pedrógão. Engloba os concelhos de Serpa, Moura, Beja, Portel e Vidigueira. Mais precisamente entre os paralelos  $38^{\circ} 13'$  e  $38^{\circ} 02'$  de latitude Norte e os meridianos  $7^{\circ} 46'$  e  $7^{\circ} 13'$  de longitude Oeste.



## Geologia e Solos

No que diz respeito aos solos esta área é dominada por luvisolos, estando ainda presentes os cambissolos, litossolos e vertissolos (CNA, 1995).

Predominam as formações de

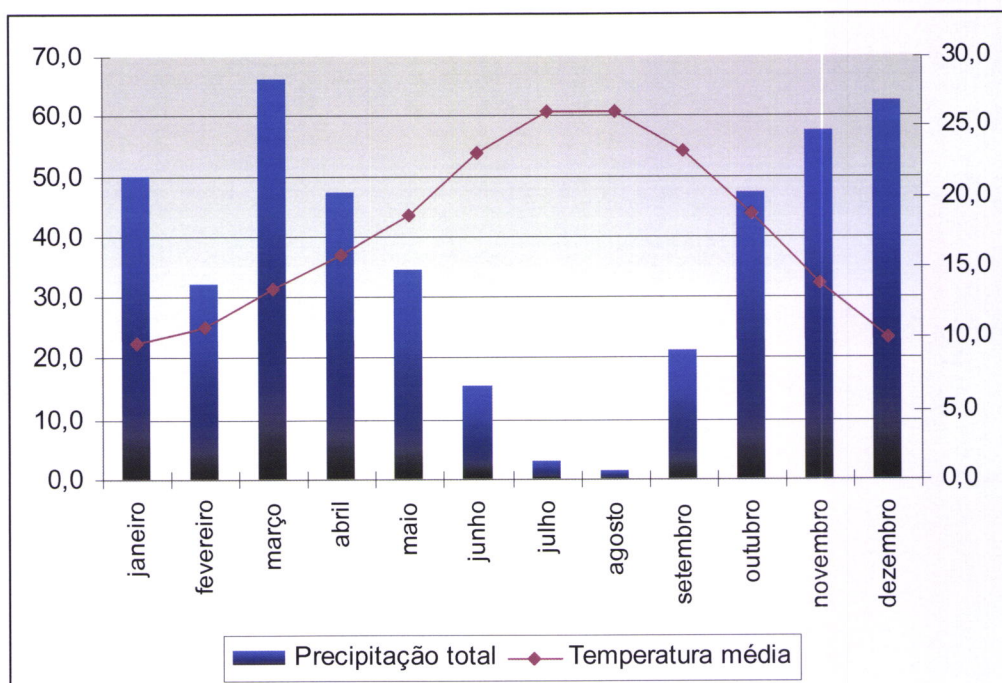


xistos e grauvaques, muito características desta região.

**Figura 1 - Localização da área de estudo.**

## Clima

O clima é termomediterrânico seco (Rivas-Martinez, 1987), com uma época seca bem marcada entre Maio e Setembro (Figura 2). As temperaturas médias diárias variam entre  $9.9^{\circ}\text{C}$ , em Janeiro, e  $26.1^{\circ}\text{C}$  em Agosto. A precipitação média varia entre 1.3 mm, em Agosto, e 66.0 mm em Março (INMG, 1990).

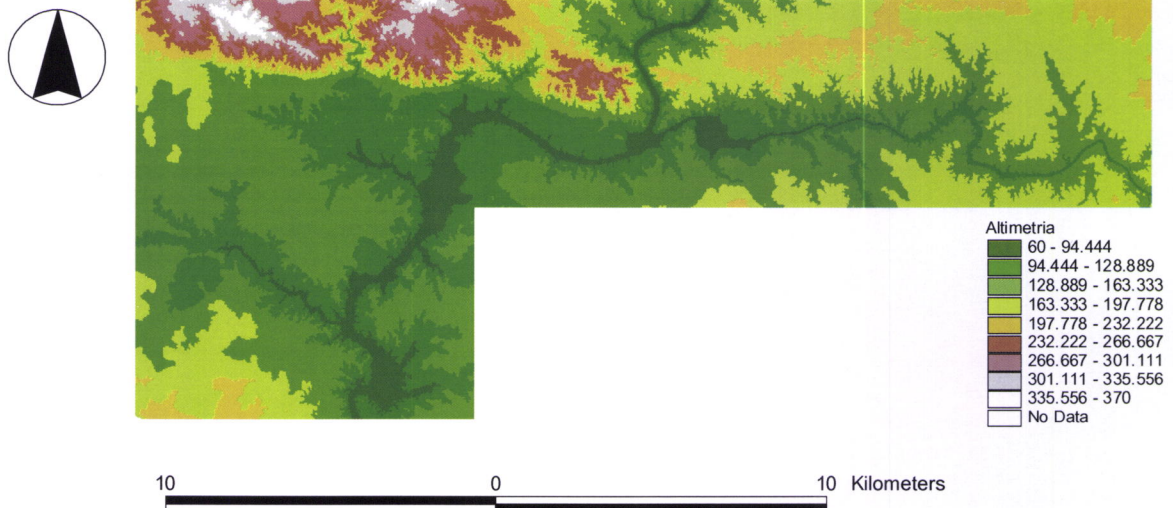


**Figura 2 - Gráfico Ombrotérmico da Estação Meteorológica de Moura (INMG, 1990).**

### *Orografia e Hidrografia*

Os relevos desta região são dominados pelos rios Guadiana e Ardila e pela Serra do Mendro (Figura 3). Sendo a restante área dominada pelas planícies mais características do Baixo Alentejo.

Os rios Guadiana e Ardila cruzam a área de estudo, o primeiro no sentido Nordeste-Sudoeste e o segundo no sentido Este-Oeste. Há também algumas ribeiras de carácter sazonal, com graus de conservação muito diverso. Destacando-se de entre estas as ribeiras de Odearce, Toutalga e Marmelar.



**Figura 3 - Classes de altimetria na área de estudo.**

#### *Habitats presentes na área de estudo*

A cartografia dos habitats foi elaborada a partir da classificação de imagem de satélite efectuada na Unidade de Macroecologia e Conservação da Universidade de Évora, com correcções efectuadas a partir de verificações no campo (Figura 6).

A maioria da área está dedicada à actividade agro-pecuária, principalmente cerealicultura, olivicultura e gado bovino e ovino (Tabela 1).

Os rios que cruzam esta área são essenciais para explicar a distribuição espacial das classes de habitat aqui existentes.

Áreas de montado mais fechado ou mesmo matagais podem ser encontrados junto



**Figura 4 - Afloramentos rochosos e matos próximo do rio Ardila.**

às margens dos rios (Figura 4), constituindo estes bons locais de refúgio potencial para a espécie em estudo. A Serra do Mendro apresenta também

algumas formações de mato bem como algumas áreas florestadas com eucalipto. Os biótopos atrás referidos enquadram-se numa matriz marcadamente agrícola, com áreas de montados abertos, estepes cerealíferas e olivais. As estepes cerealíferas (culturas de trigo e cevada), áreas abertas com baixa densidade de árvores, são muito características desta região, resultado da importância que foi atribuída a estas culturas de sequeiro em meados do século passado, pelas Campanhas do Trigo promovidas pelo Estado Novo (Pinto-Correia & Vos, 2004).

Os montados de azinho e, em menor grau, de sobre são biótopos também muito comuns na área de estudo. Resultam da intervenção continuada do Homem, pela remoção do substrato arbustivo, e pela manutenção deste estágio principalmente pelo pastoreio de gado. No montado coexiste com um estrato arbóreo de árvores dispersas de baixa densidade, um estrato herbáceo usado no pastoreio ou culturas de cereais (Pereira & Fonseca, 2003).

O olival é outra cultura muito comum, estando esta enquadrada numa das zonas mais importantes do país para a produção de azeite.

A florestação com espécies exóticas como os pinheiros mansos (*Pinus pinea*) e os eucaliptos (*Eucalyptus sp.*), que tem sido uma das causas principais da degradação dos habitats indígenas, dado o carácter generalizado da substituição destes habitats por aquelas culturas, está também presente na área de estudo, particularmente da Serra do Mendro.

As culturas de regadio (Figura 5) com particular destaque para o milho encontram-se sobretudo em manchas localizadas perto dos rios principais. Esta é uma prática agrícola intensiva que, pela sua natureza, tem pouca aptidão para o estabelecimento de espécies de mamíferos, apesar de ser utilizada (principalmente como recurso alimentar) por outras espécies, como o javali (*Sus scrofa*) (Schley & Roper, 2003).



Figura 5 - Cultura de regadio (milho).

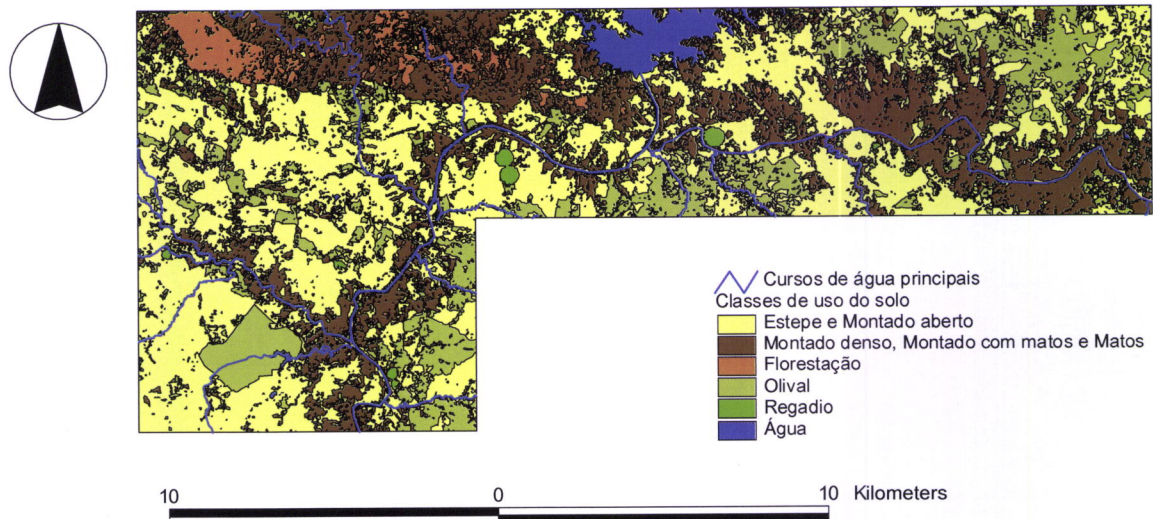


Figura 6 - Classes de uso do solo (UMC, 2004).

Tabela 1 - Áreas das principais classes de uso do solo (ha) (fonte:UMC, 2004).

<i>Uso do Solo</i>	<i>Área (ha)</i>
Montado aberto e culturas de cereais	29801
Matos e montado denso	16681
Olivais	12116
Florestação com exóticas	3173
Superfície de água	1836
Regadio	394
<b>Total</b>	<b>64001</b>

## Metodologia

### *Métodos de campo*

Ao mapa da área de estudo foi sobreposta uma grelha de quadrículas de 1x1km, resultando num total de 640 quadrículas. Destas, foram prospectadas para indícios de presença (dejectos e pegadas), entre Novembro de 2003 e Novembro de 2004, 220 quadrículas através de transectos com pelo menos 500 metros de extensão. A dimensão das quadrículas foi definida com base na área vital média do toirão, cerca de 100 -200 hectares (Brzezinski *et al.*, 1992; Lodé, 1993). Outros dados foram obtidos através de estações de cheiro e trabalhos realizados por outros autores (Santos-Reis *et al.*, 2003). As ausências foram definidas quando nenhum indício se encontrou em 800 metros

de transecto percorridos. Das 220 quadrículas amostradas 34 tiveram presença de toirão confirmada. Para estas presenças contribuíram quatro estações de cheiro com pegadas de toirão (uma delas em duas noites consecutivas), duas presenças obtidas durante os trabalhos de monitorização da barragem de Alqueva (Santos-Reis *et al.*, 2003) e 36 dados obtidos durante a realização dos transectos. Uma descrição mais detalhada dos indícios de presença é efectuada no Anexo I.

### *Análise de dados*

Os métodos de modelação são representações empíricas da relação da espécie com o seu meio ambiente (expresso pelas variáveis ambientais) (Guisan & Zimmermann, 2000). São fundamentais para a resolução de diversas questões como por exemplo a avaliação do impacto das alterações climáticas, a gestão de espécies raras, a identificação de hotspots de biodiversidade, avaliação da riqueza específica entre outras (Guisan & Zimmermann, 2000). Não podemos, no entanto, deixar que o uso de um método se torne o fulcro central do trabalho (Corsi *et al.*, 2000). Para a realização do presente trabalho foram utilizados dois métodos, um deles muito conhecido e outro mais recente, menos utilizado: a Regressão Logística (LR) e a Análise Factorial do Nicho Ecológico (Ecological Niche Factor Analysis, ENFA) (Hirzel *et al.*, 2002).

O que os distingue fundamentalmente é que o primeiro usa informação relativa às presenças e ausências enquanto que o segundo somente usa presenças. Hirzel *et al.* (2001) afirmam que a ENFA parece obter melhores resultados quando a qualidade das ausências é má ou desconhecida.

A qualidade dos resultados de uma modelação pode também depender da área de distribuição de uma espécie. Espécies com distribuições mais restritas produzem modelos mais precisos do que aquelas com uma distribuição mais alargada (Segurado & Araújo, 2004). Ainda de acordo com os mesmos autores espécies especialistas são melhor modeladas do que espécies generalistas. Em ambos os casos a ENFA produz, de acordo com Segurado & Araújo (2004) resultados menos fidedignos do que a regressão logística.



Frederico M. MESTRE<sup>1</sup>; Joaquim P. FERREIRA<sup>2</sup>; António MIRA<sup>1</sup>

### Abstract

The aims of the present work are 1) to evaluate the distribution of the polecat (*Mustela putorius*) in an area of Southern Portugal, identifying the major environmental descriptors upon which it depends; and 2) to compare the results of two different approaches to model species distribution. Two methods were used; one utilizing presence/absence data in a logistic regression (LR) model, and the other using presence-only data by means of ecological niche factor analysis (ENFA). The results clearly show that, as in other parts of Europe, the polecat's presence in Portugal is closely connected to humid habitats and dense vegetation cover. Overall, the environmental descriptors that most influence polecat distribution are main water course length, the number of scrubland patches, the Shannon Wiener landscape diversity Index and the number of water surface patches. The two methods we used generated significant differences in their predictions. LR predicts a broader area for the presence of the polecat.

### Résumé

L'objectif de ce travail c'est d'évaluer la distribution du putois dans une région du Sud du Portugal, en identifiant les descripteurs d'environnement dont il dépend et en comparant les résultats de deux méthodes différents pour régler la distribution de l'espèce. On a utilisé deux méthodes : l'une qui se base en des données de présence/absence, la Régression Logistique (RL), et une autre qui se base en des données seulement de présence, l'Analyse de Facteurs de Niche Ecologique (Ecological Niche Factor Analysis, ENFA).

Les résultats montrent clairement que, comme dans d'autres régions de l'Europe, au Portugal le putois est très lié à des habitats humides et à une dense couverture végétale.

Les descripteurs de l'environnement qui influencent davantage la distribution du putois sont la longueur des courses d'eau, le numéro de touffes de broussailles, l'indice de diversité de Shannon-Wiener et le numéro de superficies d'eau.

Les méthodes utilisées montrent des différences statistiques. La RL prévoit une surface plus allongée pour la présence du putois.

<sup>1</sup> Unidade de Biologia da Conservação. Departamento de Biologia, Universidade de Évora. 7002-554 Évora (fredericomestre@hotmail.com; amira@uevora.pt)

<sup>2</sup> Centro de Biologia Ambiental, Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Ed. C2, 3º Piso, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.

**Key words:** polecat, *Mustela putorius*, ecological niche factor analysis, logistic regression, Portugal, Mediterranean.

## Introduction

The polecat (*Mustela putorius*) is a small mustelid species that is widely distributed throughout Europe, the only exception being the Balcanic Peninsula (Virgós 2002). Not much is known about this species, relative to other European carnivores, particularly in Mediterranean habitats (Virgós 2003). Studies have focussed primarily on its diet (Roger 1991, Jedrzejewski *et al.* 1993, Lodé, 1993a, Prigioni and De Marinis 1995, De Marinis and Agnelli 1996) and habitat choices (Weber 1988, Jedrzejewski *et al.* 1993, Lodé 1993a, Virgós 2003, Zabala *et al.* 2005).

Lodé (1993b) considered that the optimum habitat for the polecat is one in which there are humid areas and dense forest cover. Recent studies (Zabala *et al.* 2005) in Spain relate the polecat's presence to the occurrence of water courses and higher landscape diversity, and conclude that it avoids pine forests. The size of the home range for several polecat populations has been estimated throughout its distribution area. Generally, home range size varies between 0.420 km<sup>2</sup> and 4.3 km<sup>2</sup> (Nilsson 1978, Blandford 1987, Brzezinski *et al.* 1992, Lodé 1993b, Baghli and Verhagen 2004). Only in Switzerland and Russia are



home ranges larger, ranging from 9 km<sup>2</sup> to 25 km<sup>2</sup> in Russia (Danilov and Rusakov 1969) and being about 11 km<sup>2</sup> in Switzerland (Weber 1989b). Some authors classify the polecat as an opportunist carnivore (Lodé 1990, Lodé 1993b), while others classify it as a wild rabbit specialist (Roger 1991, Schröpfer *et al.* 2000) or amphibian specialist (Weber 1989a, Jedrzejewski *et al.* 1993). These different perceptions about the polecat's ecology demonstrate the species' adaptability to distinct local conditions.

Over the last few decades, European populations of the polecat have suffered a significant decline (Virgós 2003). In Britain, road casualties, hybridisation with the ferret (Davison *et al.* 1999) and secondary poisoning (Birks 1998) are contributing to reduce the distribution area of the species. In Spain, the major threats to the polecat are persecution, habitat fragmentation, reduction of the rabbit population and fire disturbance (Virgós 2002, Virgós 2003). The same threats might be affecting the Portuguese population, although there are no studies to confirm this hypothesis. In fact, smaller carnivores (and those with smaller home ranges) are more vulnerable to fragmentation (Sunquist and Sunquist 2001, Gehring and Swihart 2003). Given that polecat populations generally are distributed as smaller reproductive units (Lodé *et al.* 2003), habitat fragmentation and loss may create a threat to the species. The new IUCN category proposed for the species in Portugal is *Data Deficient* (Cabral, *in press*), since data concerning polecat ecology and distribution are almost nonexistent. This reflects the difficulty in detecting and capturing the species in Mediterranean environments, suggesting that its abundance and ecological requirements in this region may be different from what is described in central and northern European countries.

Our study had two main goals: (i) to evaluate the distribution of the polecat in a 640 square kilometre area of Southern Portugal, while identifying the major environmental descriptors upon which it depends; and (ii) to compare the results generated using two different approaches to modelling species distribution in the study area.

### **Study Area**

The study site, with 64.000 hectares, is located in Alentejo, Southern Portugal (38° 13' to 38° 02' North and 7° 46' to 7° 13' West), near the Spanish border.

The region is among the least-densely populated areas in Portugal (INE 2002). The road network is short, and urban areas are small. Farm houses are a frequent feature on the landscape, as this is an area focused mainly on agriculture. Land uses are dominated by human-altered habitats, mainly "montado" (a traditional multiuse system that consists of a degradation of the original Mediterranean forest dominated by holm and/or cork oaks with only two strata: herbaceous and arboreal), olive orchards and cereal crops. Areas with dense vegetation cover occur mainly near rivers and streams (Figure 1). There also are some patches of pine and eucalyptus production forests. Irrigated cultures are present, particularly near the main rivers.

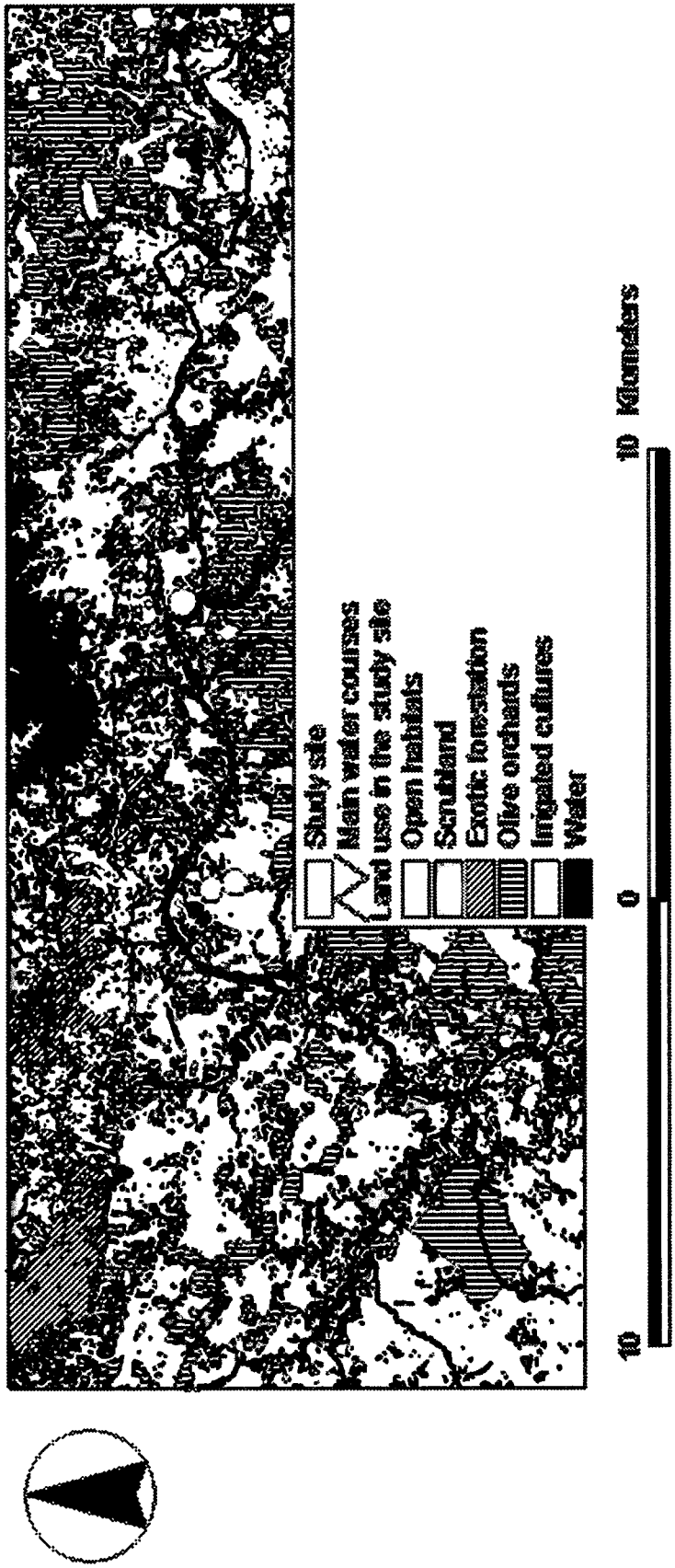


Figure 1 - Main land use classes in the study area (UMC, 2004).

The weather is thermomediterranean (Rivas-Martinez 1987). There is a dry season between May and September. Mean daily temperatures range from 9.6°C (January) to 26.1°C (August), and the mean precipitation ranges from a minimum of 1.3 mm in August to a maximum of 66.0 mm in March (INMG 1990).

## **Material and Methods**

### *Polecat survey*

The field survey was carried out between November 2003 and November 2004. The area was divided into 640 squares of 1 km<sup>2</sup> each. Square size was defined on the basis of the mean home range size for the polecat, around 100-200 ha (Brzezinski *et al.* 1992, Lodé 1993b). Species presence was evaluated in 220 sampled squares. Surveys were based on detection and identification of presence signs along linear transects at least 500 metres in length. Besides data obtained through transects, data on the presence of polecat on the study site also came from other sources: *ad hoc* observations, previous studies recently done in the area (Santos-Reis *et al.* 2003) and scent stations (Figure 2). In each square sampled, absences were defined when no presence signs were found across transects of at least 800 metres. The number of absences (or pseudo-absences) was much higher than the number of presences so, for analytical purposes during logistic regression, an equal number of presences and absences were used. The absences were chosen randomly from all data with this condition.

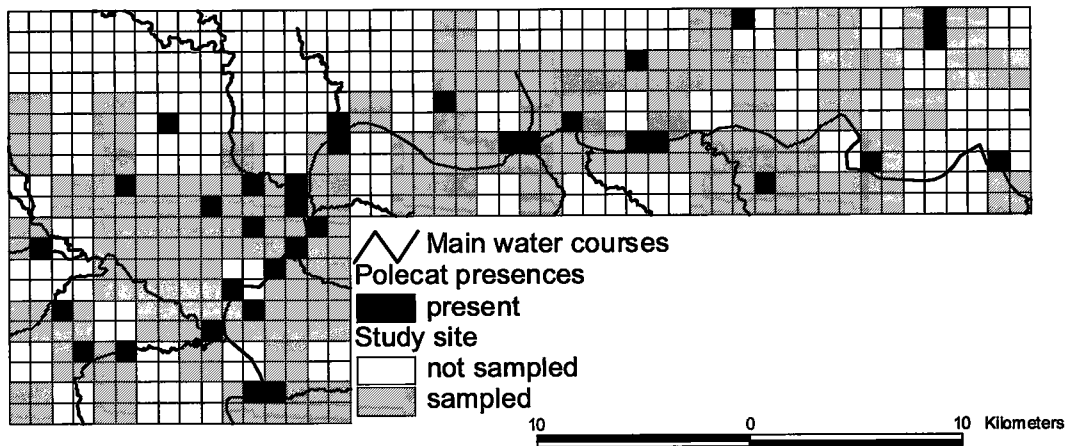


Figure 2 - Sampled squares and polecat presences.

Commonly, polecat footprints are confused with those of the *Mustela lutreola* or *Mustela vison* (Blanco 1998). Neither of these species occurs in the study site. In a few instances, presence signs of polecat, mainly scats, may be similar to the ones of the stone marten (*Martes foina*). Such data were excluded from any analysis.

### *Ecogeographical variables (EGV)*

Twenty ecologically-meaningful EGVs were selected for analysis. A short explanation of each one is presented in Table 1. For each square, the area of each habitat class and of game reserves, the length of main roads and water courses, the number of patches of each habitat class, and the Shannon-Wiener landscape diversity index were computed. Land uses were determined through interpretation of satellite imagery with field-based corrections (UMC 2004). Some uses with structural resemblance were grouped in wider classes for analysis: cereal crops, fallow lands and *montado* with only a few dispersed trees were defined as “open habitats”; areas with dense shrub cover, with or without tree cover (including areas of *montado* with a higher density of trees and some shrubs) were grouped as “scrubland”.

The digital information on game reserve limits kindly was furnished by the DGRF (Forestry Services). Digital maps then were superimposed over a UTM 1 km<sup>2</sup> grid in GIS software, Arcview 3.2 ® (ESRI 1999).

Table 1 – Ecogeographical variables, their units, code and range. The source of information upon which they were based or calculated also is presented.

Variable	Unit	Code	Description	Total		Presences		Source
				min.	max.	min.	max.	
Distance to urban edge	Meters	URBAN	distance of square centroid to urban edge	0	10419	1309,9	7716,2	computed with Arcview
Main road length	Meters	ROAD	total length of paved road in each square	0	3743,15	0	1513	computed with Arcview
Water course length	meters	WCOURSE	length of primary and secondary water course in the square	0	2619,48	0	2420,4	computed with Arcview
Riparian vegetation area	Ha	RIPARIAN	area of riparian vegetation habitat in each square	0	29,899	0	16,3	UMC (2004)
Game reserve area	Ha	GAME	area of game reserves in each square	0	100	0	100	Direcção Geral dos Recursos Florestais
Shannon Wiener diversity Index	-	SHANNON	index of habitat diversity in each square	0	1,524	0	1,457	Computed with Arcview extension Spatial CalcDiversity (Ebert, 1999)
Open habitats	Ha	OPEN	area of open habitats	0	100	0	97,036	UMC (2004)
Scrubland area	Ha	SCRUB	area of scrubland	0	97,063	0	81,29	UMC (2004)
Exotic forestation area	Ha	FOREST	area of exotic forestation (Pinus and eucalyptus)	0	98,014	0	30,564	UMC (2004)
Olive orchard area	Ha	OLIVE	area of olive orchards	0	100	1,62	100	UMC (2004)
Irrigated cultures	Ha	IRRG	area of irrigated cultures	0	72,29	0	17,077	UMC (2004)
Water surface area	Ha	WATER	area of water surfaces	0	100	0	15,57	UMC (2004)
Number of open habitat patches	-	NOPEN	number of open habitat patches in each square	0	25	0	19	Computed with Patch Analyst (Rempel 2000)
Number of scrubland patches	-	NSCRUB	number of scrubland in each square	0	29	0	18	Computed with Patch Analyst (Rempel 2000)
Number of exotic forestation patches	-	NFOREST	number of exotic forestation patches in each square	0	24	0	10	Computed with Patch Analyst (Rempel 2000)
Number of olive orchard patches	-	NOLIVE	number of olive orchards patches in each square	0	29	1	20	Computed with Patch Analyst (Rempel 2000)
Number of irrigated culture patches	-	NIRRG	number of irrigated culture patches	0	11	0	11	Computed with Patch Analyst (Rempel 2000)
Number of water surfaces	-	NWATER	number of water surfaces in each square	0	7	0	3	Computed with Patch Analyst (Rempel 2000)
Medium altitude	Meters	ALT	mean altitude in the square	70,7	337,128	70,737	214,91	computed with Arcview
Medium slope	degrees	SLOPE	mean aspect in the square	0,25	18,547	0,94	13,501	computed with Arcview

### *Analytical methods*

Each sampled square was classified as polecat *presence*, if it showed signs of polecat presence or as polecat *absence* if no signs were identified. The presences or presences/absences of the polecat were used as the dependent variable and all ecogeographical descriptors were treated as independent variables.

Prior to any analysis, a Spearman rank correlation test was computed to evaluate eventual collinearities between the EGVs. From pairs of variables that had a correlation coefficient higher than 0.7 (Tabachnik and Fidell, 1996), only one was retained for further analysis, generally the one that was more meaningful from the biological point of view.

Spatial autocorrelation also was tested before analysis, using Moran's I, and testing its significance with a z-test computed with the script of Lee and Wong (2001) for Arcview ® (ESRI 1999).

### *Logistic Regression*

Variables were transformed (angular transformation for proportions and logarithmic transformation for other variables) in order to soften the effects of extreme values. Model building adhered to the main steps suggested by Hosmer and Lemeshow (2002).

As a first step, we created and tested a univariate logistic regression model for each EGV. Variables for which the likelihood-ratio test was significant at a 0.25 level were kept for further analysis (Hosmer and Lemeshow 2002).

Secondly, a multivariate logistic regression model, with all the descriptors previously selected, was created and tested using the backward-stepwise selection method (p-value for variable removal = 0.10; p-value for entry = 0.05).

The Pearson's Chi-square test, the phi coefficient of correlation and the area under the ROC curve were used to evaluate the performance of the multivariate model (Sokal and Rohlf, 1995, Hosmer and Lemeshow 2002).

Model validation was done by means of a Jackknife procedure. This consists of the iterative computation of as many regression models as the number of cases, excluding one case at a time (Guisan and Zimmermann 2000). The fit of these predictions (from Jackknife procedure) with the observed presences/absences was evaluated using the area under the ROC curve.

The multivariate model was applied to each of the 640 cells, resulting in a potential distribution map of the polecat for the entire study area.

The software package SPSS ® version 12 (SPSS Inc. 2003) was used for all analysis. Results were considered statistically significant at a  $p < 0.05$  level, except where stated otherwise.

### *Ecological Niche Factor Analysis (ENFA)*

Modelling through ENFA was done using Biomapper software, version 3.1 (Hirzel *et al.* 2002b). This method compares 1) the ecological space of the cells with species presence versus 2) the ecological space of all the cells, and then computes a number of uncorrelated factors that reflect the main environmental gradients within the study area (Hirzel *et al.* 2002a). The first factor, marginality, quantifies how different the species means and global means are for each variable. The coefficient attributed to each EGV in this first factor is higher for those where species presence is farther from the mean values of the area. Negative coefficients show that the species prefers values that are lower to the mean value of the variable. All the other factors are specialisation factors. Specialisation demonstrates how specialized the species is with respect to each EGV. Higher coefficients (absolute values, since the signs are arbitrary) are associated with a more restricted range of the species for that EGV (Hirzel *et al.* 2002a). Other outputs of the ENFA are global marginality and tolerance. These values summarize the relationship between the species and its environment. Global marginality values range from 0 (the species tends to live in average conditions) to 1 (the species tends to live in extreme habitats). Global tolerance values range from 0 (specialist species) to 1 (generalist species) (Hirzel *et al.* 2002a).

In order to obtain comparable models, in this analysis we used only EGVs that remained in the final multivariate logistic regression model.

Prior to analysis, all variables were transformed (Box-Cox transformation) and verified for inconsistencies (the maps must be capable of being overlaid, and constant or nearly-boolean maps should not be considered).

The number of factors that express the environmental gradients of species distribution was selected by means of MacArthur's broken stick method (Hirzel *et al.* 2002b). Model fit was evaluated via the phi coefficient of correlation (to



test for the association between the observed and predicted values in the classification tables) and the area under the ROC curve (Sokal and Rohlf 1995, Hosmer and Lemeshow 2002).

To obtain the polecat potential distribution within the study area, the model was applied to each of the 640 cells.

#### *Method comparison*

Probabilities of the polecat's presence in each 1 km<sup>2</sup> square obtained through both models were compared, using Wilcoxon's signed-rank test (Sokal and Rohlf 1995). The comparison was done using the probability classes used for the map's production (<0.3; 0.3-0.5; 0.5-0.7; 0.7-0.9 and >0.9).

A comparison of model performance was done by means of calculating the phi coefficient, area under the ROC curve, and sensitivity (Fielding and Bell 1997). A 0.5 cut-off level was used to distinguish between absences and presences.

#### **Results**

The Moran I value was 0.014 ( $Z=0.98$ ,  $p>0.05$ ), which demonstrates that there was no significant spatial autocorrelation in our data. From the original twenty environmental descriptors, eleven were removed, because they were not significant during univariate logistic regression, and four were removed due to high correlations with other descriptors.

After univariate logistic regressions and Spearman rank correlation analysis (Table 2) only five EGVs (length of water courses, Shannon-Wiener Diversity Index, number of scrubland or dense evergreen forest stand patches, number of water surfaces, and number of irrigated culture patches) were retained for multivariate analysis (in Table 2, excluded environmental descriptors are tagged with an asterisk, \*).

Table 2 – Logistic regression coefficients and significance of each EGV in the univariate logistic regression model (variables are ordered by significance level); \* = excluded EGVs.

EGV	B	Significance
Water course length	0,241	0.002
Medium altitude*	-2,703	0.007
Riparian vegetation area*	7,609	0.015
Number of scrubland patches	0,974	0.015
Number of irrigated culture patches	0,938	0.018
Water surface area*	4,251	0.079
Irrigated cultures area*	4,553	0.107
Number of water surfaces	0,647	0.242
Shannon Wiener diversity Index	1,371	0.248
Number of olive orchards patches*	0,472	0.260
Game reservation area*	0,321	0.424
Number of open habitat patches*	-0,263	0.466
Exotic forestation area*	1,581	0.531
Medium slope*	0,269	0.545
Olive orchards area*	0,365	0.623
Scrubland area*	-0,309	0.657
Distance to urban edge*	0,222	0.664
Number of exotic forestation patches*	-0,071	0.808
Main road length*	-0,006	0.942
Open habitats area*	0,026	0.972

### *Logistic Regression*

Only three EGV were retained in the multivariate logistic regression model. Consequently, the main effects model included the constant term plus the “Shannon-Wiener Landscape Diversity Index”, the “Number of Scrubland or Dense Evergreen Forest Stands” and the “Length of Main Water Courses” (Table 3). This model was significant (chi-square = 104.72;  $p < 0.01$ ) and 72.1 % of the cases were correctly classified (76.5% of presences and 67.6% of absences). The association between observed and predicted values also was significant ( $\phi = 0.443$ ,  $p < 0.001$ ; AUC = 0.804,  $p < 0.001$ ). Model validation via a

Jackknife procedure suggests that the model performs well and can be used to predict the probability of polecat presences over the entire study area (AUC = 0.755;  $p < 0.001$ ).

The number of scrubland patches and the water course length promoted species presence. However, according to LR results, an increase in the heterogeneity of the landscape seems to contribute to a decrease in species occurrence, in the multivariate model, which contradicts the results of univariate analysis. This suggests that the effect of this descriptor may be influenced by the values of other EGVs.

A map of probabilities of polecat occurrence in the studied area, obtained using the LR model, is presented in Figure 3. Higher probabilities occur in areas near main rivers, but also include some scrubland and dense evergreen forest stand spots.

Table 3 – Results of the multivariate logistic regression model;  $\beta$  = regression coefficient, SE = standard error of the regression coefficients, Wald = Wald statistics,  $P$  = significance level.

	$\beta$	SE	Wald	$P$
Shannon	-3,316	1,862	3,172	0,075
Nscrub	1,532	0,558	7,545	0,006
Wcourse	0,295	0,093	10,14	0,001
Constant	-1,578	0,873	3,272	0,070

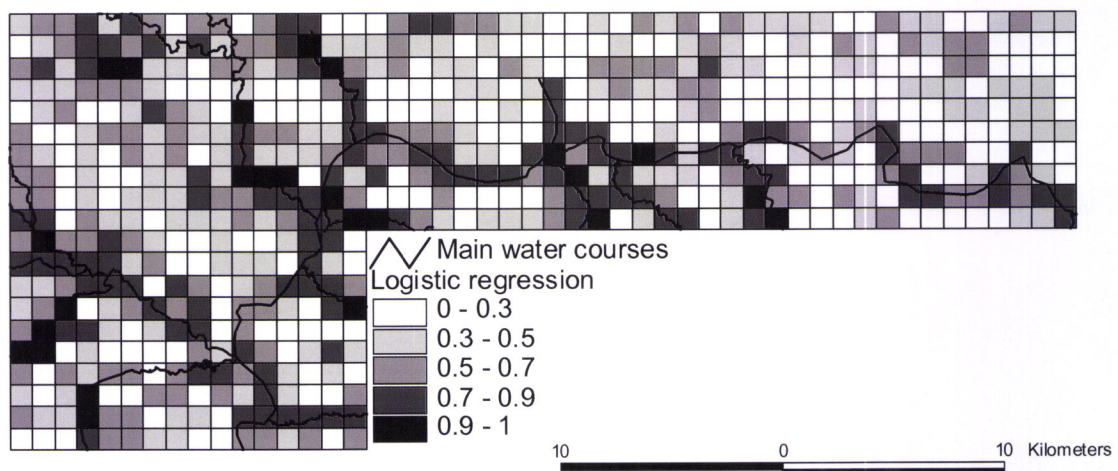


Figure 3 – Distribution map (probability of presence) of the polecat, according to the results of the logistic regression model.

### *Ecological Niche Factor Analysis*

One EGV (number of irrigated culture patches) was eliminated from the Ecological Niche Factor Analysis, by Biomapper, since the map was not continuous enough.

The ENFA model explained 94.8% of the information. Global marginality was 0.665, indicating that the polecat is a moderately specialist mustelid. Tolerance was 0.833, which suggests that the polecat is tolerant to changes in the variables that explain its distribution. The first factor, marginality, explained only 12% of the specialization, which means that the species is not very restrictive in its choices for variables for which the polecat's optimum is furthest from mean area conditions (Hirzel *et al*, 2004). Model fit was moderate ( $\Phi$  coefficient=0.308,  $p=0.011$  and area under the ROC curve=0.682,  $p=0.010$ ).

Table 4 shows the coefficients of each EGV among the first three factors.

Table 4 – Results of Ecological Niche Factor Analysis. Environmental variables sorted by decreasing absolute values of the coefficients for marginality.

Marginality	Specialisation	
<i>Factor 1 (12%)</i>	<i>Factor 2 (38%)</i>	<i>Factor 3 (23%)</i>
WCOURSE (0,82)	NSCRUB (0,64)	NWATER (-0,58)
SHANNON (0,39)	NWATER (-0,60)	NSCRUB (-0,57)
NWATER (0,38)	SHANNON (-0,35)	SHANNON (-0,56)
NSCRUB (0,17)	WCOURSE (0,31)	WCOURSE (0,12)

According to the marginality factor, water course length is the variable for which the sampled squares with polecat are most different from the global mean. The number of scrubland patches and number of water surfaces are the EGVs that have higher coefficients among the specialisation factors. These EGVs are those for which the polecat has a higher degree of specialisation and, consequently, is less tolerant to changes.

Figure 4 represents the potential distribution map of the polecat within the study area, according to the ENFA approach. One can verify that the areas of highest probability of occurrence are confined to the periphery of main rivers, similar to the results obtained using LR. However, the potential occupied area is narrower than the one obtained with the previous model.

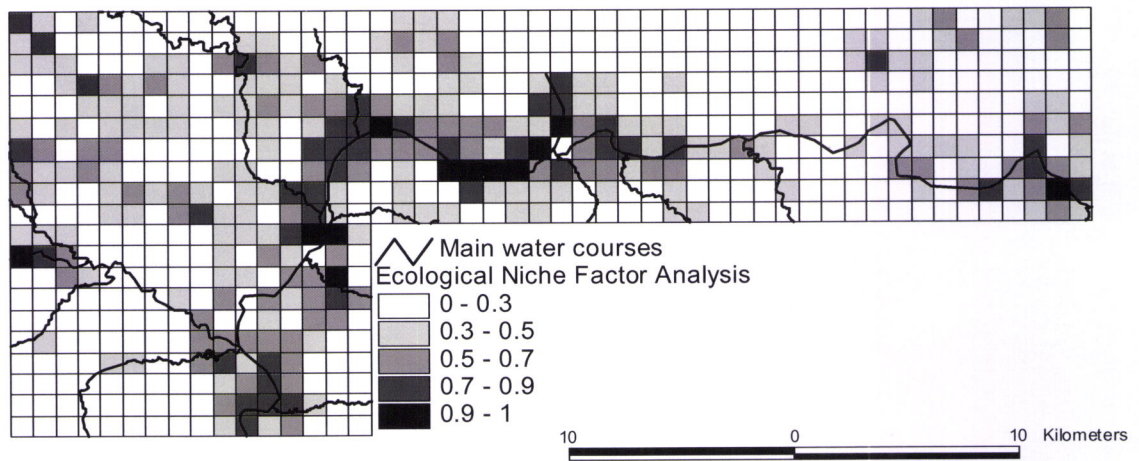


Figure 4 - Distribution map (probability of presence) of the polecat, according to the results of the Ecological Niche Factor Analysis model.

### *Method comparison*

The Wilcoxon test shows that both models generated statistically-different predictions ( $Z=-10.547$ ;  $p<0.001$ ). The phi coefficient, the sensitivity and the area under the ROC curve suggest a better statistical fit for the LR (Table 5). The higher sensitivity of the LR indicates that this method more accurately predicts true presences than the ENFA.

Table 5 – Summary of the model fit measures for LR and ENFA.

Model	$\Phi$ coefficient	Sensitivity	ROC curve
ENFA	0.308 ( $p=0.011$ )	0.471	0.682 ( $p=0.010$ )
LR	0.443 ( $p<0.001$ )	0,676	0.804 ( $p<0.001$ )

## Discussion

Our study presents the first published data concerning the ecological needs of the polecat in Portugal. The relationship between polecat distribution and landscape descriptors is a difficult issue to evaluate. Is the polecat dependent upon water courses, irrespective of the surrounding landscape matrix, or is it using the water course because it is the only favourable habitat remaining? Features like riparian vegetation composition and dimension of streams seem to have a great influence on polecat distribution. In fact, using both analytical methods, the length of water courses appears to be the most important variable explaining polecat distribution. However, the global marginality (0.665) and global tolerance (0.833) values (generated by ENFA), suggest that the polecat is a moderately-specialist species. These results point out that, although its distribution reflects preferences for certain environmental conditions, the polecat has some plasticity and can accommodate moderate changes in these conditions. According to the ENFA model, water course length is the EGV for which the polecat is furthest from mean area conditions (greatest marginality), but it also is a variable that has lower specialization coefficients. This leads us to suggest that, despite the polecat's preference for water courses, it may explore surrounding habitats as well. Therefore, within the study area, the polecat might be using water courses as a last resource shelter, given the absence of significant vegetative cover in other habitats. This preference for rivers and streams is in accordance with results from other investigators studying other regions (Weber 1988, Jedrzejewski *et al.* 1993, Lodé 1993b, Lodé 1994, Sidorovich *et al.* 1996, Zabala *et al.* 2005), and stresses the importance of shelter for carnivorous species (when riparian vegetation is present), particularly in regions where the main landscape matrix is composed of agricultural fields (Virgós 2001).

Besides persecution and occasional road kills, agriculture, which is becoming more intensive in the region, may be a factor of disturbance for the polecat population. In fact, construction of the Pedrógão reservoir will cause the loss of the most suitable habitats, whether by eliminating riparian vegetation or by flooding important areas. Furthermore, higher water availability will promote more intensive agriculture, with vast irrigated cultures thereby replacing more traditional forms of agriculture and changing the original landscape matrix.

Agricultural intensification often implies the loss of hedgerows, stone walls, banks and riparian corridors. MacDonald and Birks (2003) point out that the loss of linear features reduces food supply to mustelids; and Lodé (1995, 1999) showed that the activity pattern of the polecat is highly related to prey availability and activity. Some of the main preys of the polecat, small mammals and amphibians, are more abundant near rivers and streams, since these habitats are recognised as important abundance reservoirs for small mammals and amphibians (Maisonneuve and Rioux 2001, Chapman and Ribic 2002). Most of the amphibians develop their sexual activity in autumn and spring, concentrating in the pools near the streams, making predation easier for the polecat.

Irrigated cultures had a positive coefficient in the univariate logistic regression model (both the number of patches and the area), which might lead us to admit that these cultures promote the presence of the polecat. We believe that this result reflects the fact that, at our study site, the patches are relatively small and located close to the main rivers. However, with higher water availability due the recent implementation of two large water reservoirs nearby, irrigated cultures soon will occupy a broader area with much larger patches. This expected intensification of the agriculture in the region, replacing the existing heterogeneous landscape matrix with homogeneous irrigated cultures, should be examined carefully, because it may have a different impact on the polecat population than that suggested by our results.

The importance of the landscape matrix in explaining polecat distribution also is revealed by the presence of the “Shannon-Wiener Landscape Diversity Index” (SHANNON) and “Number of Scrubland Patches” (NSCRUB) in the models. It is interesting to note that “Area of Scrubland” (SCRUB), contrary to what happened with “Number of Scrubland Patches”, was not significant during univariate logistic regression. This suggests that the polecat prefers areas where a high number of relatively small patches are available, rather than those with a large monotonous patch of scrubland. According to Zabala (2005), greater landscape diversity is positive for the polecat for two main reasons: 1) it allows the polecat to shift prey in times of shortage; and 2) landscape diversity increases connectivity in the landscape matrix. In Spain, Zabala (2005) concluded that areas with greater structural diversity, near streams, are

particularly good for the polecat. Our results, concerning the effect of the heterogeneity of the landscape on polecat presence, as stated before, are contradictory and don't allow us to be conclusive concerning this issue.

The model resulting from the LR has a better statistical fit with the data, as shown by the phi coefficient, area under ROC curve and sensitivity. However, the model produced by ENFA is easily understood from the ecological point of view, and allowed for important conclusions about the niche breadth of the species that otherwise would not have been possible. Concerning data, the main difference between the two approaches is the use of absences in the LR. If absences are reliable, then LR generally should produce more accurate results. Considering the LR results (72.1% of cases correctly classified), polecat absences seem to be reliable. However, Hirzel *et al.* (2001) stated that, when the objective of the study is to make an ecological interpretation, then ENFA might be a better choice, even when LR has a higher adjustment of model to field data. The better results for LR suggest that the polecat might be using optimal and secondary habitats (Hirzel *et al.*, 2001). In fact, when the species occurs in all suitable habitats and these are scarce, presence-only approaches may be biased, because the relative importance of such habitats might be outweighed by a large number of observations in secondary habitats (Brotons *et al.*, 2004). According to Segurado and Araújo (2004) truly widespread species have greater overall errors (Kappa). However the amount of unexplained variation (sensitivity) is not greater for these species.

The current landscape changes within the study site are in accordance with the tendency observed, at a wider level, for the entire country. Agriculture presently is undergoing an intensification process, replacing more traditional ways of exploring the land with large patches of intensive cultures. These include the implementation of large irrigated culture areas, with the destruction of riparian vegetation and substitution of extensive pastures and scrubland.

The importance of the riparian areas and small scrubland patches for the presence of the polecat in the Mediterranean region was supported by the present work, thereby strengthening the conclusions of other authors (Lodé 1994, Virgós 2001; Zabala *et al.* 2005). Concerning the environmental pressures that are acting on the study site, conservation measures aiming to maintain or restore suitable habitats for the polecat and its prey should be



undertaken. The recovery of riparian vegetation around some streams, particularly those where the surrounding habitats are dominated by open areas, such as pastures and agricultural crops, should be a priority. Another important action would be to establish a net of hedgerows and/or small scrubland patches in the agricultural matrix, that may act as corridors or step-stone shelters that favour the polecat and other carnivorous species.

Current knowledge about the ecology and distribution of the polecat in Portugal is very limited, and the work presented here should be viewed as a first contribution. However, in order to clarify the polecat's conservation status and develop conservation and mitigation measures, basic ecological data concerning its distribution, space use, diet, population dynamics, and other attributes must be gathered in the near future.

## References

Baghli A. and Verhagen R. 2004. Home ranges and movement patterns in a vulnerable polecat *Mustela putorius* population. *Acta Theriologica* 49(2): 247-258.

Birks J. 1998. Secondary rodenticide poisoning risk arising from winter farmyard use by the European polecat *Mustela putorius*. *Biological Conservation* 85:233-240.

Blanco J. 1998. *Mamíferos de España – I Insectívoros, Quirópteros, Primates y Canívoros de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Planeta S.A., Barcelona, Spain: 1-457.

Blandford P. 1987. Biology of the polecat *Mustela putorius*: a literature review. *Mammal Revue* 17:155-198.

Brotons L., Thuiller W., Araújo M.B. and Hirzel A. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27:437-448.

Brzeziński M., Jedrzejewski W. and Jedrzejewska B. 1992. Winter home ranges and movements of polecats *Mustela putorius* in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 37(1-2):181-191.

Cabral M.J. (coord.), Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L. and Santos-Reis M. (eds.) (in press.). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisbon, Portugal.

Chapman, E.W. and Ribic, C.A. 2002. The impact of buffer strips and stream-side grazing on small mammals in southwestern Wisconsin. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88:49-59.

Danilov P. and Rusakov O. 1969. Peculiarities of the ecology of *Mustela putorius* in North West districts of the European part of the U.S.S.R. *Zoologicheskii Zhurnal*, 48:1383-1394.

Davison A., Birks J., Griffiths H., Kitchener A., Biggins D. and Butlin R. 1999. Hybridization and the phylogenetic relationship between polecats and domestic ferrets in Britain. *Biological Conservation.*, 87:155-161.

De Marinis A. and Agnelli P. 1996. First data on the winter diet of polecat, *Mustela putorius* (Carnivora, Mustelidae) in Italy. *Mammalia* 60(1):144-146.

Ebert D. 1999. Spatial Calc Diversity. Arcview ® extension.

ESRI. 1999. Arcview GIS version 3.2. Environmental Research Institute, Inc., Redlands, CA, USA.

Fielding A. and Bell J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24(1):38-49.

Gehring T. and Swihart R. 2003. Body size, niche breadth and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109:283-295.

Guisan A. and Zimmermann N. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.

Hirzel A., Helfer V. and Metral, F. 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* 145:111-121.

Hirzel A., Hausser J., Chessel D. and Perrin N. 2002a. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83(7):2027-2036.

Hirzel A., Hausser J., Perrin N., 2002b. Biomapper 3.1. Lausanne, Lab. for Conservation Biology. URL: <http://www.unil.ch/Biomapper>.

Hirzel A., Posse B., Oggier P., Crettenand Y., Glenz C. and Arlettaz R. 2004. Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. *Journal of Applied Ecology* 41:1103-1116.

Hosmer D. and Lemeshow S. 2000. *Applied Logistic Regression*. John Wiley & Sons, New York, USA: 1-373.

INE 2002. *Censos 2001 – Resultados definitivos – Portugal*. Instituto Nacional de Estatística. Lisbon, Portugal. 1-538.

INMG 1990. *O clima de Portugal – Fascículo XL volume 4 – 4ª região. Normais Climatológicas da região de “Alentejo e Algarve”, correspondentes a 1941-1970*. Lisbon, Portugal.

Jedrzejewski, W; B. Jedrzejewska; and M. Brzezinski 1993. Winter habitat selection and feeding habits of polecats (*Mustela putorius*) in Bielowieza National Park, Poland. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 58:75-83.

Lee J. and Wong D. 2001. Statistical Analysis with Arcview GIS®. John Wiley & Sons, Inc.: 1-192.

Lodé T. 1990. Le regime alimentaire d'un petit carnivore, le putois (*Mustela putorius*) dans l'ouest de la France. *Gibier Faune Sauvage* 7:193-203.

Lodé T. 1993a. Diet composition and habitat use of sympatric polecat and American mink in western France. *Acta Theriologica* 38(2):161-166.

Lodé T. 1993b. Stratégies d'utilisation de l'espace chez le putois européen *Mustela putorius* L. Dans l'ouest de la France. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 48:305-322.

Lodé T. 1994. Environmental factors influencing habitat exploitation by the polecat *Mustela putorius* in western France. *Journal of Zoology, London* 234:75-88.

Lodé T. 1995. Activity pattern of polecats *Mustela putorius* L. in relation to food habits and prey activity. *Ethology* 100:295-308.

Lodé, T. 1999. Time budget as related to feeding tactics of European polecat *Mustela putorius*. *Behavioural Processes* 47:11-18.

Lodé T., Pereboom V. and Berzins R. 2003. Implications of an individualistic lifestyle for species conservation: lessons from jealous beasts. *Comptes rendus Biologies* 326:S30-S36.

MacDonald R.A. and Birks J.D.S. 2003. Effects of farming practice and wildlife management on small mustelid carnivores. [In: *Conservation and Conflict – Mammals and Farming in Britain*. Tattersall F. And Manley W.] Linnean Society of London, The Mammal Society, Westbury Publishing, London, UK: 106-119.

Maisonneuve, C. and Rioux, S. 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83:165-175.

Nilsson T. 1978. Home range utilisation and movements in polecat, *Mustela putorius*, during Autumn. Congress Theriol. Int., Brno, CSSR. Abstracts, p 13.

Prigioni C. and De Marinis A. 1995. Diet of the polecat *Mustela putorius* L. in riverine habitats (Northern Italy). *Hystrix* 7(1-2):69-72.

Rempel R. 2000. Patch Analyst 2.2 (built 34). Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Lakehead University Campus, Thunder Bay, Canada.

Rivas-Martinez S. 1987. *Memoria del mapa de series de vegetacion de España 1:400.000*. Ministerio de Agricultura, Pesca e Alimentación. I.C.O.N.A.: 1-268.

Roger M. 1991. Régime es disponibilités alimentaires chez le putois (*Mustela putorius* L.). *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 46:245-261.

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. and Rodrigues M. (2003). *Projectos de Monitorização de Mamíferos. Monitorização de Carnívoros. Relatório Final. 2ª Fase de Monitorização*. Programa de Minimização para o Património Natural da área de regolfo de Alqueva e Pedrógão. Centro de Biologia Ambiental (FCUL)/Centro de Estudos da Avifauna Ibérica (CEAI). 207pp.

Schröpfer V., Bodenstern C. and Osnabrück C. 2000. Der Räuber-Beute-Zusammenhang zwischen dem Iltis *Mustela putorius* L., 1785 und dem Wildkaninchen *Oryctolagus cuniculus* (L., 1758). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 46:1-13.

Segurado, P and M. Araújo (2004). An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal Biogeography*. 31:1555-1568.

Sidorovich V., Jedrzejewska B. and Jedrzejewski W. 1996. Winter distribution and abundance of mustelids and beavers in the river valleys of Bialowieza Primeval Forest. *Acta Theriologica* 41(2):155-170.

Sokal R. and Rohlf F. 1995. *Biometry – The principles and practice of statistics in biological research*. 3<sup>rd</sup> edition. New York, USA: 1-887.

SPSS Inc. 2003. *SPSS Statistical Software - Version 12.0 for Windows*. SPSS Inc. Chicago, USA.

Sunquist, M. and Sunquist F. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. [In: *Carnivore conservation*. Gittleman J., Funk S., Macdonald D. and Wayne R., eds.]. Cambridge University Press. Cambridge, UK: 399-418.

Tabachnik, B.G. and Fidell L.S. 1996. *Using multivariate statistics*, 3<sup>rd</sup> edition. Harper Collins Publishers Inc, New York, USA: 1-880.

UMC 2004. Land use for military carts numbers 500, 501, 502 and 511. Macroecology and Conservation Unit, University of Évora. Évora, Portugal.

Virgós E. 2001. Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivore. *Biodiversity and Conservation* 10:1039-1049.

Virgós E. 2002. *Mustela putorius* Linnaeus, 1758. [In: *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Palomo, L. and Gisbert J., eds.] Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Universidad de Málaga, Madrid, Spain: 262-265.

Virgós E. 2003. Association of the polecat *Mustela putorius* in eastern Spain with montane pine forests. *Oryx* 37 (4):484.-487.

Weber D. 1988. Experiments on microhabitat preference of polecats. *Acta Theriologica* 33, 29:403-413.

Weber D. 1989a. Foraging in polecats (*Mustela putorius* L.) of Switzerland: the case of a specialist anuran predator. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 54:377-392.

Weber D. 1989b. Beobachtungen zu aktivität und raumnutzung beim Iltis (*Mustela putorius* L.). *Revue Suisse de Zoologie* 96:841-862.

Zabala J., Zubergoitia I. and Martínez-Climent J.A. 2005. Site and landscape features ruling the habitat use and occupancy of the polecat (*Mustela putorius*) in a low density area: a multiscale approach. *European Journal of Wildlife Research* 51:157-162.

O conhecimento sobre o toirão em Portugal é escasso, sendo esta uma importante contribuição para o conhecimento das necessidades ecológicas da espécie no nosso país.

As ribeiras e rios desempenham importantes funções nas paisagens, com particular relevo para aquelas em que a paisagem envolvente é constituída por culturas agrícolas. Os cursos de água não devem ser vistos isoladamente da matriz em que se enquadram, tendo tanto mais importância quanto mais intensiva é a agricultura da matriz da paisagem (Virgós 2001).

Este trabalho permite tirar algumas conclusões acerca da ecologia do toirão no Sul de Portugal. Tal como em outras partes da Europa (Jedrzejewski *et al.*, 1993, Sidorovich *et al.*, 1996, Lodé, 1993, Lodé, 1994 e Zabala *et al.*, 2005) o toirão está, também em Portugal, muito ligado aos meios ripícolas. No entanto a que se deve esta ligação? O toirão faz uso dos corredores ripícolas seja qual for a envolvente paisagística ou será este um último refúgio de habitat favorável? Ambos os métodos usados dão elevadas adequabilidades de habitat nas regiões perto das ribeiras e, particularmente, dos rios principais (Guadiana e Ardila). Considerando os resultados de marginalidade (0.665) e especialização (0.833) globais, poderemos concluir que o toirão é uma espécie moderadamente especialista. À elevada marginalidade da variável comprimentos de linhas de água corresponde uma especialização baixa, podendo isto significar que apesar do toirão se encontrar em áreas que, para esta variável, estão muito afastadas das condições médias pode ocupar outras áreas. Portanto, embora o toirão seleccione preferencialmente as áreas ripícolas isto não representa uma dependência absoluta, podendo explorar os habitats circundantes. No que respeita à ecologia do toirão isto pode significar que, as ribeiras e rios são preferidos na nossa área de estudo como último refúgio. Na Polónia concluiu-se que os toirões frequentam mais assiduamente as pequenas ribeiras em detrimento dos grandes rios (Jedrzejewski *et al.*, 1993; Sidorovich *et al.*, 1996), ao contrário do que aqui se observa. Esta diferença no uso das linhas de água pode-se ficar a dever às diferenças climáticas e de vegetação entre as duas regiões, particularmente ao facto de que, em Portugal, muitas das ribeiras mais pequenas têm um regime sazonal



havendo assim menos presas (por exemplo anfíbios) disponíveis para o toirão durante a época de Verão. A preferência por áreas com maiores comprimentos de linhas de água, pode-se ficar a dever a diversos factores, entre os quais a abundância de presas. Das principais presas do toirão os micromamíferos e os anfíbios estão presentes, em maior abundância, junto a ribeiras e rios, sendo a actividade do toirão fortemente condicionada pela presença e actividade das presas (Lodé 1995 and Lodé 1999).

Há também, de acordo com a regressão logística, uma maior probabilidade de presença de toirão em quadrículas com maior número de manchas de montado denso e matos. O facto de ter sido esta variável (e não a área de montado denso e matos) a ser seleccionada, parece indicar que uma estrutura mais heterogénea e diversa da paisagem (embora com predominância dos matos) é preferida relativamente a uma estrutura de grandes manchas homogéneas de montado denso e matos. A outra variável significativa, o índice de diversidade de biótopos de Shannon-Wiener, é de difícil interpretação. Se, por um lado, a elevada diversidade paisagística na análise univariada aumenta a probabilidade de presença do toirão, no modelo multivariado o comportamento é o oposto. Este efeito pode-se ficar a dever a algum tipo de interacção com outras variáveis.

Os descritores ligados às culturas de regadio, área e número de manchas, são significativos na análise univariada previamente realizada, com um coeficiente de regressão positivo. Este facto podia-nos levar a concluir que as culturas de regadio são um factor favorável ao toirão (muito embora não estejam presentes nos modelos finais). No entanto, a proximidade destas áreas de cultura de regadio aos rios, tendo em conta que as presenças são também fortemente condicionadas pela presença de ribeiras, pode ser a causa desta resultado. Assim, há que considerar a hipótese de uma intensificação agrícola no futuro, decorrente da maior disponibilidade de água, com áreas de regadio de maior dimensão possa ter efeitos negativos para a espécie estudada, contrariamente ao que os nossos resultados sugerem.

As estradas ou centros urbanos não são uma fonte de perturbação significativa na nossa área de estudo, contrariamente ao concluído por Lodé (1993) em França. O impacto deste tipo de estruturas humanas varia de acordo com a sua intensidade de tráfego e densidade populacional (Zabala *et al.*, 2005). Tendo

em conta que a densidade populacional nesta região é relativamente baixa (INE, 2002) e que o tráfego é reduzido, a importância destas duas variáveis como fonte de perturbação é menor. Inclusivamente, na Polónia a população de toirão alimenta-se na periferia de zonas humanizadas quando os seus recursos naturais são escassos (Jedrzejewski *et al.*, 1993; Sidorovich *et al.*, 1996). Pequenos centros urbanos rurais (como é o caso da maioria dos centros urbanos da área de estudo) poderão ser atractivos para a espécie enquanto que grandes centros industrializados (inexistentes na área de estudo) funcionam como uma fonte de perturbação (Zabala *et al.*, 2005). Este facto vem ainda confirmar a adaptabilidade do toirão a alterações no ecossistema.

A elevada adaptabilidade da espécie, pontuada por algumas especializações locais, foi já alvo de estudos também no que diz respeito à dieta. No Parque Nacional de Bialowieza, na Polónia os toirões foram observados perto de aldeias em procura de alimento quando os seus alimentos preferenciais (anuros) escasseavam.

Existe uma diferença significativa entre os resultados de ambos os métodos, definindo a regressão logística uma maior área de distribuição potencial de toirão na área de estudo (sendo que a ENFA define 139 quadrículas com probabilidade superior a 0.5 enquanto que a regressão logística define 272 quadrículas).

Um aspecto que distingue as duas abordagens usadas na modelação da distribuição de uma espécie é que métodos baseados unicamente em dados de presença (como a ENFA) produzem áreas de distribuição potencial, que estão mais de acordo com o nicho fundamental da espécie enquanto que métodos de presença/ausência reflectem mais o nicho observado, ou distribuição natural da espécie (Zaniewski *et al.*, 2002).

Quando a espécie não ocupa todos os habitats considerados óptimos ou adequados e, portanto, não se encontra em equilíbrio, os métodos baseados apenas nas presenças poderão ser mais adequados (Hirzel *et al.*, 2001).

Mesmo que, como no caso dos nossos modelos, a regressão logística esteja mais bem ajustada e tenha estatisticamente um melhor modelo (sendo que esta metodologia assume um uso dos habitats de acordo com a sua adequabilidade), este modelo poderá não ser o mais realista. Hirzel *et al.* (2001), afirmam inclusivamente que quando se pretende fazer uma

interpretação ecológica dos resultados o método mais adequado poderá ser a ENFA.

Os nossos dados e o nosso conhecimento actual desta população não permite especulações sobre se esta população se encontra, ou não, em equilíbrio com o seu ecossistema. No entanto, tendo em conta a grande dificuldade em encontrar indícios de presença desta espécie, e a consequente incerteza acerca da qualidade das ausências, a ENFA poderá ser um método a considerar em estudos posteriores da distribuição da espécie.

A área de estudo apresenta neste momento importantes alterações no ecossistema, com particular destaque para os dois rios principais e mais importantes ribeiras. Com a construção das barragens de Alqueva e do Pedrógão e a consequente desmatção e alagamento de importantes troços de ribeira e rio a população de toirões (bem como de outros carnívoros) vai perder um habitat que poderia consistir um último e precioso refúgio. O toirão parece ser uma espécie sensível a alterações localizadas do seu habitat, mais do que a grandes alterações globais (Zabala *et al.*, 2005) o que associado à elevada importância que as áreas de vegetação ripícola (junto das ribeiras) assumem (Virgós, 2001) poderá dar uma indicação da ameaça a que esta população está sujeita. Áreas que o presente trabalho identificou como sendo de elevada adequabilidade para o toirão estão já submersas pela albufeira do Pedrógão.

Seria importante o acompanhamento continuado desta população de toirões de modo a saber como a população responderá a estas alterações. A adaptabilidade da espécie a alterações no seu ecossistema será aqui uma característica chave na manutenção desta população.

Acções de conservação de áreas adequadas à manutenção da população são também fundamentais. A regeneração de faixas ripícolas, com destaque para ribeiras incluídas numa matriz agrícola mais intensificada, é um passo importante para substituir aquelas que estão, neste momento a ser erradicadas. Por outro lado deve ser criada uma rede de manchas de montado denso e matos na matriz agrícola de modo a fornecer abrigo para a espécie (bem como para outros carnívoros).

Este trabalho pretende ser um primeiro passo na compreensão desta espécie tão pouco estudada e conhecida em Portugal. O desconhecimento actual acerca da espécie pode ser a principal ameaça a que esta se encontra sujeita.



A identificação de indícios de presença de toirão na nossa área de estudo não apresenta dificuldades de maior visto que as únicas espécies com indícios mais semelhantes, e passíveis de ser confundidos, (Blanco, 1998), o visão europeu e americano, estão ausentes desta região (Castells e Mayo, 1993).

### Pegadas

A espécie com indícios (tanto pegadas como dejectos) mais semelhantes aos do toirão na área de estudo é a fuinha (figuras AI-2 e AI-3). Muito embora as pegadas destas duas espécies sejam muito semelhantes há algumas características que permitem fazer uma clara distinção. A mais distintiva é a sua dimensão, sendo a pegada de toirão de menores dimensões como está claramente demonstrado na figura AI-1 (a pegada da pata anterior de toirão tem cerca de 3.4 cm de comprimento por 2,6 cm de largura sendo a posterior ligeiramente menor; a pegada da fuinha tem cerca de 4 cm de comprimento por 3 cm de largura, sendo as impressões de amas as patas sesivelmente da mesma dimensão). As almofadas digitais são claramente mais pequenas, sendo o quinto dedo mais frequentemente marcado nas pegadas de toirão, são também, no caso da fuinha, mais arredondadas do que no toirão. A almofada palmar do toirão é mais assimétrica apresentando o lóbulo mais interno, quando impresso, numa posição mais isolada e posterior que a fuinha.

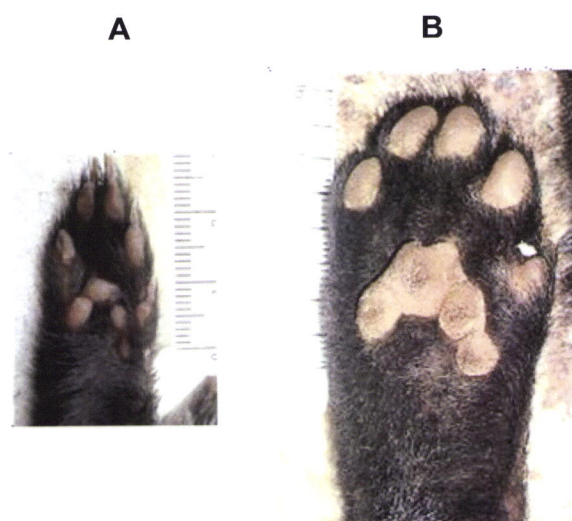


Figura AI-1 – Patas posteriores (direitas) de toirão (A) e fuinha (B) adultos.



**Figura Al-2 – Pegadas de patas traseiras de toirão.**



**Figura Al-3 – Pegadas de patas traseiras de fuinha.**

### **Dejectos**

Os dejectos de toirão (figura Al-4) são menores do que os da fuinha (figura Al-5), não ultrapassando, em geral, os 5 cm de comprimento e 0.9 cm de diâmetro. Os dejectos de fuinha situam-se frequentemente entre os 5 e 10 cm de comprimento e são ligeiramente mais grossos (pouco mais de 1 cm). A cor e consistência dos dejectos de ambas as espécies dependem do tipo de dieta. O toirão só muito raramente consome frutos e bagas, ao contrário da fuinha que recorre mais frequentemente a alimentos de origem vegetal (Lodé, 1997). Os dejectos de toirão são em geral mais rijos e compactos e apresentam geralmente uma grande densidade de pêlo das suas presas. Nos dejectos de toirão podem, por vezes, ser encontrados restos de pele de anfíbios. Este, ao contrário da fuinha, não deixa os dejectos em locais proeminentes, mas sim em pequenas latrinas pouco visíveis ou ao longo do percurso.

Tendo em conta o acima exposto, nas nossas observações no campo distinguíamos os dejectos de toirão dos de fuinha por três características essenciais: 1) O conteúdo (quando o dejecto apresentava grandes quantidades de frutos era considerando como sendo de fuinha; por outro lado grandes quantidades de pêlo, muito compactado indicavam-nos que pertencia a um toirão); 2) A forma (em geral existe uma torção evidente nos dejectos de toirão que não ocorre ou é pouco pronunciada nos dejectos de fuinha; ambas as espécies têm dejectos terminados em ponta); 3) A dimensão (os dejectos de toirão são mais pequenos que os de fuinha). (Figuras AI-4 e AI-5).



**Figura AI-4 – Dejectos de toirão.**



**Figura AI-5 – Dejectos de fuinha.**

ANEXO II – ANÁLISE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN



	RIPARIAII	OPEII	SCRUB	FOREST	OLIVE	IRREG	WATER	GAME	URBAII	SHAIIOII	ROAD	WCOURSE	HOPEII	HISCRUB	IIFOREST	HOLIVE	HIIRRG	IHWATER	ALT	SLOPE
RIPARIAII	1,000																			
OPEII	0,014	1,000																		
SCRUB	,333(**)	-,517(**)	1,000																	
FOREST	0,225	-,330(**)	<b>,747(**)</b>	1,000																
OLIVE	-,263(*)	-,0204	-,486(**)	-,570(**)	1,000															
IRREG	,503(**)	-,0104	0,108	0,034	0,000	1,000														
WATER	,473(**)	-,0048	,299(*)	,286(*)	-,0202	,463(**)	1,000													
GAME	-,0031	-,0071	-,0084	-,0144	,247(*)	-,0019	-,0081	1,000												
URBAII	0,043	-,0103	0,102	0,080	-,244(*)	-,0008	0,061	,327(**)	1,000											
SHAIIOII	,387(**)	-,0159	,440(**)	,373(**)	0,084	,581(**)	,495(**)	-,0062	-,0139	1,000										
ROAD	0,122	0,067	0,006	0,016	-,0030	0,020	0,068	0,032	-,0137	-,0014	1,000									
WCOURSE	<b>,702(**)</b>	-,0150	,354(**)	,296(*)	-,0198	,519(**)	,571(**)	-,0083	0,092	,459(**)	-,0053	1,000								
HOPEII	,274(*)	-,471(**)	,526(**)	,240(*)	0,036	,334(**)	,400(**)	-,0051	-,0084	,503(**)	-,0051	,503(**)	1,000							
HISCRUB	,281(*)	0,191	0,036	0,013	0,178	,562(**)	,310(*)	0,128	-,0168	,648(**)	0,024	,260(*)	0,162	1,000						
IIFOREST	,264(*)	-,322(**)	<b>,755(**)</b>	<b>,976(**)</b>	-,560(**)	0,046	,255(*)	-,0130	0,107	,363(**)	0,048	,308(*)	,249(*)	1,000						
HOLIVE	,432(**)	0,058	,417(**)	0,230	-,0089	,310(*)	,290(*)	0,053	-,0128	,554(**)	0,106	,311(**)	,242(*)	,401(**)	1,000					
HIIRRG	,498(**)	-,0022	0,118	0,017	0,001	<b>,969(**)</b>	,550(**)	-,0067	-,0010	,561(**)	0,056	,539(**)	,360(**)	,556(**)	1,000					
IHWATER	,499(**)	-,0031	,295(*)	,260(*)	-,0199	,449(**)	<b>,963(*)</b>	-,0056	0,023	,452(**)	0,069	,543(*)	,395(**)	,287(*)	,324(**)	1,000				
ALT	-,607(**)	-,0107	-,299(*)	-,0199	,275(*)	-,620(**)	-,495(**)	0,217	0,064	-,473(**)	-,0011	<b>-,705(**)</b>	-,360(**)	-,377(**)	-,0210	-,398(**)	-,642(**)	-,461(**)	1,000	
SLOPE	,423(**)	-,388(**)	<b>,841(**)</b>	<b>,744(**)</b>	-,574(**)	0,159	0,204	-,0090	0,086	,339(**)	0,061	,409(**)	,387(**)	0,041	<b>,753(**)</b>	,373(**)	0,132	0,204	-,324(**)	1,000

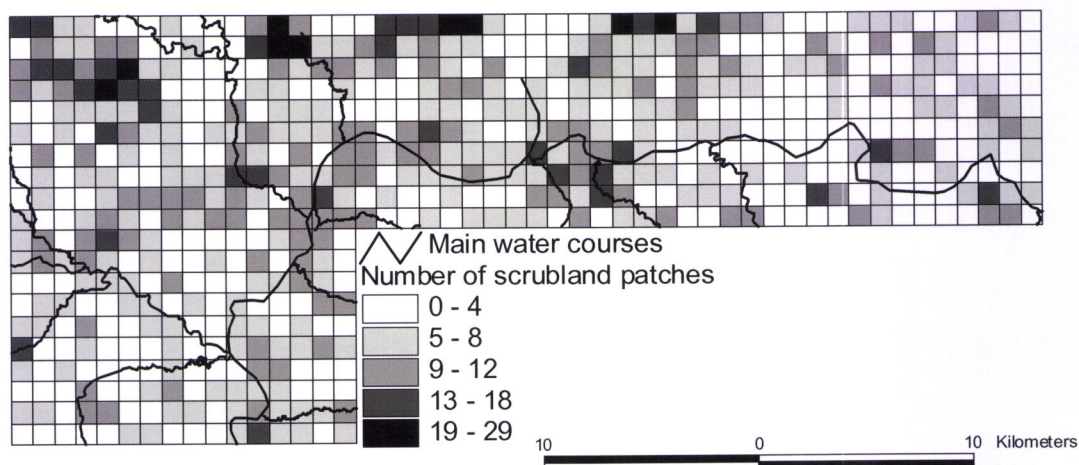


Figura AIII-1 – Número de manchas de matos.

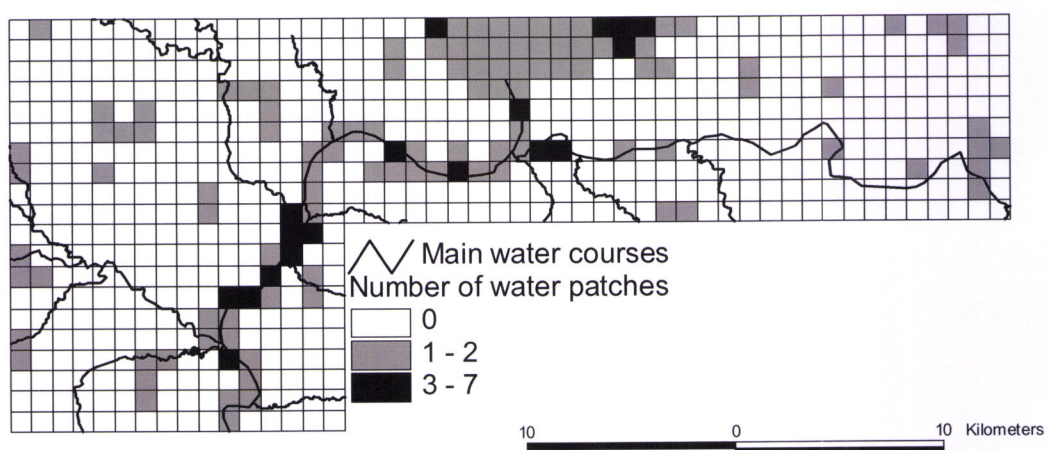
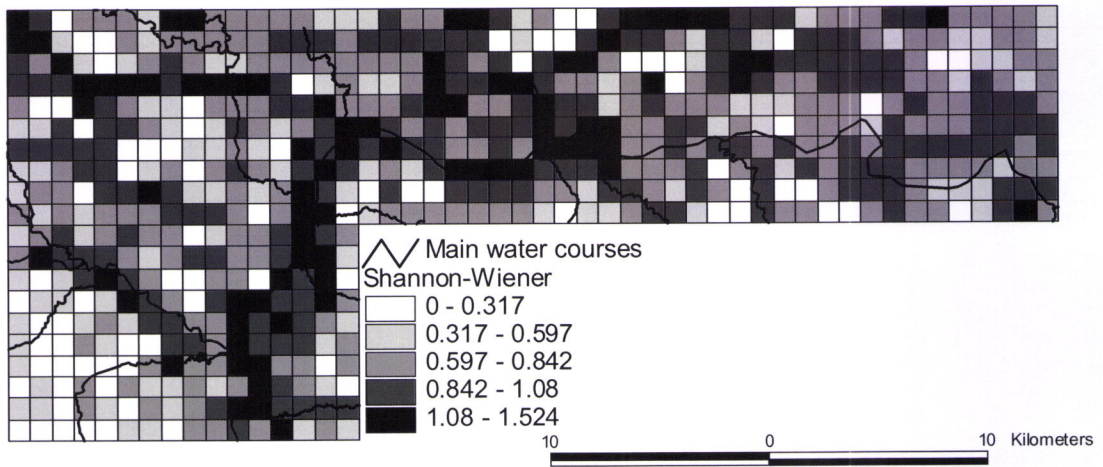
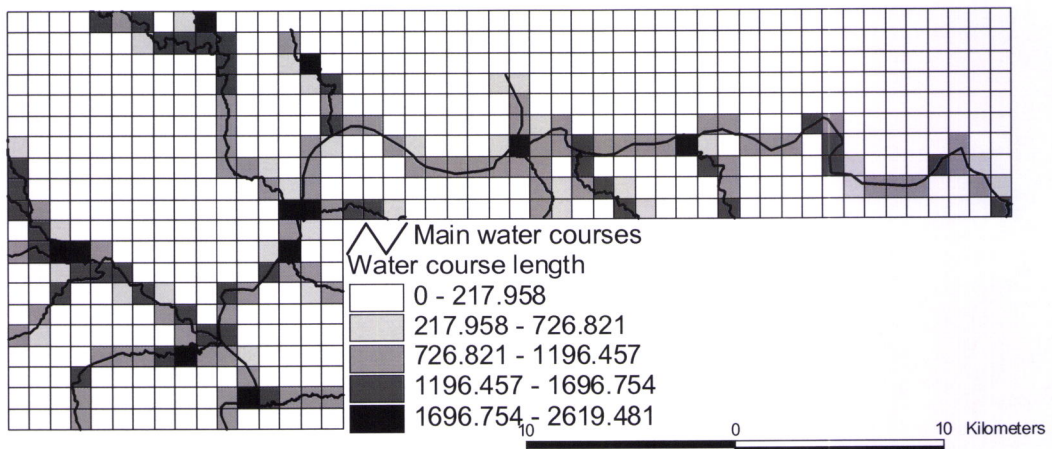


Figura AIII-2 – Número de superfícies de água.





**Figura AIII-3 – Índice de diversidade Shannon-Wiener.**



**Figura AIII-4 – Comprimento de linhas de água.**



Baghli, A. & R. Verhagen (2003). The distribution and status of the polecat *Mustela putorius* in Luxemburg. *Mammal Rev.* **33**(1):57-68.

Blanco, J. (1998). *Mamíferos de España – I Insectívoros, Quirópteros, Primates y Canívoros de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Planeta S.A., Barcelona, 457 pp.

Brzeziński, M.; W. Jedrzejewski & B. Jedrzejewska (1992). Winter home ranges and movements of polecats *Mustela putorius* in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* **37**(1-2):181-191.

Cabral M.J. (coord.), Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L. and Santos-Reis M. (eds.) (*in press.*). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.

Castells, A. & M. Mayo (1993). *Guía de los mamíferos en libertad de España e Portugal*. Ediciones Pirámide, S.A., Madrid. 470 pp.

CNA (1995) *Atlas do Ambiente. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território*, Lisboa.

Corsi, F.; J. De Leeuw & A. Skidmore (2000). Modeling species distribution with GIS. In Boitani, L. & T. Fuller (eds.) (2000). *Research techniques in animal ecology – controversies and consequences*. Columbia University Press; New York; 442 pp.

Guisan, A. & N. Zimmermann (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**:147-186.

Hirzel, A.; J. Hausser; D. Chessel & N. Perrin (2002). Ecological-Niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* **83**(7):2027-2036.

Hirzel, A.; V. Helfer & F. Metral (2001). Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* **145**:111-121.

INE (2002). *Censos 2001 – Resultados definitivos – Portugal*. Instituto Nacional de Estatística. Lisbon. 538 pp.

INMG (1990). *O clima de Portugal – Fascículo XL volume 4 – 4ª região. Normais Climatológicas da região de “Alentejo e Algarve”, correspondentes a 1941-1970*. Lisboa.

Jedrzejewski, W; B. Jedrzejewska; & M. Brzezinski (1993). Winter habitat selection and feeding habits of polecats (*Mustela putorius*) in Białowieża National Park, Poland. *Z. Säugetierkunde* **58**:75-83.

Lodé, T. (1990). Le regime alimentaire d'un petit carnivore, le putois (*Mustela putorius*) dans l'ouest de la France. *Gibier Faune Sauvage* **7**:193-203.

Lodé, T. (1993). Stratégies d'utilisation de l'espace chez le putois européen *Mustela putorius* L. Dans l'ouest de la France. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* **48**:305-322.

Lodé, T. (1994). Environmental factors influencing habitat exploitation by the polecat *Mustela putorius* in western France. *J. Zool. Lond.* **234**:75-88.

Lodé, T. (1995). Activity pattern of Polecats *Mustela putorius* L. in relation to food habits and prey activity. *Ethology* **100**:295-308.

Lodé, T. (1997). Trophic status and feeding habits of the european polecat *Mustela putorius* L. 1758. *Mammal Rev.* **27**(4):177-184.

Lodé, T. (1999). Time budget as related to feeding tactics of European polecat *Mustela putorius*. *Behavioural Processes* 47:11-18.

Lodé, T. (2000). Functional response and area-restricted search in a predator: seasonal exploitation of anurans by the European polecat, *Mustela putorius*. *Austral Ecology* 25:223-231.

Pereira, M. & M. Pires da Fonseca. (2003). Nature vs. nurture: the making of the montado ecosystem. *Conservation Ecology* 7(3):7. disponível em url: <http://www.consecol.org/vol7/iss3/art7>.

Piñero, J.R. (2002). *Mamíferos Carnívoros Ibéricos*. Lynx Edicions. Barcelona. 208 pp.

Pinto-Correia, T. and W. Vos (2004). Multifunctionality in Mediterranean landscapes – past and future. In: Jongman R. (ed.), *The New Dimensions of the European Landscape*, Wageningen EU Frontis Series, Springer.

Prigioni, C. & A. De Marinis (1995). Diet of the polecat *Mustela putorius* L. in riverine habitats (Northern Italy). *Hystrix* 7(1-2):69-72.

Rivas-Martinez, S. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetacion de España 1:400.000*. Ministerio de Agricultura, Pesca e Alimentación. I.C.O.N.A. 268 pp.

Roger, M. (1991). Régime es disponibilités alimentaires chez le putois (*Mustela putorius* L.). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 46:245-261.

Ruette, S.; P. Stahl; P. Migot & F. Léger (2002). *Eléments de réflexion relatifs au classement de la martre, de la belette et du putois en tant qu'espèces susceptibles d'être classées nuisables*. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage; Direction des études et de la recherche; Centre national d'études et de la recherche appliquée sur le prédateurs et les animaux déprédateurs.

Santos-Reis, M. & F. Petrucci-Fonseca (1999). Toirão, *Mustela putorius*. In Mathias, M. *Guía dos mamíferos terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. Instituto de Conservação da Natureza. Centro de Biologia Ambiental da Universidade de Lisboa. 199 pp.

Santos-Reis, M; J. P. Ferreira; N. Pedroso; C. Baltazar; H. Matos; I. Pereira; C. Grilo; T. Sales-Luís; M.J. Santos; A.T. Cândido; I. Sousa & M. Rodrigues (2003). Projectos de Monitorização de Mamíferos. Monitorização de Carnívoros. Relatório Final. 2ª Fase de Monitorização. Programa de Minimização para o Património Natural da área de regolfo de Alqueva e Pedrógão. Centro de Biologia Ambiental (FCUL)/Centro de Estudos da Avifauna Ibérica (CEAI). 207pp.

Schley, L. & T. Roper (2003). Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Rev.* **33**(1):43-56.

Schröpfer, V., C. Bodenstern & C. Osnabrück (2000). Der Räuber-Beute-Zusammenhang zwischen dem Iltis *Mustela putorius* L., 1785 und dem Wildkaninchen *Oryctolagus cuniculus* (L., 1758). *Z. Jagdwiss.***46**:1-13.

Segurado, P & M. Araújo (2004). An evaluation of methods for modelling species distributions. *J. Biogeogr.* **31**:1555-1568.

Sidorovich, V.; B. Jedrzejewska & W. Jedrzejewski (1996). Winter distribution and abundance of mustelids and beavers in the river valleys of Bialowieza Primeval Forest. *Acta Theriologica* **41**(2):155-170.

UMC (2004). Unidade de Macroecologia e Conservação, Universidade de Évora. Usos do solo, informação cartográfica.

Virgós, E. (2001). Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivore. *Biodiversity and Conservation* **10**:1039-1049.

Virgós, E. (2002). *Mustela putorius* Linnaeus, 1758. in Palomo, L. & J. Gisbert (2002). *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Universidad de Málaga, Madrid, 564 pp.

Weber, D. (1989). Foraging in Polecats (*Mustela putorius* L.) of Switzerland: the case of a specialist anuran predator. *Z. Säugetierk* **54**:377-392.

Zabala, J.; I. Zubergoitia & J.A. Martínez-Climent (2005). Site and landscape features ruling the habitat use and occupancy of the polecat (*Mustela putorius*) in a low density area: a multiscale approach. *Eur. J. Wildl. Res.* **51**:157-162.

Zaniewski, A.; A. Lehmann & J. Overton (2002). Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*, **157**:261-280.