

Munibe Monographs. Nature Series, 3

---

CONSERVATION AND MANAGEMENT  
OF SEMI-AQUATIC MAMMALS  
OF SOUTHWESTERN EUROPE



Aritz Ruiz-González, Javier López de Luzuriaga & Jonathan Rubines  
Editors

**Presentación.** Comité Editorial: Asociación Naturesfera

**Preface.** Prof. Dr. Vadim Sidorovich

**The Iberian desman *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) in Portugal: status and conservation.** Nuno M. Pedroso & Suze Chora

**Historia de la regresión del desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) en el Sistema Central (Península Ibérica).** Julio Gisbert & Rosa García-Perea

**El desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) en los Pirineos meridionales.** Pere Aymerich & Joaquim Gosálbez

**Ecology and conservation of the polecat *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) in Portugal: a review.** Mafalda Costa, Carlos Fernandes & Margarida Santos-Reis

**Beaver *Castor fiber* (Linnaeus, 1758) recovery and monitoring un France.** Julien Steinmetz

**The habitat of the water vole *Arvicola sapidus* Miller, 1908 in France: description and conservation.** Pierre Rigaux

**Status of the polecat *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) in France and management implications.** Rachel Berzins & Sandrine Ruette

**Status, threats and management actions on the European mink *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) in Spain: a review of the studies performed since 1992.** Santiago Palazón & Yolanda Melero

**Evolución de las poblaciones y del conocimiento de los visones europeo *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) y americano *Neovison vison* (Schreber, 1777) en Bizkaia**  
Iñigo Zuberogoitia & Juan Manuel Pérez de Ana

**The Eurasian otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Portugal.** Nuno M. Pedroso, Teresa Sales-Luís, Margarida Santos-Reis

**The French National otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) Action Plan.** Rachel Kuhn





# Munibe Monographs. Nature Series, 3

---



**Edited by:**

Sociedad de Ciencias Aranzadi  
Aranzadi Zientzia Elkartea

**Chief editor:**

Dr. Juan Arizaga – Aranzadi Society of Sciences

**Scientific committee:**

Dr. Alessandro Balestrieri - University of Pavia  
Dr. Urtzi Goiti - University of the Basque Country  
Dr. Benjamín J. Gómez-Moliner - University of the Basque Country  
Dr. Yolanda Melero – University of Barcelona  
Dr. Luis Javier Palomo – University of Malaga  
Dr. Jordi Ruiz-Olmo - Generalitat of Catalonia  
Dr. Emilio Virgós - King Juan Carlos University  
Dr. Jabi Zubala – University of the Basque Country

**Editorial board:**

Dr. Aritz Ruiz-González - Asociación Naturesfera & University of the Basque Country  
Javier López de Luzuriaga - Asociación Naturesfera & Asociación Visión Europeo  
Jonathan Rubines - Asociación Naturesfera  
Lourdes Ancin - Aranzadi Society of Sciences

**Redaction and exchange:**

Sociedad de Ciencias ARANZADI Zientzia Elkartea  
Zorroagagaina, 11 • 20014 Donostia / San Sebastián  
Tel. (00 34) 943 466142 • Fax (00 34) 943 455811  
Redaction: munibecn@aranzadi.eus  
Exchange: liburutegia@aranzadi.eus  
[www.aranzadi.eus](http://www.aranzadi.eus)

Illustration of the cover: Santiago Lorenzo

Layout: TamTam diseño, eventos & multimedia S.L.

Printed by: Gráficas Lizarra, S.L.

ISSN 2340-0463 (Munibe Monographs. Nature Series; 3)

# **CONSERVATION AND MANAGEMENT OF SEMI-AQUATIC MAMMALS OF SOUTHWESTERN EUROPE**

Donostia - San Sebastián, 2014

Aritz Ruiz-González, Javier López de Luzuriaga & Jonathan Rubines  
Editors

**For bibliographic purposes, this book should be cited as follows:**

Ruiz-González, A., López de Luzuriaga, J., Rubines, J. (Eds.) 2014. Conservation and Management of semi-aquatic mammals of Southwestern Europe. Munibe Monographs. Nature Series 3. Aranzadi Society of Sciences. San Sebastian.

ISBN 978-84-943123-3-5  
D.L. SS 1460-2014  
ISSN 2340-0463 (Munibe Monographs. Nature Series; 3)



**Fig. 1.** - 1) Participantes de las primeras jornadas técnicas sobre mamíferos semiacuáticos. 2) Visita guiada "Ruta de los gigantes". 3) Curso sobre rapaces. 4) Colocación de una cámara de vigilancia en un nido de halcón peregrino. 5) Colocación de barreras en un punto negro de atropello de anfibios. 6) Estudio sobre la comunidad de mamíferos en el Parque Natural de Aizkorri-Aratz.

## PRESENTACIÓN

Un año después de que se formara la Asociación Naturesfera, decidimos crear un foro de trabajo en torno a los mamíferos semiacuáticos a través de unas jornadas técnicas. Nadie imaginó que más de 150 técnicos, guardas, investigadores o conservacionistas nos pudiéramos juntar aquel mayo de 2007 en Vitoria. El éxito se repitió en 2009 y 2011 con la celebración de las segundas y terceras jornadas técnicas sobre mamíferos semiacuáticos. Gracias a Diputación Foral de Álava, el Centro de Estudios Ambientales del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, la Universidad del País Vasco, el Grupo Nutria de la SECEM (Sociedad Española para la Conservación y Estudios de los Mamíferos) o la Asociación Visón Europeo, estos grandes encuentros fueron posibles.

Parte de estas experiencias se recogen ahora en este monográfico de Munibe titulado *"Conservation and management of semi-aquatic mammals in Southwestern Europe"*, y que hemos podido realizar gracias a la inestimable colaboración de la Sociedad de Ciencias Aranzadi.

Esta publicación cierra una etapa importante de nuestras vidas profesionales. Se trata de la última actividad que realizará Naturesfera, ya que en diciembre de 2013 decidimos clausurar sus puertas para comenzar otros proyectos. En nuestros recuerdos, miles de grandes momentos: cursos, salidas interpretativas, proyectos de investigación, acciones de conservación, voluntariado... y muy buenos amigos y amigas.

Cuando creamos Naturesfera pensamos en una imagen que definiera lo que hacíamos. Nuestro logotipo tiene un milano, una hoja de árbol y una huella de gato montés, que representaban las temáticas de los cursos y visitas guiadas que hacíamos por aquel entonces. Ahora, pensando en todas las cosas que hemos logrado se nos antoja que estos tres íconos pueden significar mucho más. El milano, representa las miles de ideas que salieron volando de nuestras cabezas y que se convirtieron en proyectos ilusionantes; el árbol, las raíces de la gran amistad que nos ha unido a los socios y que nos ha permitido conocer a gente increíble; y la huella, es el rastro que estos años han dejado en nosotros y que esperamos que haya quedado en todas aquellas personas que han participado en Naturesfera y que nunca la olvidarán.

El escritor neerlandés Harry Mulisch dijo una vez que "Un comienzo no desaparece nunca, ni siquiera con un final". Pues bien, este debe ser entonces un gran comienzo.

## PREFACE

I have never written a preface to a book. Neither am I a perfect English speaker. Perhaps, therefore, my preface to this book about semiaquatic mammals, put together by my Spanish colleagues, will not be up to standard.

I have therefore decided to follow the first idea that came into my head. Thinking about the preface, and about the people involved in studies on semiaquatic mammals and the management of the species' populations, I for some reason remembered Dr. Claus Reuther, our time together and our heated discussions in the wilderness of an extensive forest in northern Belarus. The story of my personal relationship with Claus will be a background for the main theme I would like to address in this preface, but first a little bit about Claus.

Claus was a well-known and extraordinary person, who took part in many studies on semiaquatic mammals and the management and conservation of their populations. It is worth mentioning that he also organised numerous conferences (mainly concerning the European Otter *Lutra lutra*) and subsequently prepared and printed the respective proceedings. This work really pushed forward the study and conservation of endangered species in Europe. Direct contact between people was essential in this process and Claus himself did a tremendous amount of work on both otters and their conservation. He led the IUCN/SSC Otter Specialist Group for many years and put a great deal of time and effort into the recovery of otters in Europe. Whilst doing both practical and scientific work, Claus seemed to prefer investing his huge energy in the restoration of the otter population in Europe and in the Otter Centre at Hankensbüttel in Germany. I am sure that many of those who were involved in the creation of this book knew Claus, and still remember him warmly.

When I first met Claus I was working as more or less an ordinary zoologist in Belarus, specialising in studies on the European Otter and both species of mink. Faced with local inability in terms of conservation efforts directed towards semiaquatic carnivores in the late Soviet period, I preferred to utilise my energy by carrying out scientific projects with the aforementioned species. The situation where I worked, in the Institute of Zoology at the National Academy of Sciences of Belarus, also favoured this approach.

Talking with Claus at several conferences, about otters and the efforts being made with the species, I felt his sympathy, but it was obvious to me that some kind of disagreement also existed. Everything became clear when Claus visited me for ten days to take part in a study on otters in northern Belarus. On our very first evening together we got into a heated argument about the balance between scientific research and the efforts to conserve the otter, and indeed European wildlife in general. My choice of a more scientific path, mixed with some kind of ill-timed negativism directed towards the dominance of conservation, contrasted sharply with Claus's belief that in the modern world sponsorship should be mainly directed towards animal conservation circles, for carrying out straightforward conservation activities and conservation-directed studies only. He kept insisting that we knew enough about vertebrates and that we did not need to perform more expensive research that would not provide answers to hot questions on animal

conservation ecology. He stated that any investment in species conservation, even not particularly well-designed programmes, would push forward the conservation of endangered species more effectively than in-depth research. I opposed him by saying that species' population declines might be very complicated and the causes of such declines might be deeply hidden. For instance, the reasons for the demise of the European Mink, in connection with the American mink expansion, were more or less evident, despite the many contradictive hypotheses elaborated. It was not hard to design an efficient research project and to find out the causes in that case. Nevertheless, another example, which related to the detrimental impact of the naturalised American Mink on aboriginal fauna was quite unclear. In Belarus we were faced with a decline in many predator species. Populations of the Eagle Owl, Great Grey Owl, Polecat, Stoat, Greater Spotted Eagle and Short-eared Owl all gradually declined at the same time. There seemed to be no relevant explanation for the simultaneous reduction in all those predator species. Their prey appeared to be different. Only a huge amount of work, and quite expensive studies, revealed that the Water Vole was a crucial prey species for all of these predators during fairly short seasonal periods, either late winter or the period during which they were raising relatively large young. The American Mink, an additional and common predator, destroyed the Water Vole population hence the populations of the above-mentioned predator species declined. How could we have uncovered such a hidden influence without substantial research?

Claus said that the lobby of researchers might spend all the financial resources available for vulnerable species at a community level, by instigating more and more seemingly worthwhile but expensive projects. He added that, since we already knew a lot about vertebrates, there should be a clear line drawn between limited access to funding for theoretical studies, with strong competition between research groups, and the main financial aid that was needed for conservation activities. Our disagreement was getting more intense. Claus began to analyse my studies, emphasising the obvious mistakes, and I replied in a somewhat barbed way, trying to weaken his argument. Suddenly, whilst mending the fire, I touched an extremely hot stone and burnt myself. Claus called me a boy and said that I should have used a stick instead of my hand. Fifteen minutes later Claus went out to get some firewood. Whilst trying to fell a partly rotten pine, he shook the tree, and some quite heavy pieces fell down on his head, leaving it bleeding. Perhaps both of us felt upset and sorry about the argument. On the afternoon of the following day we reached the local hospital, where the surgeon closed the wound with stitches, without using any anaesthesia. I stood close to Claus, translating his words during the procedure.

The remaining days of our trip were surprisingly amicable. Claus even stayed for a few days longer than he had intended to. Friendship and mutual understanding were evident in all of our future meetings. Our contradictions seemed to disappear and something forced us to try to understand the merits of each other's standpoint. It was so easy and natural. We were even going to launch a joint project on otters in Belarus with some implications for the situation with the species in Germany. We prepared a proposal but then Claus died, suddenly and unexpectedly.

Since then I have always tried to assume that any opponent's point of view in any contradictive situation has its merits and I have always made an effort to work out why the opponent is so persistent in his opinion. I have observed many disputes between nature conservation specialists and scientifically-orientated zoologists. There have always been arguments similar to the ones Claus and I were involved in. In such situations conservationists blame scientists for spending money to satisfy their own inquisitiveness, i.e., from their point of view for nothing, whilst scientists criticise conservationists for oversimplified projects, which aim to find out the cause of a decline

and either restore the population or stop further losses. Quite often such a situation prejudices the interests of both circles and, above all, professional interests, i.e. learning about the species and their conservation.

This book, as well as the respective conference, combines the involvement of both nature conservation specialists and zoologists who specialise in the study of semiaquatic mammals. Thus, it is an important step in overcoming possible misunderstandings, which will encourage the tight collaboration of both groups in the management and conservation of semiaquatic mammals.

**Prof. Dr. Vadim Sidorovich,**

Leader of the Vertebrate Predation Research Group in the Institute of Zoology,  
National Academy of Sciences of Belarus, vadim.sidorovich@gmail.com



## Índice

---

<b>Presentación .....</b>	07
Comité Editorial: Asociación Naturesfera	
<b>Preface.....</b>	08-09
Prof. Dr. Vadim Sidorovich	
<b>The Iberian desman <i>Galemys pyrenaicus</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) in Portugal: status and conservation .....</b>	13-18
Nuno M. Pedroso & Suze Chora	
<b>Historia de la regresión del desmán ibérico <i>Galemys pyrenaicus</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) en el Sistema Central (Península Ibérica) .....</b>	19-35
Julio Gisbert & Rosa García-Perea	
<b>El desmán ibérico <i>Galemys pyrenaicus</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) en los Pirineos meridionales .....</b>	37-77
Pere Aymerich & Joaquim Gosálbez	
<b>Ecology and conservation of the polecat <i>Mustela putorius</i> (Linnaeus, 1758) in Portugal: a review .....</b>	79-87
Mafalda Costa, Carlos Fernandes & Margarida Santos-Reis	
<b>Beaver <i>Castor fiber</i> (Linnaeus, 1758) recovery and monitoring un France .....</b>	89-92
Julien Steinmetz	
<b>The habitat of the water vole <i>Arvicola sapidus</i> Miller, 1908 in France: description and conservation .....</b>	93-100
Pierre Rigaux	
<b>Status of the polecat <i>Mustela putorius</i> (Linnaeus, 1758) in France and management implications .....</b>	101-108
Rachel Berzins & Sandrine Ruette	
<b>Status, threats and management actions on the European mink <i>Mustela lutreola</i> (Linnaeus, 1761) in Spain: a review of the studies performed since 1992 .....</b>	109-118
Santiago Palazón & Yolanda Melero	
<b>Evolución de las poblaciones y del conocimiento de los visones europeo <i>Mustela lutreola</i> (Linnaeus, 1761) y americano <i>Neovison vison</i> (Schreber, 1777) en Bizkaia .....</b>	119-131
Iñigo Zuberogoitia & Juan Manuel Pérez de Ana	
<b>The Eurasian otter <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758) in Portugal .....</b>	133-144
Nuno M. Pedroso, Teresa Sales-Luis, Margarida Santos-Reis	
<b>The French National otter <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758) Action Plan .....</b>	145-149
Rachel Kuhn	



# The Iberian desman *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) in Portugal: status and conservation

El desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) en Portugal: status y conservación

Muturluzea *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) Portugalen: estatusa eta kontserbazioa

**Nuno M. Pedroso<sup>1\*</sup>, Suze Chora<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Centro de Biología Ambiental, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, 1749-016 Lisboa, Portugal

<sup>2</sup>Praceta Afonso Paiva 10, 2<sup>o</sup> esq., 2910-705 Setúbal, Portugal.

\* Corresponding author: nmpedroso@fc.ul.pt

## ABSTRACT

The Iberian desman *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) is protected by law and classified as Vulnerable in the Portuguese Red Data Book. Although no national surveys have been conducted since the first survey (1990-1996), the available data indicate that there may be less than 10,000 adults in the Portuguese population, following contractions along the periphery of their range in Portugal. The Iberian desman is threatened mainly because it is bound to a vulnerable habitat restricted in a geographic area in the north of the country, characterized by higher altitudes, permanent water regime and higher water quality. Its main threats in Portugal have been the reduction of water quality, habitat degradation, and the use of impacting fishing methods (nets, poisons and explosives). The species is now faced with new threats including predation by exotic species, increasing habitat fragmentation and loss caused by the construction of hydroelectric infrastructures. The great challenge for the conservation of the Iberian desman in Portugal is the compromise between biodiversity and natural habitat protection and the use of water for hydroelectric power. If the present course of environmental and energy policies are maintained, there is no guaranty that enough water basins will be preserved to prevent the fragmentation of Iberian desman populations and the consequent loss of genetic variability.

**KEY WORDS:** Conservation, habitat, *Galemys pyrenaicus*, Portugal, status.

## RESUMEN

En Portugal, el desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) está protegido por la Ley y clasificado como Vulnerable en su Libro Rojo nacional. Aunque no existen estudios nacionales llevados a cabo desde el primer sondeo (1990-1996), las estimaciones indican que su cifra es menor de 10,000 adultos en la población portuguesa, debido a la disminución en la periferia de su área de distribución en Portugal. El desmán ibérico está amenazada principalmente porque está ligado a un hábitat vulnerable restringido a un área geográfica muy concreta en el norte del país, caracterizada por altas altitudes, régimen permanente de agua y una alta calidad del agua. Sus principales amenazas en Portugal han sido la reducción de la calidad del agua, la degradación del hábitat, y el uso de métodos agresivos de pesca (redes, venenos y explosivos). La especie se enfrenta ahora a nuevas amenazas como la depredación por parte de especies exóticas, el aumento de la fragmentación y la pérdida de hábitat causada por la construcción de infraestructuras hidroeléctricas. El gran desafío para la conservación del desmán ibérico en Portugal es la coexistencia entre la biodiversidad y la protección del hábitat natural y el uso de agua para la energía hidroeléctrica. Si se mantiene el rumbo actual de las políticas de medio ambiente y energía, no existen garantías de que las cuencas hídricas vayan a ser preservadas para evitar la fragmentación de las poblaciones de desmán ibérico y su consiguiente pérdida de la variabilidad genética.

**PALABRAS CLAVE :** Conservación, *Galemys pyrenaicus*, hábitat, Portugal, status

## LABURPENA

Portugalen, muturluzea *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) Legeak babesten du eta Estatu mailako Liburu Gorrian kalteberatasuneko sailkapena du. Lehen azterketatik (1990-1996) egindako Estatu mailako ikerketarik ez dagoen arren, estimazioen arabera, haien kopurua 10.000 heldu baino gutxiagokoa da Portugalgo populazioan banaketa-eremuko periferian gertatu den jaitsiera dela eta. Muturluzea herrialdearen iparraldeko oso eremu zehatzera mugatuta dagoen habitat kalteberari lotuta dagoelako dago batez ere mehatxatuta. Hango ezau garri nagusiak dira honako hauek: altitudetako uraren etengabeko erregimena eta uraren kalitate handia. Portugaleko mehatxu nagusiak honako hauek izan dira: uraren kalitatea gutxitu izana, habitataren degradazioa eta arrantzako metodo agresiboak erabiltzea (sareak, pozoiak eta lehergaiaak). Espezieak orain mehatxu berriei egin behar die aurre: espezie exotikoek predazioa eta azpiegitura hidroelektrikoak eraiki iza-nak eragindako habitataren galera eta haustura ugariatu izana. Portugalen, muturluzea zaintzeko erronka nagusia bioaniztasunaren eta habitat naturalaren babesaren, eta energia hidroelektrikorako uraren erabilera arteko baterako existentzia da. Ingurumen- eta energia-politiken egungo bideari jarraituz gero, ezingo da bermatu arro hidrikoak zaindu egingo direnik muturluze-populazioaren zatikatzea saihesteko eta horrek dakaren aldagarritasun genetikoaren galera ekiditeko.

**GAKO-HITZAK:** Kontserbazioa, *Galemys pyrenaicus*, habitata, Portugal, estatusa.

## SPECIES ECOLOGY

In Portugal, the Iberian desman *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) is confined to small mountain streams with fast flowing cold water, matching the trout or salmon areas. The available data indicate no presence of the species in rivers and streams of permanent flow but excessive depth, high sedimentation and / or lack of river bank shelters along considerable extensions. Other unsuitable habitats include watercourses of intermittent nature that are physically or ecologically isolated; small coastal streams flowing directly into the sea; sections of rivers that show a high degree of pollution (organic or chemical); or lentic habitats, such as dams and natural ponds at high altitude (e.g. lakes of Serra da Estrela, central Portugal) (Queiroz *et al.*, 1998). At a micro-habitat level, sections of running water with shallow depth and the existence of riverbanks shelters (e.g. root systems associated with tree and shrub vegetation, stone banks and walls, or other underground cavities) are singled out as requirements for Iberian desman presence (ICN, 2006).

In Portugal the main studies on the species were conducted through a LIFE program - Natural habitats and flora species of Portugal (1994-1997), conducted by the Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (presently the Institute for the Conservation of Nature and Forests - ICNF - the national state institute responsible for nature conservation). From this resulted the reference document for the species in Portugal, namely the Bases for the Conservation of the Iberian desman *Galemys pyrenaicus* ("Bases para a Conservação da Toupeira-de-Água") (Queiroz *et al.*, 1998). The major outputs of this study were the knowledge on the desman distribution and the identification of important sites for the conservations of existent desman populations. Earlier studies addressed in detail the characteristics of the riverbank vegetation and the water quality used by desman populations (Ramalhinho & Tavares, 1989) and other morphological and biological descriptors of their habitat (Queiroz, 1991). Queiroz *et al.* (1998) confirmed that the Iberian desman prefers small mountain streams with fast flowing, cold and clear water. It preys mainly on the larvae of aquatic invertebrates, using riverbanks for shelter.

Studies in Sabor and Paiva River (Douro basin) described densities of around 5-10 individuals per km (Quaresma *et al.*, 1998; Chora, 2001). However, others suggest that the species can occur in lower densities (Silva, 2001). Additionally, these studies have shown that individuals have reduced vital areas ranging from a 300 to 450 m stretch of river for resident females and males, up to 600 m for transient individuals of both sexes (see review in Chora, 2002).

There are also several studies on the species related to small hydroelectric infrastructures. Chora (2001) confirmed the species' capability to traverse the Fráguas small hydroelectric plant (Rio Paiva Douro basin), using the existing fish ladder and a watermill channel located in one side of the plant. In a subsequent study in the Nunes small hydroelectric plant (Tuela River) one animal was detected using the

fish ladder but with no successful crossing (Chora, 2002). This fish passage was only functional during a short time in the day, outside the typical period of desman activity. Furthermore, the prohibitory length of the fish ladder (a total of 45 successive basins with a total length of 95 m) represents a high energy cost for individuals. Therefore, although fish ladders can be used occasionally by the species, their suitability is limited (Chora, 2002).

According to Marcos (2004), the small hydroelectric plants in the Andorinhas stream (Sabor basin) affected the species in several ways: creating a barrier to the dispersal of individuals, altering the macroinvertebrate community, decreasing food availability, and reducing the availability of potential habitat.

The last published study on the species including Portugal was conducted by Barbosa *et al.* (2009). These authors modelled 10x10 km presence/absence data from Portugal (Queiroz *et al.*, 1998) and Spain using 23 predictor variables related to different macro-environmental factors affecting desman distribution, extrapolated each model to the other country, and compared predictions with observations. The model for Portuguese territory predicted that Iberian desman distribution on a wider scale was influenced by variables related to geographical location (e.g. latitude and slope), humidity and precipitation, and disturbance (distance to large towns).

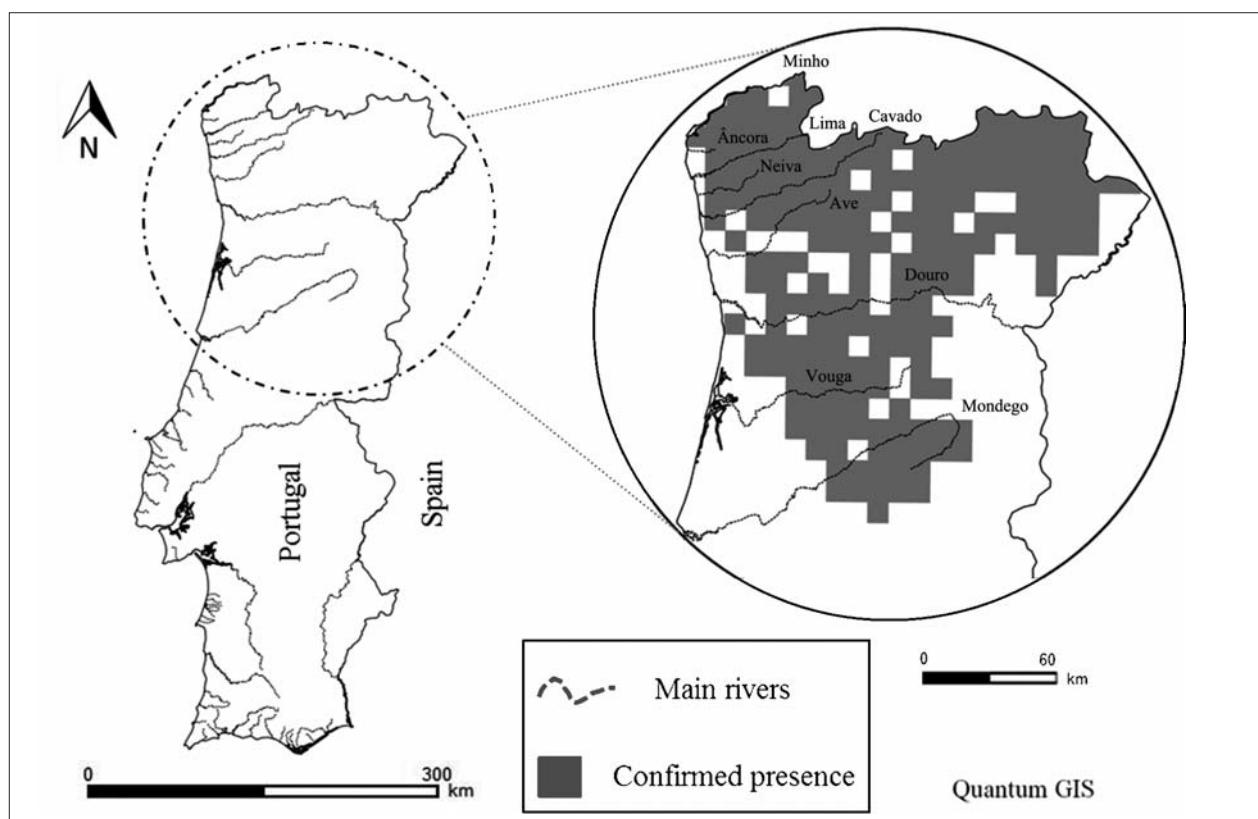
## STATUS AND DISTRIBUTION

In Portugal, the Iberian desman is protected by law (DL nº 140/99 and DL nº 49/05 of the Habitats Directive 92/43/CEE, and DL nº 316/89 of the Bern Convention) and is classified as Vulnerable (VU) in the Portuguese Red Data Book (Cabral *et al.*, 2005). This classification was justified by the overall desman population estimate of less than 10,000 mature animals and a possible decline of at least 10% in the last decade, with isolated sub-populations of less than 1,000 individuals (Cabral *et al.*, 2005). Additionally, the majority of these sub-populations do not exceed more than a few hundred individuals and some isolated populations only have a small number of animals.

Iberian desman distribution in Portugal is conditioned by the present potential habitat for the species, mostly located in higher altitudes, with permanent water regime and higher water quality, including the water basins of the north of the country.

### Past situation

Data from the national monitoring programme conducted in the 1995 and 1996 and additional available field data from 1990 to 1996 showed that in Portugal the Iberian desman occupied the river basins situated north of Douro River (Minho, Âncora, Lima, Neiva, Cávado, Ave and Leça river basins), most of the main Douro river sub-basins, the medium and upper areas of Vouga and Mondego river basins, and the upper section of Zêzere River (Tejo basin) (Queiroz *et al.*, 1998) (Fig. 1).



**Fig. 1.** - *Galemys pyrenaicus* distribution in Portuguese territory 1990-1996 (10x10 km UTM, adapted from Queiroz *et al.*, 1998).

**Fig. 1.** - Distribución de *Galemys pyrenaicus* territorio portugués en 1990-1996 (10x10 km UTM, adaptado de Queiroz *et al.*, 1998).

### Current situation

In the revision of the Portuguese Red Data Book (Cabral *et al.*, 2005) it was suggested by the ICNF a regression of the desman distribution area and the fragmentation of several populations in the country. This was based on additional monitoring done in 2000/2001 on national protected areas and other supporting information. Although no mapping of this distribution is available, the new evaluation states that the population decline has been accompanied by a loss of peripheral populations along the western, southern, and eastern edges of the Iberian desman range in Portugal (Cabral *et al.*, 2005). This regression was apparent in several river basins situated in its western range (Áncora, Cávado, Ave, Douro and Vouga), being more evident in the left bank Douro River sub-basins (Tejo basin - Zézere River; and Mondego basin - Alva River). The decline of desman populations due to habitat fragmentation also occurred in other streams, mainly in Lima and Cávado rivers (Quaresma, 2001).

No national surveys have been conducted for the Iberian desman in Portugal since the 90's (Queiroz *et al.*, 1998), nor regional or local monitoring since 2000/2001. As a result there is no overall data to compare or estimate trends in species distribution or populations. However, it is expected that the regression that the species faced in

the last decade is still ongoing as the causes of population decline identified in previous surveys are still present with additionally new threats emerging.

### THREATS AND REGRESSION CAUSES

The Iberian desman is threatened mainly because it is bound to a specific (and vulnerable) habitat within a restricted area.

Human disturbance is a key threat, resulting in aspects such as water organic and chemical pollution, destruction of riverbanks natural, and restriction of water flow, gravel and sand extractions. Also the use of nets, poisons and explosives as fishing methods or the direct persecution from fishermen who mistakenly believe the species competes for fish stocks are among these human threat factors. These direct and indirect actions on the stream morphology, hydraulic regime and water quality compromise not only desman habitat and shelter availability but also food availability (Cabral *et al.*, 2005).

The construction of hydroelectric infrastructures has a major impact on the quantity and quality of suitable Iberian desman habitat and is a matter of concern regarding the species conservation. Portugal has more than 160 working large dams and there are plans for at least 10 more in the near future.

As a protected species, the desman is targeted for impact assessment studies and development of mitigation and compensation measures. Recent studies on Iberian desman have been conducted in the context of environmental impact assessments for large dams located in the north of Portugal (e.g. Sabor, Foz Tua, Padroselos, Gouvães, Daivões and Alto Tâmega dams). These studies address already known impacts on the Iberian desman ecology. Increasing water depth, altering a lotic environment into a lentic one and the consequent modification of substrate granulometry are some of the changes imposed upon the formation of a reservoir of a large dam. These changes will consequently affect food availability for desmans, with the species facing a modification of benthic macro invertebrate community. The uniform structure of these new habitats provides few places for shelter and refuge from predators. Furthermore, the construction of hydraulic and hydroelectric projects in a watercourse will cause habitat fragmentation, creating areas with unfavourable features or insuperable barriers, leading to population isolation. Consequently, the viability of these small populations may then be affected by demographic and / or genetic factors.

So far, the studies conducted in Portugal suggest that the dams of medium and large size (e.g. height of 10 m and/or extension of reservoir above 1000 m) are likely to have a very significant but negative impact on Iberian desman populations and habitats. Nevertheless, smaller hydraulic and hydroelectric projects can, in some cases, be compatible with the conservation of the species if the projects are optimized and accompanied by appropriate measures to minimize impacts (e.g. fish ladders adapted to the behaviour and motor skills of the species).

Another concern relates to the impact of invasive alien species on local prey and native species (Jaksic *et al.*, 2002). The American mink *Neovison vison* (Schreber, 1777) probably escaped from mink farms in northwest Spain. Since its introduction it is expanding its range and becoming invasive in Portugal (Vidal-Figueroa & Delibes, 1987). First detected in 1985 in the Minho River it is now present in the majority of the region's hydrographic basins: Minho, Lima, Neiva, Cávado, Ave and Sousa (Rodrigues *et al.*, 2014), overlapping part of the Iberian desman distribution. The mink competes (for food and habitat) with the Eurasian otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) (Sidorovich *et al.*, 2001), a widely distributed species in Portugal, and although there is a lack of clear proof, the Iberian desman is quoted as possibly vulnerable to mink predation (Bravo, 2007). In the UK, it was proved that mink predation highly augments the probability of extinction of water vole *Arvicola terrestris* (Linnaeus, 1758) fragmented populations (Jefferies, 2003). This predator may be behind a number of the desman's contingent absences in Spain (Barbosa *et al.*, 2009).

## CURRENT AND FUTURE CONSERVATION ACTIONS

### **Monitoring and conservation measures**

The Iberian desman is one of the chosen species for monitoring under the Water Framework Directive, the Ha-

bitats Directive and the Natura 2000 Network as part of the general monitoring of biodiversity in Portugal over the next few years. The species is also targeted in Environmental Impact Assessments of hydroelectric infrastructures in Northern Portugal. Additional information on species distribution and ecology are expected to come from these future studies.

Regarding conservation and management measures, although a National Species Conservation Action Plan specific for the Iberian desman does not yet exist, there are clearly defined guidelines for the species protection, to be applied especially in protected areas of Portugal where the species is present and/or places considered SIC *Galemys* (Important Sites for Conservation of Iberian desman) (ICN, 2006). These include limitations to specific landscape interventions (such as constrain the construction of new dams with significant negative impacts on the species; limit non-naturalisation of the river-banks and beds of watercourses; limit both water extraction from rivers in the months of lowest flow and extraction of sand and gravel at any time). It is also crucial to prevent the use of illegal methods of fishing and to promote habitat restoration and improved water quality. Moreover, there is the need to consider distribution areas of the species when in Environmental Impact Assessment studies and monitor compliance with mitigation measures, compensation of impacts and monitoring plans contained in the assessments.

Finally, it is very important to promote research on the species, mainly: to assess the effectiveness of mitigation measures for hydraulic and hydroelectric projects - including studies on installed crossing devices; to develop new population estimation methods (e.g. benchmarking, trapping, genetic analysis of spraints for individual identification); to assess the suitability and carrying capacity of aquatic habitats, as well as to determine the minimum viable population and the genetic population variability in different river basins.

### ***The challenge of Iberian desman conservation in Portugal***

The baseline for determining protection measures and defining conservation plans for endangered species is the monitoring of present distribution and abundance. Without this information it is not possible to detect a potential trend of population decrease and fragility. Therefore, monitoring surveys should be conducted in the current known distribution area of the Iberian desman.

There are still several aspects of Iberian desman ecology that are rather unknown. Melero *et al.* (2012a) presented a possible new view of the social structure and organization of this species describing a higher frequency of social interactions and highlighting the importance of resting sites in desman social organisation. These preliminary data, if further tested, help in planning studies on population monitoring and abundance data, as well as actions related to habitat management. Also, the expansion of American mink, considered one of the most nefarious invasive species (Melero *et al.*, 2012b), into areas of

Iberian desman distribution needs to be assessed. This small carnivore is one of the most effective invasive species in Europe and, as a consequence, several eradication actions have been carried out so far (Bonesi & Palazon, 2007). Ecological studies in areas where these two semi-aquatic mammals are in sympatry are urgently needed as the Iberian desman population is already fragile and the American mink is known to place strong pressure on small rodent populations in its invasive range (Jefferies, 2003).

The great challenge of Iberian desman conservation in Portugal may be to find a balance between the protection of biodiversity and natural habitats and the use of water for the production of electricity. Portugal has adopted a policy of developing alternative renewable energies to the common fossil fuels, typically involving the construction of small and large hydroelectric power plants and wind turbines. This has created a large debate in Portugal, with all agreeing to the need of reduction of the fossil fuel use, but only some defending the implementation of more hydroelectric projects (due to all its negative impacts in biodiversity), and others fighting for energy efficiency measures and the lowering of the energy needs.

What is clear is that, whenever possible, the implementation of new hydroelectric infrastructures should be done in previously disturbed water bodies as opposed to areas with currently favourable ecological status.

These guidelines, and the suggested conservation measures, should be clearly translated into management plans in order to secure the future of the Iberian desman in Portugal. However, there have been several examples where the necessity for electricity production and development surpassed the interest in the conservation of biodiversity in general, and Iberian desman in particular. Recently, several large dams were built or approved in areas of the species distribution (e.g. Daivões, Alto Tâmega) or in Natura 2000 Network areas (e.g. Sabor Dam, Gouvães Dam). If the present course of environmental and energy policies is maintained, there are no guarantees that enough water basins will be conserved in such a way to prevent the fragmentation of Iberian desman populations and the consequent loss of genetic variability in Portugal.

## ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to Carla M. Quaresma from the Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) for contributing with information. Thanks are also due to Tammy Dougan and Jacinta Mullins and to two anonymous reviewers for their constructive comments.

## BIBLIOGRAPHY

- Barbosa, A.M., Real, R., Vargas, J.M. 2009. Transferability of environmental favourability models in geographic space: The case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecol. Model.* 220: 747–754.
- Bonesi, L., Palazon, S. 2007. The American mink in Europe: Status, impacts and control. *Biol. Conserv.* 134: 470–483.
- Bravo, C. 2007. Neovison vison (Schreber, 1777). In: *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. L.J. Palomo, J. Gisbert, J.C. Blanco: 299–301. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU. Madrid.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand d'Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L., Santos-Reis, M. (Eds.). 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Chora, S.C. 2001. *Galemys pyrenaicus, Geoffroy 1811: ecologia espaciotemporal e capacidade de transposição da mini-hídrica de Fráguas (Rio Paiva)*. Graduation thesis Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Chora, S.C. 2002. *Avaliação da capacidade de transposição da Mini-hídrica de Nunes (Rio Tuela) pela Toupeira-de-água (Galemys pyrenaicus)*. Instituto da Conservação da Natureza / Parque Natural de Montesinho. Lisboa.
- ICN. 2006. *Galemys pyrenaicus*. Fauna. Ficha de caracterização ecológica e de gestão. Plano Sectorial da Rede Natura 2000.
- Jaksic, F.M., Iriarte, J.A., Jiménez, J.E., Martínez, D.R. 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. *Biol. Invasions* 4: 157–173.
- Jefferies, D.J. 2003. *The water vole and mink survey of Britain 1996–1998 with a history of the long term changes in the status of both species and their causes*. The Vincent Wildlife Trust. Ledbury.
- Marcos, F.A. 2004. *Effects of river impoundment on the presence of the Pyrenean Desman (Galemys pyrenaicus)*. Master thesis. University of Wales. Swansea.
- Melero, Y., Aymerich, P., Luque-Larena, J.J., Gosálbez, J. 2012a. New insights into social and space use behaviour of the endangered Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*). *Eur. J. Wildlife Res.* 58: 185–193.
- Melero, Y., Plaza, M., Santulli, G., Saavedra, D., Gosálbez, J., Ruiz-Olmo, J., Palazón, S. 2012b. Evaluating the effect of American mink, an alien invasive species, on the abundance of a native community: is coexistence possible? *Biodivers. Conserv.* 21(7): 1795–1809.
- PNBEPH. 2007. *Programa Nacional de Barragens com Elevado Potencial Hidroeléctrico. Projeto de Programa*. Memória. INAG, DGEG, REN, COBA, PROCESL.
- Quaresma, C.M. 2001. *Galemys pyrenaicus*: monitoring species and habitat conservation in Portugal. *4º Rencontres sur les Desmans*. Moulis.
- Queiroz, A.I. 1991. Distribution and potential habitat of the Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus* Geoffroy, Insectivora, Talpidae) in the National Park of Peneda-Gerês (NW of Portugal). *I European Congress of Mammalogy*. Lisboa.
- Queiroz, A.I., Quaresma, C.M., Santos, C.P., Barbosa, A.J., Carvalho H.M. 1998. *Bases para a conservação da toupeira-de-água, Galemys pyrenaicus*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 27. ICN. Lisboa.
- Ramalhinho, M.G., Tavares, P. 1989. Distribution and ecology of *Galemys pyrenaicus* (Geoffroy, 1811) (Insectívora, Talpidae) in the "Parque Natural de Montezinho". *Arquivos do Museu Bocage Nova Série* 1 (27): 385–392.
- Rodrigues, D., Moreira, M., Simões, L., Lampa, S., Fernandes, C., Rebelo, R., Santos-Reis, M. 2014. Tracking the expansion of the American mink (*Neovison vison*) range in NW Portugal. *Biological Invasions* (Online first - 4 may 2014). DOI 10.1007/s10530-014-0706-1.

Sidorovich, V., Macdonald, D.W. 2001. Density dynamics and changes in habitat use by the European mink and other native mustelids in connection with the American mink expansion in Belarus. *Neth. J. Zool.* 51: 107-126.

Silva, E. 2001. *Estudo da capacidade de transposição de obstáculos do rio Ardena pela toupeira-de-água (Galemys pyrenaicus)*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto.

Vidal-Figueroa, T., Delibes, M. 1987. Primeros datos sobre el visón americano en el Suroeste de Galicia y Noroeste de Portugal. *Ecología* 1: 145-152.

# Historia de la regresión del desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) en el Sistema Central (Península Ibérica)

History of the decline of the Iberian desman *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) in the Central System (Iberian Peninsula)

Muturluzeak, *Galemys pyrenaicusek*, Erdialdeko Sisteman (Iberiar penintsula) izandako atzerapenaren historia (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811).

**Julio Gisbert<sup>1</sup>\*, Rosa García-Perea<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>GALEMIA, Apdo. 45, Hoyo de Manzanares, 28240 Madrid, España.

\* Corresponding author: galemia@gmail.com

## RESUMEN

En el Sistema Central, se ha producido un proceso de regresión de las poblaciones de desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811), probablemente iniciado alrededor de 1960, en el que han influido diversos factores, todos ellos relacionados con las actividades humanas. Entre 1995 y 1998, reunimos las primeras evidencias del declive del desmán en el sur de su área de distribución. A lo largo de 15 años, se han realizado prospecciones sistemáticas en el Sistema Central, desde la Sierra de Ayllón hasta la Serra da Estrela, en áreas donde la especie había sido citada en tiempos históricos y cuyas condiciones ambientales eran aparentemente idóneas. Los resultados de dichas prospecciones fueron negativos en todos los casos, excepto en tres puntos aislados. Se ha estimado que la distribución de la especie en el Sistema Central se ha reducido en un 97%. Esta regresión se atribuye fundamentalmente a la expansión del visón americano, al mal uso del agua por parte del hombre y al establecimiento de barreras que han contribuido a la fragmentación de las poblaciones.

**PALABRAS CLAVE:** *Galemys pyrenaicus*, Regresión, Sistema Central.

## ABSTRACT

The populations of the Iberian desman *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) have suffered a decline in the Central System of the Iberian peninsula since 1960. Several factors have been involved in this process, all of them related to human activities. The first evidences of this decline were gathered in the southern border of its range, between 1995 and 1998. Systematic surveys have been conducted for 15 years in the Central System, from Ayllón to Serra da Estrela, in areas where the presence of the species was previously reported, and the environmental characteristics were apparently adequate. The results were negative in all cases, except in three isolated points. We estimate the decrease of the distribution of the species in the study area at 97%. Evidences suggest that this decline is mainly due to the expansion of the American mink, misuse of freshwater, and establishment of barriers that have contributed to the fragmentation of population.

**KEY WORDS:** *Galemys pyrenaicus*, Decline, Central System.

## LABURPENA

Erdialdeko Sisteman, Muturluzearen (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) populazioek atzerapen-prozesua izan dute seguru asko 1960. urte inguruan hasita. Horretan hainbat faktorek eragin du eta guztiak daude gizakiaren jarduererkin lotuta. 1995 eta 1998 artean bildu genituen banaketa eremuak hegoaldean muturluzeak bizi zuen beherakadaren lehen ebidentziak. 15 urtez, Erdialdeko Sisteman azterketa sistematiakoak egin dituzte (Ayllón mendizerratik hasi eta Serra da Estrela rainoko eremuan) antzinako garaietan espeziearen inguruko aipua genituen guneetan eta, ustez, ingurumon-baldintzak egokiak ziren tokietan. Azterketa horien emaitzak negatiboak izan ziren kasu guztietan isolatutako hiru puntutan izan ezik. Erdialdeko Sisteman, espeziearen banaketa % 97 gutxitu dela kalkulatu dute. Atzeraldi hori, batez ere, honako hauetek eragin dute: bisoi amerikarraren hedapena, gizakiak ura gaizki erabiltea eta populazioak haustea eragin duten barrerak ezarri izana.

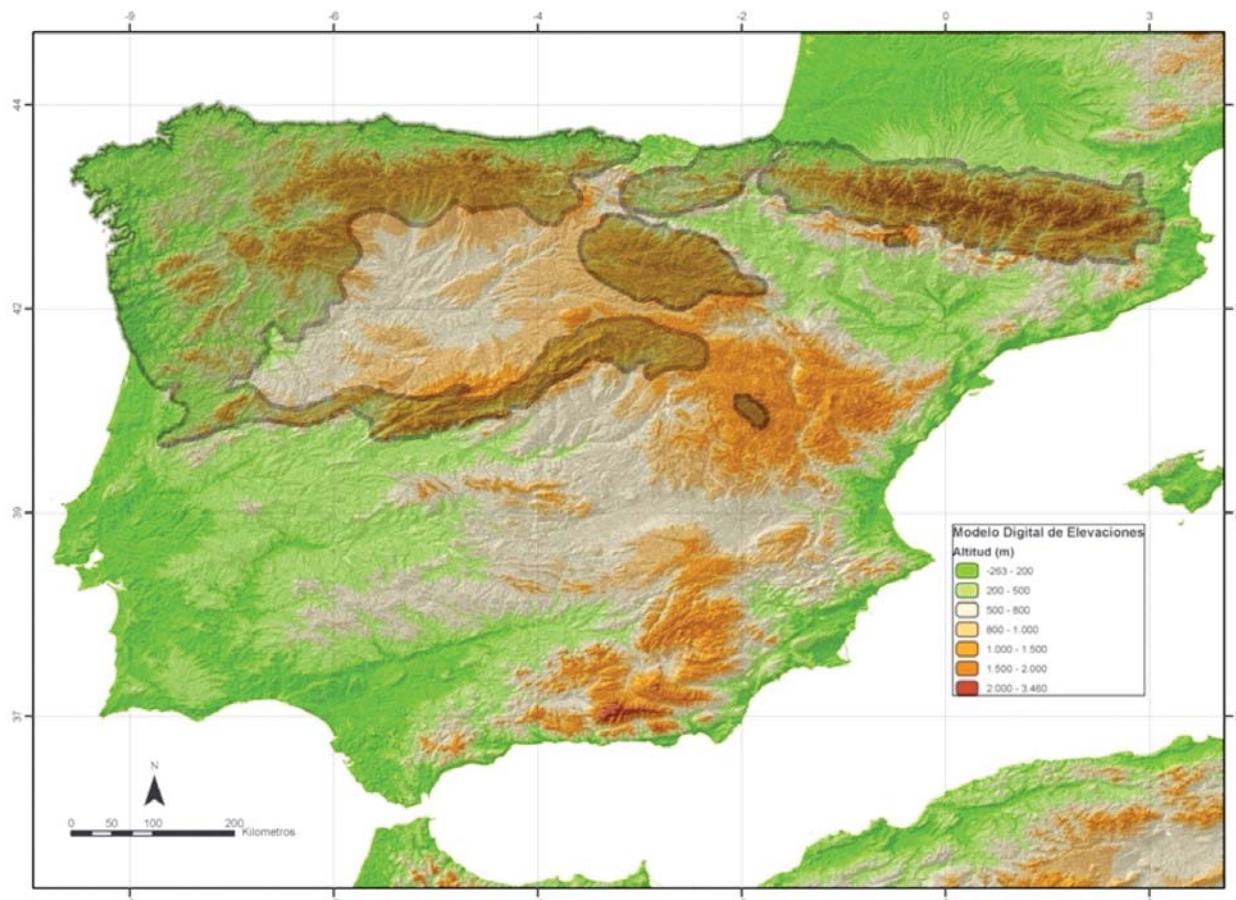
**GAKO-HITZAK:** *Galemys pyrenaicus*, Atzeraldia, Erdialdeko Sistema.

## INTRODUCCIÓN

El desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) es un mamífero Soricomorfo de la familia de los Tálpidos, endémico de la península Ibérica y de costumbres semiáquaticas.

En el pasado, hace 5.000-6.000 años, cuando la actividad humana no había producido aún gran impacto en las poblaciones animales (Owen-Smith, 1999; Ellis *et al.*, 2013), probablemente el desmán ibérico abarcó todos

los ríos de montaña de la mitad norte de la península Ibérica, exceptuando el valle del Ebro y la costa mediterránea. En un periodo más reciente (siglo XX), la especie ocupaba los ríos de montaña del norte de Portugal, el Macizo Galaico, los Montes de León, la Cordillera Cantábrica, el Corredor Vasco, Pirineos, el Sistema Ibérico y el Sistema Central (Fig. 1), lo que se ha denominado el "Escenario Sigma", referente para futuros estudios de recuperación de la especie (Gisbert & García-Perea, 2010d). Su área de distribución afecta, pues, a las administracio-



**Fig. 1.** - Escenario Sigma (Gisbert & García-Perea, 2010d): área de distribución estimada del desmán ibérico en la península Ibérica en la década de los 90, según la recopilación realizada por Nores (1992) y otros datos históricos disponibles.

**Fig. 1.** - Sigma scenario (Gisbert & García-Perea, 2010d): estimated distribution range of Iberian desman in the Iberian Peninsula, in the decade of the 90s, based on Nores (1992) and other historical data available.

nes de cuatro países: España, Portugal, Francia y Andorra (Nores *et al.*, 2002, 2007; Gisbert & García-Perea, 2010c). Existen citas fósiles de desmanes en el sur de la Península, atribuibles a otra especie: *Galemys kormosi* (Rumke, 1985), del Pleistoceno temprano.

El desmán ibérico se encuentra en la actualidad amenazado en toda su área de distribución, figurando en el Catálogo Español de Especies Amenazadas como Vulnerable, con el matiz de En Peligro de Extinción en el Sistema Central (R.D. 139/2011: M.A.R.M., 2011). Pero esta situación no se ha reconocido hasta muy recientemente en España (Nores, 2007), fundamentalmente debido a los escasos estudios realizados sobre la especie, tanto por la dificultad de los trabajos de inventario, como por la escasez de fondos dedicados a su conservación.

El desmán ibérico ha sido conocido desde antiguo en el Sistema Central por sus lugareños, en especial aquellos relacionados con los ríos. Antiguas profesiones, como la de pescador fluvial, molinero o regante, obligaban en el pasado a invertir largas jornadas en los ríos de montaña. Asimismo, el abastecimiento diario de agua para los habitantes y para sus ganados, así como la necesidad de lavar en el río, favorecían el conocimiento del

medio fluvial en los pueblos ribereños. Durante el desarrollo de estas actividades, se producían los avistamientos de esta especie, que era conocida hasta el punto de tener nombre vernáculo propio desde antiguo: almizclera (Graells, 1852, 1897; Martínez y Sáez, 1876; Cabrera, 1914; De la Fuente Arrimadas, 1926). Esta especie ya era conocida en las Sierras de Gredos por los pescadores profesionales de trucha, en las décadas de 1960 y 1970, como pudimos comprobar personalmente a partir de los años 70 (J. Gisbert). Sus técnicas de pesca incluían además de la caña, el maneo, es decir, atrapar a mano las truchas ocultas debajo de las piedras, por lo que con cierta frecuencia eran mordidos por el desmán. También usaban garlitos de mimbre (nasas) para la captura de truchas *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, en las que ocasionalmente aparecían desmanes ahogados.

Por estos motivos, los lugareños conocían perfectamente la morfología del desmán, y cuando lo sacaban de las nasas, o se lo encontraban durante los maneos, no lo confundían con otras especies de mamíferos de hábitos semiacuáticos, como el musgaño de Cabrera *Neomys anomalus* Cabrera, 1907 o la rata de agua *Arvicola sapidus* Miller, 1908. También los molineros co-

nocían el desmán, ya que con frecuencia se introducían por la acequia del molino y morían atrapados entre los peines de los canales de entrada de agua. Los guardas de pesca de la zona conocieron esta especie desde antiguo, vinculada al hábitat de las truchas. El desmán ha estado también presente en el folklore regional. Por ejemplo, en el valle del alto Tormes (vertiente norte de las Sierras de Gredos) existía en el pasado la costumbre de incluir pieles de esta especie entre el ajuar de las novias para evitar el ataque de las polillas y perfumar los tejidos. Las almizcleras, cuyo nombre hace referencia precisamente al intenso olor del almizcle producido por sus glándulas anales, debían ser capturadas por los mozos a mano, como acto de cierta valentía, ya que cuando los desmanes muerden producen a veces heridas aparatosas, debido a sus incisivos biselados. Áurea Gargantilla, vecina de La Angostura (Ávila), nos relató en 1976 esta curiosa costumbre que ella conoció de joven, añadiendo que existían almizcleras de oro y de plata, refiriéndose sin duda a las irisaciones doradas o plateadas del pelaje que presenta esta especie dentro del agua (Gisbert *et al.*, 2000).

En este artículo se revisan los datos históricos disponibles sobre la distribución y regresión del desmán ibérico en el Sistema Central, así como los factores que se considera que han intervenido en dicha regresión, con la intención de que esta información sea útil a la hora de aplicar posteriormente los planes de conservación y restauración de sus poblaciones.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio abarca todo el Sistema Central, desde la Sierra de Ayllón en el este, hasta la Serra da Estrela (Portugal) en el oeste (Fig. 2). Parte de los datos apor-

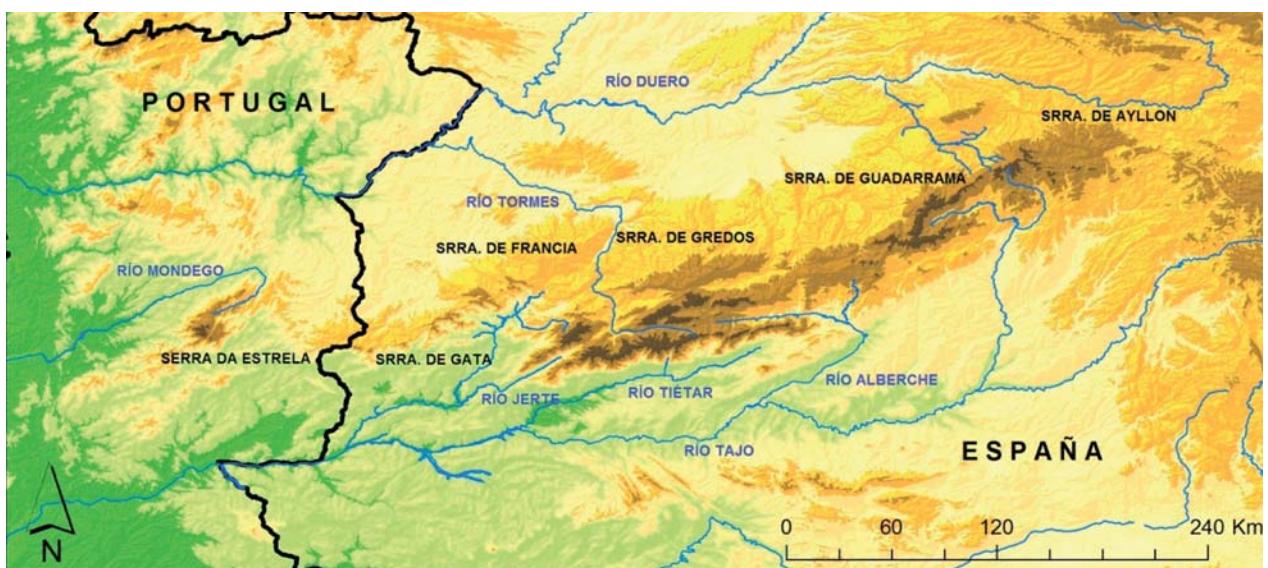
tados en este artículo se recogieron durante la década de los 70, y otra parte corresponde al período 1995-2011.

### Metodología para determinar la distribución histórica del desmán en el Sistema Central

Para determinar el área de distribución histórica del desmán, se han utilizado dos fuentes de datos. Por un lado, se ha realizado una recopilación de citas de presencia de la especie (ejemplares depositados en diferentes museos y colecciones científicas, citas bibliográficas de autores fiables) y citas de su ausencia (prospecciones realizadas por profesionales fiables). Asimismo, se han filtrado los datos asociados a las citas, en especial la fecha de captura u observación (no la fecha de publicación del artículo, o del informe) y la localización exacta del punto de captura (las citas son a veces poco precisas, refiriéndose a un municipio por cuyo territorio pasan diversos ríos o arroyos). Determinar la autoría de una cita que ha sido recogida por diversos autores en diferentes artículos e informes, es también una labor importante para evitar repeticiones de la misma, o buscar la información en la fuente original. Los datos de los ejemplares depositados en colecciones científicas, tanto españolas como extranjeras, son especialmente valiosos, pues cada ejemplar es prueba inequívoca de la presencia del desmán en la localidad correspondiente, y en la fecha indicada en su documentación.

La segunda fuente de datos proviene de los muestreos realizados en diferentes áreas del Sistema Central, entre 1995 y 2011. Estos muestreos no han sido sistemáticos, ya que han dependido de la sensibilidad de las distintas administraciones autonómicas hacia la situación de la especie, así como de los fondos disponibles.

En dichos muestreos se han utilizado nasas ligeras de tensión continua (especialmente diseñadas por los auto-



**Fig. 2.** - Localización de las diferentes áreas del Sistema Central que se citan en este artículo.

**Fig. 2.** - Location of the different areas of the Central System mentioned in this article.

res), según el método propuesto por Richard (1973) y mejorado por Nores (1992) y Bertrand (1992). Se han colocado unas 20-30 nasas cada 150 m de río, con la boca dirigida en sentido de la corriente, durante 3 días y 2 noches, realizando revisiones cada 1 o 2 horas. En total, se ha realizado un esfuerzo de muestreo de 3495 nasas/24 h (Tabla 1). También se han realizado búsquedas de excrementos de desmán, según el método propuesto por Queiroz (1991), Nores (1992), Bertrand (1992), y mejorado por Aymerich *et al.* (2001) y Fernández González (2007). Este método consiste en inspeccionar quedadas y piedras a lo largo de un tramo de 250-500 m. Complementariamente, se han recogido excrementos de nutria *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) y visón americano *Neovison vison* (Schreber, 1777), con el objeto de buscar posibles restos de desmán en ellos, un método efectivo, de gran utilidad para estos propósitos, como describe Romero (2007, 2010) con materiales de Galicia.

Todas las citas obtenidas se han georeferenciado y proyectado en mapas físicos, obteniéndose así una distribución temporal de dichas citas.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La búsqueda y filtrado de datos ha arrojado un número elevado, pero indeterminado, de citas de la especie.

cie, ya que las citas históricas más antiguas se refieren a menudo a "múltiples observaciones", o "presencia frecuente" del desmán, en localidades a veces tan amplias como "Sierra de Gredos". En las Tablas 2 y 3 se detallan, respectivamente, las citas positivas y negativas recopiladas, indicando los autores y el periodo temporal correspondiente, así como, en su caso, el museo donde se encuentra el ejemplar.

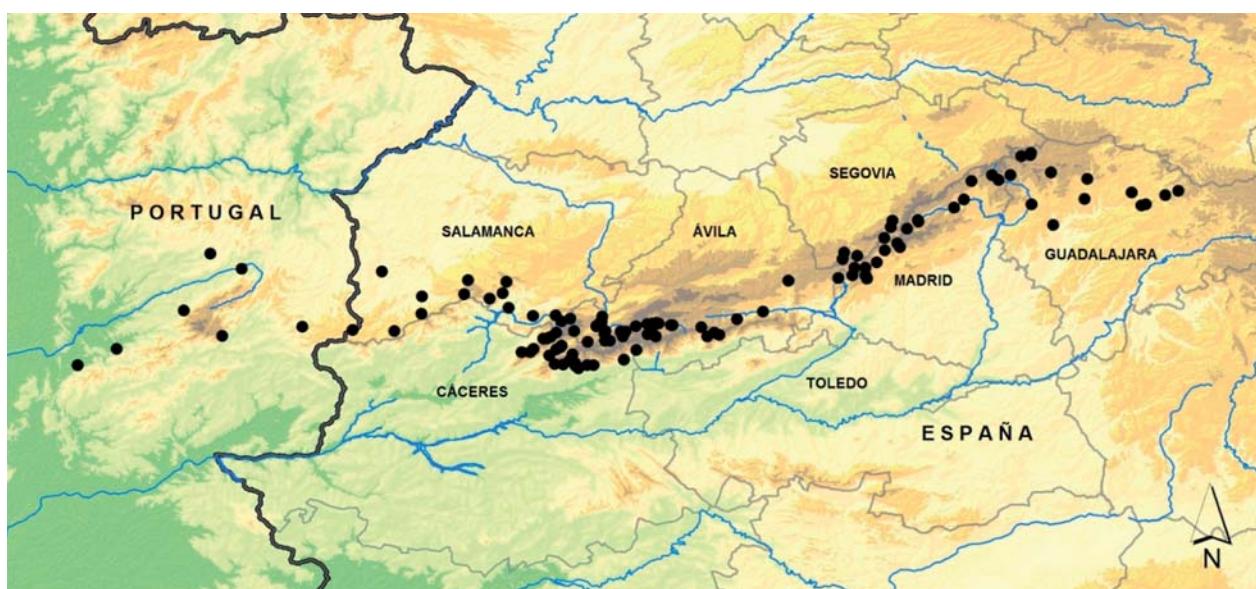
Interesa mencionar que, hasta 1992, los datos existentes sobre la distribución del desmán se refieren fundamentalmente a su presencia, basada en observaciones puntuales. Asimismo, de dicho periodo no se dispone prácticamente de datos de ausencia, ya que no se han realizado prospecciones sistemáticas en zonas amplias utilizando métodos de captura o de detección de sus excrementos que hayan arrojado resultados negativos. Sin embargo, durante las dos últimas décadas sí se han realizado muestreos específicos para delimitar el área de distribución de la especie en el Sistema Central, además de recogerse citas puntuales de presencia (Tablas 2 y 3).

El mapa de la Fig. 3 muestra todas las localidades donde se ha citado la presencia de la especie en el Sistema Central.

Autores	Nº tramos o ríos	Esfuerzo de muestreo	Distancia muestreada
Gisbert & Fernández-Salvador (1998)	10	462 nasas/24h	9500 m
Gisbert <i>et al.</i> (2000)	12	304 nasas/24h	7750 m
García-Perea <i>et al.</i> (2001)	13	84 nasas/24h	3220 m
Gisbert & García-Perea (2004a)	26	1114 nasas/24h	11870 m
Gisbert & García-Perea (2004b)	25	1332 nasas/24h	3498 m
Gisbert & García-Perea (2011)	1	20 nasas/24h	100 m
<b>TOTAL</b>	<b>89</b>	<b>3495 nasas/24h</b>	<b>35938 m</b>

**Tabla 1.** - Esfuerzos de muestreo realizados en los distintos estudios prospectivos que ha desarrollado nuestro equipo durante los últimos 15 años en el Sistema Central.

**Table 1.** Sampling efforts invested in the different surveys carried out by our team over the last 15 years in the Central System.



**Fig. 3.** - Círculos negros: todas las localidades con citas de presencia de desmán ibérico en el Sistema Central.

**Fig. 3.** - Black circles: all the localities with presence reported of Iberian desman in the Central System.

<b>Localidad / Río</b>	<b>Término Municipal</b>	<b>Fecha</b>	<b>Fuente</b>	<b>Tipo de cita</b>
Todo el Sistema Central		1914	Cabrera (1914)	MOC
Sierras de Gredos		<1847	Graells (1897)	MOC
Sierras de Gredos		1876	Martínez y Sáez (1876)	3 C
Sierras de Gredos		1972	Rey (1972)	MOC
Sierras de Gredos		1977	Rey y Martínez-Rica (1977)	MOC
Sierras de Gredos		1983	Gisbert (1983)	MOC
Sierras de Gredos		1988	Gisbert y García-Perea (1988)	MOC
<b>GUADALAJARA (ESPAÑA)</b>				
Río Bornova	S. Andrés del Congosto	1970	J.A. Saboya, en Gisbert y Fdez-Salvador (1998)	O
Río Jarama	El Cardoso de la Sierra, S <sup>a</sup> de Ayllón	1970	J. Garzón, en Nores (1992)	
Río Bornova	Hiendelaencina	1972	J. Martín, en Gisbert y Fdez-Salvador (1998)	O
Río Dulce	Pelegrina	1974	Pérez Lucas en Gisbert y Fdez-Salvador (1998)	2 C
Río Dulce	Aragosa	1975	A. Pérez, en Gisbert y Fdez-Salvador (1998)	C
Río Dulce	Mandayona	1975	A. Pérez y J. Lobón, en Nores (1992)	2 C
Río Lillas	Cantalojas, S <sup>a</sup> de Ayllón	1973, 78, 92	MNCN-EBD	4 C
Río Salado	Viana de Jadraque	1982	J. Lobón, Nores (1992)	C
Río Saúca	Saúca	1982	J. Lobón, Nores (1992)	C
Río Sorbe	Razbona	1988	Querol, en Nores (1992)	
Río de la Hoz	La Ponvieja	1988	G. Cerezo, en Gisbert y Fdez-Salvador (1998)	O
Río Jarama	Monasterio Bonaval, Retiendas	1989	G. García, en Gisbert y Fdez-Salvador (1998)	O
Río Berbellido	Bocigano, S <sup>a</sup> de Ayllón	1992	F. Asenjo, en Gisbert y Fdez-Salvador (1998)	O
Río Zarza	Cantalojas, S <sup>a</sup> de Ayllón	1992	P. Cerezo, en Gisbert y Fdez-Salvador (1998)	O
Río Sorbe	Umbralejo	1996	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	O
<b>SEGOVIA (ESPAÑA)</b>				
Río Eresma	Navacerrada hasta S. Ildefonso	1847	Graells (1897)	MOC
Río Valsaín	Venta los Mosquitos S. Ildefonso	1847	Graells (1897)	C
	Puerto de La Fuenfría	1847	Graells (1897)	MOC
	San Rafael	1847	Graells (1897)	MOC
	El Espinar	1847	Graells (1897)	MOC
Arroyo del Boquerón	Boca del Infierno, El Espinar	1847	Graells (1897)	MOC
Río Eresma	Valsaín	1912	Cabrera (1912)	
	Segovia, Sierra de Guadarrama	1927	MNCN	C
Río Pirón	Nacimiento del río	1989	Nores (1992)	O
Río Acebedas	Revenga	2000	García & Lizana (2007)	O
<b>MADRID (ESPAÑA)</b>				
	El Escorial	1838	Graells (1897)	C
Arroyos de Siete Picos		1847	Graells (1897)	MOC
Arroyos Pico Malicioso	Becerril de la Sierra	1847	Graells (1897)	MOC
Río Guadarrama	Guadarrama	1847	Graells (1897)	MOC
Arroyo Cuelgamuros	Valle de Cuelgamuros	1847	Graells (1897)	MOC
Río Lozoya	Valle Lozoya Peñalara-Buitrago	1847	Graells (1897)	MOC
	El Escorial	1850	Graells (1852-1858)	C
Arroyo del Plantel	presa El Romeral, S.L. Escorial	1850	Graells (1852-1858)	O
Fuente de La Teja	S. Lorenzo del Escorial	1850	Graells (1852-1858)	O
Río Lozoya	Buitrago de Lozoya	antes de	Miller (1912), USNM	C
Río Lozoya	Buitrago de Lozoya	1912	Cabrera (1914), MNCN	C
Río Lozoya	Garganta de los Montes	1914	Cabrera (1912), MNCN	3 C
Arroyo Garcisáncho	La Umbría, Rascafría	1912	J. Arribas, en Nores (1992)	
El Ventorrillo	Navacerrada	1970	V. Pérez Mellado, en Nores (1992)	
Río Madarquillos	Coto de Horcajo, H. de la Sierra	1971	Hernán, en Nores (1992)	
Río de la Angostura	El Paular	1981	G. Muñoz, en García-Perea <i>et al.</i> (2001)	O
Río Aceña	Sta. María de la Alameda	1982	E. Virgós (com. pers.)	O
Arroyo Peñalara	Rascafría	1990	E. Virgós (com. pers.)	O
Río Jarama	Hayedo de Montejo	1990	L. de la Cuesta, en Nores (1992)	O
<b>ÁVILA (ESPAÑA)</b>				
Río Eresma	Vertiente norte de Gredos	1976	J. Gisbert y J. Melendro (1976)	MOC
Río Valsaín	Sierra del Barco	1847	Graells (1897)	MOC

<b>ÁVILA (ESPAÑA) continuación</b>				
	Sierra de la Duquesa	1847	Graells (1897)	MOC
	Sierra de Tornavacas	1847	Graells (1897)	MOC
	Sierra de Ávila	1847	Graells (1897)	MOC
	Las Navas del Marqués	1847	Graells (1897)	MOC
	Navaluenga	1847	Graells (1897)	MOC
	Puerto del Pico	1847	Graells (1897)	MOC
	Peguerinos	1897	Graells (1897)	C
	Villanueva de Ávila	1908	F. Arias (1908), MNCN	C
	El Herradón	1912	Cabrera (1912), MNCN	C
	El Barco de Ávila	1926	De la Fuente Arrimadas (1926)	O
Río Tormes	Navalperal de Tormes, S <sup>a</sup> Gredos	1931	MNCN	2 C
Río Tormes	San Juan de Gredos, S <sup>a</sup> Gredos	1935	R. Núñez (1935), MNCN	C
Río Gaznata	Herradón de Pinares	1935	MNCN	C
Charco de Peñagorda	El Barco de Ávila, S <sup>a</sup> Gredos	década 1950	F. Rodríguez Vaquero, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	O
Ggta. de Navamediana	Navamediana, S <sup>a</sup> Gredos	década 1950	H. García, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	MC
Garganta de Bohoyo	Bohoyo, S <sup>a</sup> Gredos	década 1950	H. García, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	MC
Río Aravalle	hasta el Tormes El Barco de Ávila	década 1960	F. Rodríguez Vaquero, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	MO
Río Aravalle	El Barco de Ávila	1960	D. Parrón, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	C
Río Tormes	Navalperal de Tormes, S <sup>a</sup> Gredos	1969	G. Niethammer (1970), AKM	10 C
Ggta. de los Caballeros	Navamures	década 1970	C. Mañoso, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	MO
Río Tormes	Presa de Navamorisma	1970	A. Parrón, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	O
Río Tormes	Navalperal de Tormes	1973	A. Salvador, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	EM
Río Tormes	Molino de Hoyos del Espino	1974	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	C
Río Malillo	El Chorro, Solana de Ávila	1974	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	C
Río Aravalle	La Carrera	1974	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	C
Garganta de Gredos	Navalperal de Tormes	1974	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	C
Río Tormes	Charco del Churriero, Barco de Ávila	1975	D. Parrón, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	O
Garganta de la Vega	La Escaruela, Puerto Castilla	1975	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	C
Ggta. de los Caballeros	Molino de Tormellas	1976	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	EM
Ggta. de los Caballeros	Navalguijo	1976	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	C
Río Tormes	La Angostura, Zapardiel Ribera	1976	A. Prieto Gargantilla, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	EM
Garganta Tejea	Majada del Pinillo, El Raso	1976	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	C
Garganta de Bohoyo	Mata Asnos, Bohoyo	1976	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	EG
Garganta Berrocosa	Navalonguilla	1977	J. Gisbert y J. Melendro, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	EG
Río Tormes	molino de Hoyos del Espino	1980	B. Ramos (1980), MNCN-EBD	C
Río Tormes	molino de Hoyos del Espino	1980	B. Ramos (1980), MNCN-EBD	C
Garganta del Pinar	Navalperal de Tormes	1991	F. García, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	O
Arroyo Suarina	San Esteban del Valle	1992	Nores (1992)	O
Ggta. de los Caballeros	Navalonguilla	1992	García-Díaz (2012)	EM
Garganta del Cervunal	Laguna del Cervunal, Navalperal	1995	A. Parrón, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	C
Garganta de Eliza	Pedro Bernardo	1995	C. del Arco, en Gisbert <i>et al.</i> (2000)	O
Garganta del Cervunal	Navalperal de Tormes	2000	Toro <i>et al.</i> (2001)	O
<b>CÁCERES (ESPAÑA)</b>				
Garganta de Minchones		década 1980	J. Trejo, en Gisbert y García-Perea (2004a)	MO
Río Jerte	Jerte	1980	L. F. Estévez, en Gisbert y García-Perea (2004a)	EM
Río Caparro	Casas del Monte	1981	J. Garzón, en Nores (1992)	O
	Segura de Toro	1982	Arcas, en Nores (1992)	O
Río Ambroz	Hervás	1985	J. Garzón, en Nores (1992)	O
Garganta del Yedrón	Aldeanueva de la Vera	1985	A. Iglesias, en Malo de Molina y Solano (1989)	C
Arroyo del Losar	El Losar de la Vera	1987	A. Iglesias, en Malo de Molina y Solano (1989)	O
Garganta Jaranda	Jarandilla de la Vera	1988	J. Garzón, en Nores (1992)	O
Río Jerte	Cabeza del Valle	1988	J. Garzón, en Nores (1992)	O
Garganta Jaranda	Puente de Jarandilla de la Vera	1988	Pescador, en Gisbert y García-Perea (2004a)	C
	Casas del Monte	1989	Malo de Molina y Solano (1989)	C
Río Ambroz	Piscifactoría de Hervás, Hervás	1989	Malo de Molina y Solano (1989)	C
Río Jerte	Jerte	1989	F. Prieto, en Malo de Molina y Solano (1989)	C
Garganta Jaranda	Jarandilla de la Vera	1989	F. Prieto, en Malo de Molina y Solano (1989)	C
Río Jerte	Cabeza del Valle	1991	J.A. Torres, en Gisbert y García-Perea (2004a)	C

<b>CÁCERES (ESPAÑA) continuación</b>				
Río Vadillo	El Losar de la Vera	1992	Nores (1992)	
Garganta del Hornillo	Tornavacas	1992	Agente M.A. en Gisbert y García-Perea (2004a)	O
Río Ambroz	Piscifactoría de Hervás, Hervás	2000	Encargado, en Gisbert y García-Perea (2004a) (2004a)	EM
Garganta Mayor	Garganta la Olla	2000	A. Díaz, en Gisbert y García-Perea (2004a)	O
Garganta de Cuartos	El Losar de la Vera	2001	Agente M.A. en Gisbert y García-Perea (2004a)	O
Río Ambroz	Hervás	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	2 C
Chorrera de la Mora	Guachos, Aldeanueva de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	C
Río Ambroz	Hervás	2003	Gisbert y García-Perea (2004b)	12 C
Río Ambroz	Hervás	2011	Gisbert y García-Perea (2011)	C+IG
<b>SALAMANCA (ESPAÑA)</b>				
Río de Candelario	Candelario	1977	J. Gisbert y J. Melendro	C
Río Cuerpo de Hombre	Béjar, S <sup>a</sup> de Gredos	1975	Sans Coma, EBD	2 C
Arroyo del Oso	La Cobatilla	1976	J. Gisbert y J. Melendro (1976)	C
Río Cuerpo de Hombre	Lagunilla	1956	J. Niethammer (1956)	C
Río Cuerpo de Hombre	Lagunilla	1964	J. Niethammer (1964)	C
Río Alagón	Sotoserrano	1978	V. Pérez-Mellado, en Nores (1992)	
Río Águeda	Gallegos de Argañán	1992	Martínez de Albéniz, en Nores (1992)	EG
Río Francia	El Caserito	1996	Morales <i>et al.</i> (2004)	LU
Río Francia	Casas del Conde	1996	Morales <i>et al.</i> (2004)	LU
Río Cuerpo de Hombre	Hoya Moros	1997	Bueno (1998)	O
Río Cuerpo de Hombre	Navasfrías	1999	Peris <i>et al.</i> (1999)	
Río Frio	Puente Perales, Villasrubias	1999	Peris <i>et al.</i> (1999)	
	Zamarra	1999	Peris <i>et al.</i> (1999)	
	Agallas	1999	Peris <i>et al.</i> (1999)	
	Monsagro	1999	Peris <i>et al.</i> (1999)	
	El Mailló	1999	Peris <i>et al.</i> (1999)	
Río Francia	El Caserito	1999	Peris <i>et al.</i> (1999)	2 CT
<b>SERRA DA ESTRELA (PORTUGAL)</b>				
	Sabugueiro de Guarda	1972	Engels (1972)	O
Ríos Zezere y Caria	Covilha de Castelo Branco	1989	Queiroz (1989)	C+EX
Río Mondego	Celorico de Beira, Guarda	1989	Queiroz (1989)	C+EX
Río Seia	Seia, Guarda	1989	Queiroz (1989)	C+EX
Río Coa	Sabugal, Guarda	1989	Queiroz (1989)	C+EX
Río Alva	Arganil, Coimbra	1989	Queiroz (1989)	C+EX
Río Ceira	Lousa, Guarda	1989	Queiroz (1989)	C+EX
Río Ceira	Pampilhosa da Serra, Guarda	1989	Queiroz (1989)	C+EX
Río Meimoa	Penamacor, Castelo Branco	1989	Queiroz (1989)	C+EX

**Tabla 2.** - Citas de presencia de desmán ibérico en el Sistema Central. Colecciones donde se encuentran depositados los ejemplares citados: EBD (Estación Biológica de Doñana, Sevilla), MNCN (Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid), AKM (Museo Alexander Koenig, Bonn), USNM (Museo Nacional de Historia Natural, Washington DC). Significado de las abreviaturas utilizadas para los tipos de citas recogidas: C = Captura, O = Observación, CT = Cita sin especificar, MO = Múltiples observaciones, MC = Múltiples capturas, MOC = Múltiples observaciones y capturas, EM = Ejemplar encontrado muerto, EG = Cráneo encontrado en egagrópila, LU = restos encontrados en excremento de nutria *Lutra lutra*, C+EX = Capturas y excrementos de desmán, C+IG = Captura y excrementos de desmán con identificación genética.

**Table 2.** Records of occurrence of Iberian desman in the Central System. Collections consulted for recording desman localities: EBD (Doñana Biological Station, Seville), MNCN (National Museum of Natural Sciences, Madrid), AKM (Alexander Koenig Museum, Bonn), USNM (National Museum of Natural History, Washington DC). Meaning of the abbreviations used to indicate the kind of citation recorded: C = Capture, O = Observation, CT = Citation with non specified origin, MO = Multiple observations, MC = Multiple captures, MOC = Multiple observations and captures, EM = Specimen found dead, EG = Skull found in owl pellet, LU = remains found in otter feces *Lutra lutra*, C+EX = Captures and desman feces, C+IG = Capture and desman feces with genetic identification.

<b>Localidad / Río</b>	<b>Término Municipal</b>	<b>Fecha</b>	<b>Fuente</b>	<b>Tipo de cita</b>
<b>GUADALAJARA</b>				
Río Jaramilla	Peñalba de la Sierra	11995	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río de la Hoz	Cantalojas	1995	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río Berbellido	Bocigano	1996	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río de la Zarza	Cantalojas	1996	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río de la Zarza	Cantalojas	1996	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río Lillas	Cantalojas	1996	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río Sonsaz	Cantalojas	1996	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río Sorbe	Valverde del Arroyo	1996	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río Dulce	Pelegrina	1996	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río Dulce	Pelegrina	1996	Gisbert y Fernández-Salvador (1998)	N+ED+EC
Río Sorbe	Cantalojas	antes de 1992	Nores (1992)	N+ED+EC
Río Sorbe	Galve de Sorbe	antes de 1993	Nores (1992)	N+ED+EC
Río Lillas	Cantalojas	antes de 1994	Nores (1992)	N+ED+EC
<b>SEGOVIA</b>				
Río Eresma	Balsán	antes de 1992	Nores (1992)	ED+EC
Río Moros	El Espinar	antes de 1992	Nores (1992)	ED+EC
Río Duratón	Siguero	antes de 1992	Nores (1992)	ED+EC
Río Serrano	Cerezo de Arriba	antes de 1992	Nores (1992)	ED+EC
Río Serrano	Castillejo de Mesleón	antes de 1992	Nores (1992)	ED+EC
Río Riaza	Riofrío de Riaza	antes de 1992	Nores (1992)	ED+EC
Río Riaza	Riaza	antes de 1992	Nores (1992)	ED+EC
Arroyo del Puerto	San Ildefonso	2006	Regis <i>et al.</i> (2006)	ED
Arroyo Minguete	San Ildefonso	2006	Regis <i>et al.</i> (2006)	ED
Río de la Acebeda	San Ildefonso	2006	Regis <i>et al.</i> (2006)	ED
Río Cambrones	San Ildefonso	2006	Regis <i>et al.</i> (2006)	ED
Artiñuela y afluentes	Navafría	2006	Regis <i>et al.</i> (2006)	ED
Riaza	Riofrio de Riaza	2006	Regis <i>et al.</i> (2006)	ED
Arroyo Chorrera	Riaza	2006	Regis <i>et al.</i> (2006)	ED
Río Moros	El Espinar	2006	García & Lizana (2007)	ED+EC
Río Eresma	Boca del Asno, S. Ildefonso	2006	García & Lizana (2007)	ED+EC
Arroyo de Peñalara	San Ildefonso	2006	García & Lizana (2007)	ED+EC
Río de las Pozas	Aldealengua de Pedraza	2006	García & Lizana (2007)	ED+EC
Arroyo Peña Negra	Gallegos	2006	García & Lizana (2007)	ED+EC
Río Prádena	Prádena	2006	García & Lizana (2007)	ED+EC
<b>MADRID</b>				
Río Jarama	Montejo de la Sierra	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Arroyo La Angostura	Rascafría	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Lozoya	Rascafría	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Madarquillos	Horcajo de la Sierra	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Madarquillos	Piñuecar	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río de la Garita	Horcajuelo de la Sierra	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Jarama	Montejo de la Sierra	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río de la Puebla	Puebla de la Sierra	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Cofio	Valdemqueda	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Canencia	Canencia	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Aceña	Santa M <sup>a</sup> de la Alameda	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Aceña	Estación de El Pimpollar	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Santa Ana	Rascafría	2001	García-Perea <i>et al.</i> (2001)	ED+EC
Río Lozoya	Rascafría	1979	G. Álvarez, com. pers.	N
Río Lozoya	Pinilla del Valle, Rascafría	1980-1981	B. Ramos, com. pers.	N
Río Jarama	Montejo de la Sierra	<1992	Nores (1992)	ED+EC
Río Garcisancho	Rascafría	<1992	Nores (1992)	ED+EC
Río Navalmedio	Cercedilla	<1992	Nores (1992)	ED+EC
<b>ÁVILA</b>				
Garganta del Endrinal	Mazalinos, Solana de Ávila	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Garganta de Solana	Solana de Ávila	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC

<b>ÁVILA</b>				
Río Aravalle	Puerto Castilla	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Garganta Barbellido	Navacepeda de Tormes	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Río Tormes	Hoyos del Espino	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Río Tormes	La Aliseda de Tormes	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Garganta de la Nava	La Nava del Barco	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Garganta de Gredos	Navalperal de Tormes	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Regadera Angostura	La Angostura	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Garganta Caballeros	Navalguijo, Navalonguilla	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Garganta de Bohoyo	Bohoyo	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Garganta de Iruelas	El Barraco	2000	Gisbert <i>et al.</i> (2000)	N+ED+EC
Río Tormes	Hoyos del Espino	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Tormes	Zapardiel de la Ribera	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Tormes	Navacepeda de Tormes	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Corneja	Mesegar de Corneja	<1992	Nores (1992)	N+ED
Garganta San Miguel	Navalonguilla	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Alberche	Navaluenga	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Piquillo	Puerto del Pico, Villarejo del Valle	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Arenal	El Arenal	<1992	Nores (1992)	N+ED
Garganta Sta. María	Candeleda	2008-2009	Fernández-González (2009-2010)	ED+IG
Garganta de Chilla	Candeleda	2008-2009	Fernández-González (2009-2010)	ED+IG
Ggta. del río Muelas	Arenas de San Pedro	2008-2009	Fernández-González (2009-2010)	ED+IG
Ggta. del río Arbillas	Arenas de San Pedro	2008-2009	Fernández-González (2009-2010)	ED+IG
Río Pelayos	Guisando	2008-2009	Fernández-González (2009-2010)	ED+IG
<b>CÁCERES</b>				
Arroyo Santihervás	Hervás	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta Beceda	Tornavacas	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. de San Martín	Tornavacas	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta de La Serrá	Tornavacas	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. Los Asperones	Tornavacas	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. Collado Yeguas	Jerte	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. de los Infiernos	Jerte	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta Mayor	Garganta La Olla	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta Jaranda	El Guijo de Santa Bárbara	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta del Viento	El Guijo de Santa Bárbara	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. del Campanario	El Guijo de Santa Bárbara	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta de Cuartos	El Losar de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. del Cogorza	El Losar de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. del Escobarejo	El Losar de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta de la Hoz	El Losar de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Arroyo Covachuelas	El Losar de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Arroyo Vahillo	El Losar de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. de Río Moros	Viandar de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. de Gualtaminos	Villanueva de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Ggta. de Minchones	Villanueva de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
G. Hoz de Villanueva	Villanueva de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta del Hornito	Madrigal de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta de Alardos	Madrigal de la Vera	2003	Gisbert y García-Perea (2004a)	N+ED+EC
Garganta Jaranda	Jarandilla de la Vera	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Jerte	Tornavacas	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Jerte	El Rebollar	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Ambroz	Hervás	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Ambroz	Segura de Toro	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Ambroz	Casas del Monte	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Arrago	Robledo de Gata	2006	Gisbert (2006)	ED
Río Ladrillar	Ladrillar	2006	Gisbert (2006)	ED
Río Ambroz	Zarza de Granadilla	<1992	Nores (1992)	N+ED
<b>SALAMANCA</b>				
Río Cuerpo de Hombre	Candelario	<1992	Nores (1992)	N+ED

<b>SALAMANCA</b>				
Río Cuerpo de Hombre	Lagunilla	<1992	Nores (1992)	N+ED
Río Frío	Villasrubias	2007	Fernández González (2007)	ED+EC
Río Águeda	Peñaparda	2007	Fernández González (2007)	ED+EC
Río Águeda	El Payo	2007	Fernández González (2007)	ED+EC
Río Águeda	Navasfrías	2007	Fernández González (2007)	ED+EC
Río Mayas	Robleda	2007	Fernández González (2007)	ED+EC
Regato de la Dehesa	Candelario	2006-2009	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Cuerpo de Hombre	Candelario	2006-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Arroyo de Candelario	Candelario	2006-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Arroyo del Oso	La Hoya-Navacarros	2006-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Arroyo de la Jarilla	Candelario	2006-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Arroyo del Oso	La Hoya-Navacarros	2006-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Cuerpo de Hombre	Béjar	2006-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Cuerpo de Hombre	Montemayor del Río	2006-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Cuerpo de Hombre	Béjar	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Cuerpo de Hombre	Béjar	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Alagón	Sotoserrano	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Río Cuerpo de Hombre	Sotoserrano	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Río Francia	Sotoserrano	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Río Francia	Miranda del Castañar	2008-2010	García-Díaz (2012)	ED
Arroyo del Cabril	Herguijuela de la Sierra	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Francia	Casas del Conde	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Francia	El Cabaco	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Arroyo del Lera	La Alberca	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Batuecas	La Alberca	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Arroyo Batuecas	La Alberca	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Río Batuecas	La Alberca	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Río Agadón, tramo alto	Monsagro	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Agadón, tramo bajo	Monsagro	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Morasverdes	El Maillo	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Morasverdes	El Maillo	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Arroyo Tenebrilla	El Maillo	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Mayas	Robleda	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Río Mayas	Robleda	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Río Frio	Villasrubias	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Frio	Villasrubias	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Frio	Villasrubias	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Río Peñaparda	Peñaparda	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Río Perosín	Perosín	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Río Agueda	Navasfrías	2007-2010	García-Díaz (2012)	ED
Regato de Rubios	El Payo	2007-2010	García-Díaz (2012)	N+ED
Regato de Rubios	El Payo	2009	Gisbert y García-Perea (2010e)	N+ED+EC
Río Frio	Villasrubias	2009	Gisbert y García-Perea (2010e)	N+ED+EC
Río Alagón	Sotoserrano	<1992	Nores (1992)	ED

**Tabla 3.** - Muestreos realizados en el Sistema Central español cuyos resultados han mostrado la ausencia de desmán. Significado de las abreviaturas utilizadas para los métodos de muestreo: N = Nasas, ED = Excrementos de desmán, EC = Excrementos de carnívoros (*Lutra lutra*, *Neovison vison*), IG = Excrementos de desmán con identificación genética.

**Table 3.** Surveys carried out in the Spanish Central System showing the absence of Iberian desman. Meaning of the abbreviations used to indicate the methodology of sampling: N = Modified fish traps, ED = desman feces, EC = carnivore feces (*Lutra lutra*, *Neovison vison*), IG = desman feces with genetic identification.

### Distribución histórica del desmán en el Sistema Central. Periodo 1838-1989

Las primeras citas documentadas de la presencia del desmán en el Sistema Central datan de mediados del siglo XIX, en concreto Graells estudió un ejemplar capturado en El Escorial (Madrid, Sierra de Guadarrama) en 1838. En esas fechas, la especie parecía ser abundante en las Sierras de Guadarrama y Gredos, tal y como el pro-

pio Graells (1850, 1897) afirma "... recorriendo la cordillera Carpetana, que tan curioso animal es en ella más común que en la Pirenaica, y que en algunos sitios es bien abundante, pues lo he visto y cogido en todo el valle del Lozoya, desde la laguna de Peñalara hasta Buitrago, desde Navacerrada, por el Balsaín, hasta en los mismos Jardines reales de la Granja; en todos los arroyos que bajan de Siete-picos, en la Maliciosa, Fuenfría, Guada-

rrama, San Rafael, el Espinar, Boquerón del Infierno, Cuelga-muros, Pinares-llanos, Navas del Marqués, Sierra de Ávila, Navalenga, Puerto del Pico y Sierras de Gredos, del Barco, de la Duquesa y de Tornavacas, y en el Escorial lo he observado varias veces en el arroyo del Plantel, por encima de la presa del Romeral, y hasta en la misma Fuente de la Teja..." Martínez y Sáez (1876) indica que la especie (*Myogalea pirenaica*) es conocida en la Sierra de Gredos como "mizclera". En cuanto a la Sierra de Ayllón y la cabecera del río Henares, las citas más antiguas datan de la década de los 70 (Tabla 2), al igual que las de la Serra da Estrela (Portugal), aportadas por Engels (1972).

Las citas históricas analizadas indican que el desmán ibérico se distribuyó, hasta 1990, a lo largo de todo el Sistema Central (Fig. 4A).

#### **Distribución del desmán en el Sistema Central. Período 1990-1999**

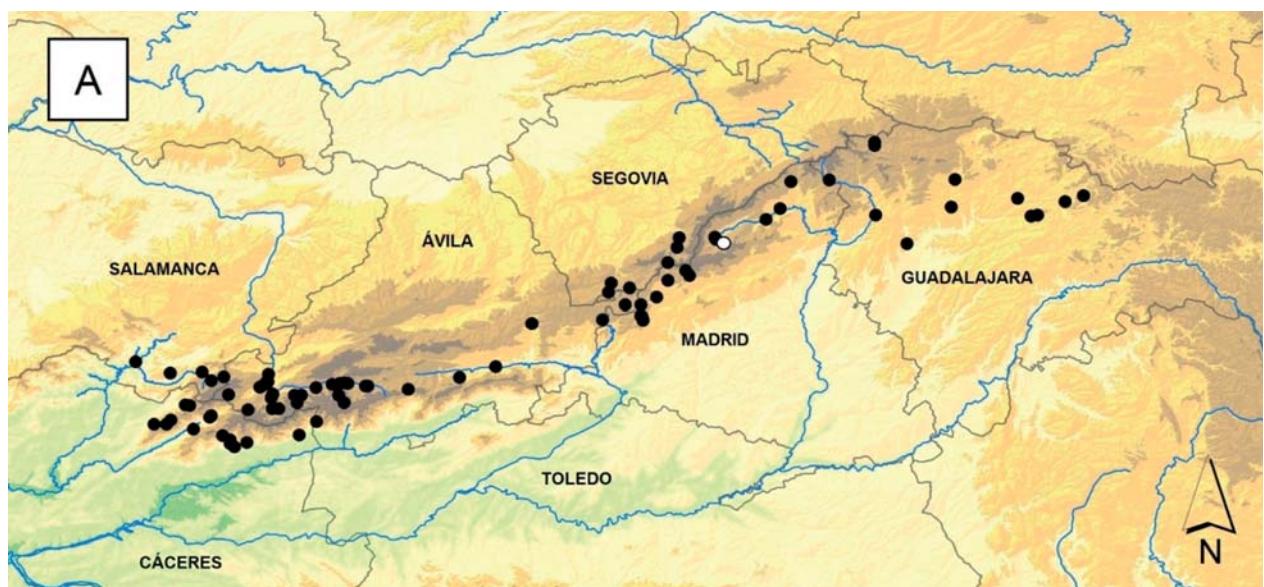
La contribución más relevante durante la década de los 90 al conocimiento de la distribución del desmán ibérico en España es la recopilación de citas, unida a un gran esfuerzo prospectivo, realizados por Nores (1992). Gracias a este estudio, se pudo disponer por primera vez de un mapa aproximado de la distribución de la especie en España, que constituye un punto de referencia para estudios sobre la conservación de sus poblaciones. No obstante, Nores (1992) no recoge las numerosas citas de las Sierras de Gredos recopiladas por J. Gisbert entre los años 70 y 80, que más tarde se citaron en Gisbert *et al.* (2000) (Tabla 2). En el Sistema Central, Nores (1992) seleccionó 70 puntos de muestreo, de los cuales 16 resultaron cauces secos, 6 no pudieron ser prospectados por problemas de acceso, y los 48 puntos restantes dieron resultados negativos.

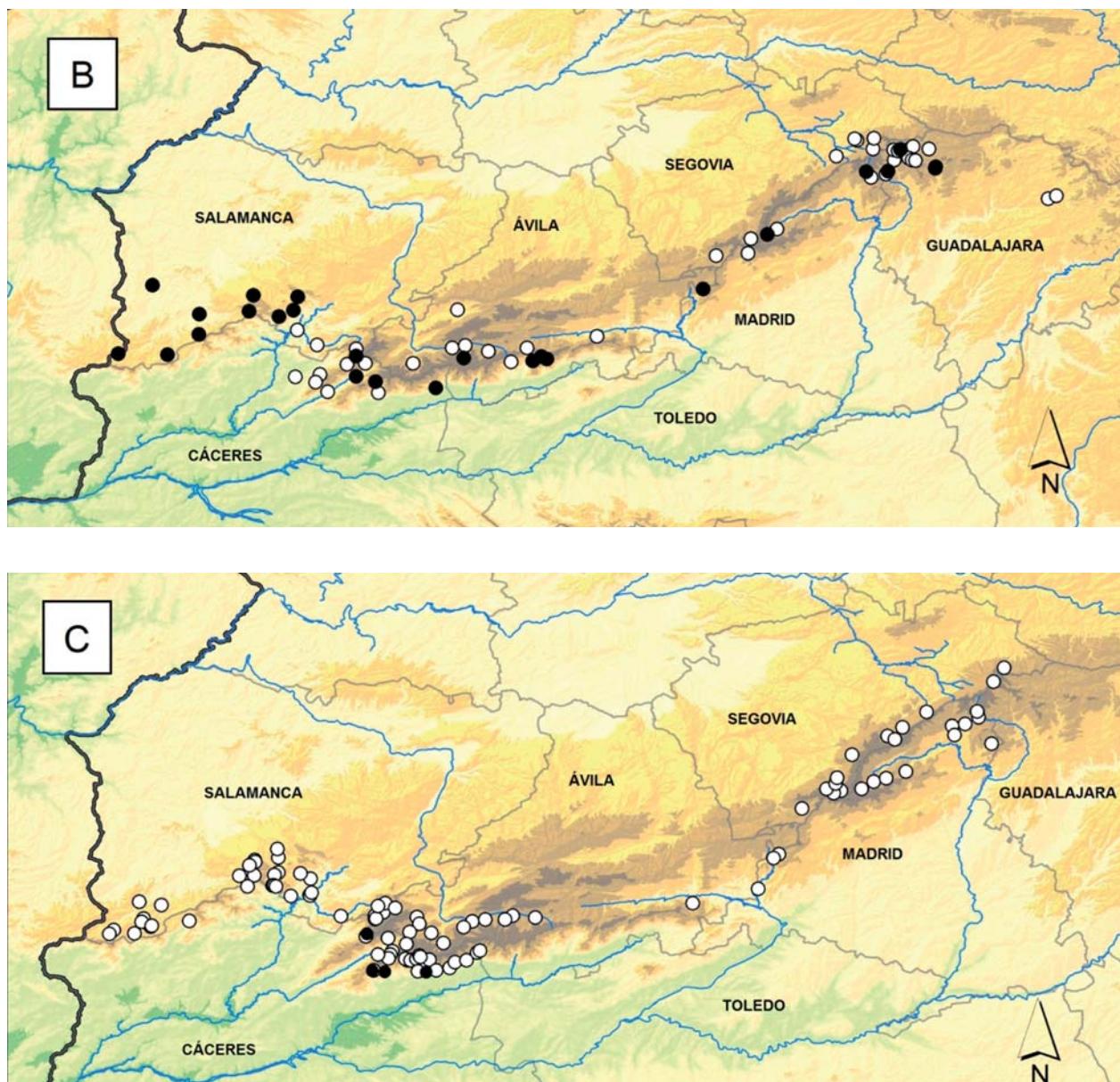
Durante este periodo, se realizaron algunas prospecciones sistemáticas en amplias zonas, tanto del área portuguesa como la española, configurándose el área de distribución portuguesa (Queiroz *et al.*, 1995) y obteniéndose por primera vez datos de ausencia de la especie (Tabla 3) en zonas donde se había descrito previamente su presencia. Por tanto, se obtienen las primeras evidencias del declive del desmán en el Sistema Central (Fernández-Salvador *et al.*, 1997, 1998b).

Las localidades relativas a las citas de presencia y ausencia de desmán en el Sistema Central durante el periodo 1990-1999 se muestran en el mapa de la Fig. 4B.

#### **Distribución reciente del desmán en el Sistema Central. Período 2000-2011**

Las evidencias de regresión encontradas en el Sistema Central han estimulado la realización de una serie de prospecciones a lo largo de la última década, con el objeto de obtener una imagen más fiel de su estado de conservación. Se han realizado muestreos en la Sierra de Ayllón (Fernández-Salvador & Gisbert, 2000), en la Sierra de Guadarrama, en su vertiente madrileña (García-Perea *et al.*, 2001) y en su vertiente segoviana (Regis *et al.*, 2006; García & Lizana, 2007); en las Sierras de Gredos, tanto en su vertiente abulense (Gisbert *et al.*, 2000; Fernández-González, 2010), como en su vertiente salmantina (Fernández-González, 2007) y su vertiente cacereña (Gisbert & García-Perea, 2004a, 2004b, 2005, 2011). Asimismo, se han muestreado las sierras del sur de Salamanca: Valle del Alagón, Sierra de Francia, Batuecas, Sierra de Las Quilamas, Sierra de Gata y El Rebollar (Peris *et al.*, 1999; Morales *et al.*, 2004), habiéndose dado por extinguida la especie en Salamanca recientemente (García *et al.*, 2009; Lizana *et al.*, 2009; García-Díaz *et al.*, 2010; Gisbert & García-Perea, 2010e; García-Díaz, 2012).





**Fig. 4ABC.** - Evolución de la distribución del desmán en el Sistema Central, desde las primeras citas históricas hasta los muestreos más recientes. Círculos negros: presencia. Círculos blancos: ausencia. A: Periodo 1838-1989. B: Periodo 1990-1999. C: Periodo 2000-2011.

**Fig. 4ABC.** - Evolution of the distribution of Iberian desman in the Central System, from the oldest historic reports to the most recent surveys. Black circles: presence. White circles: absence. A: Period 1838-1989. B: Period 1990-1999. C: Period 2000-2011.

Los resultados de este gran esfuerzo de prospección (Tablas 2 y 3) han sido negativos en casi todos los casos, a excepción de tres puntos de presencia en Extremadura y dos en Salamanca (éstas últimas ya desaparecidas). En la actualidad, y con los datos expuestos, podemos decir que posiblemente las únicas poblaciones de desmán que quedan en todo el Sistema Central español son las situadas en tres gargantas de la provincia de Cáceres, en las subcuencas del Alagón y del Tiétar, y en el valle del Jerte.

Las localidades relativas a las citas de presencia y ausencia de desmán en el Sistema Central durante el periodo 2000-2011 se indican en el mapa de la Fig. 4C.

#### ***El declive del desmán ibérico en el Sistema Central***

Los resultados expuestos anteriormente clarifican las posibles confusiones creadas por el nombre común “desmán de los Pirineos”, que han llevado a algunos autores a dudar de la presencia de la especie en el área de estudio (Burton & Pearson, 1987; Gosálbez, 1987).

Los datos expuestos también evidencian una gravísima regresión del desmán ibérico en el Sistema Central, que ha ocurrido durante las dos últimas décadas. Las primeras evidencias de este declive se detectaron en la década de los 90 (Fernández-Salvador *et al.*, 1997, 1998b).

Con las evidencias acumuladas posteriormente (Gisbert *et al.*, 2000, 2001; García-Perea *et al.*, 2001; Gisbert & García-Perea, 2004a; Gisbert, 2006; Regis *et al.*, 2006; García y Lizana, 2007), Nores (2007) consideró a la especie “En peligro crítico” en el Sistema Central. En 2010, con nuestros resultados más recientes, traspasamos al equipo que trabajaba en la actualización del Catálogo Español de Especies Amenazadas la propuesta de declarar al desmán ibérico “En peligro de Extinción” en el Sistema Central, que fue considerada por el M.A.R.M. en dicho Catálogo (R.D. 139/2011: M.A.R.M., 2011).

La visualización cartográfica de los datos expuestos en los apartados anteriores, nos ha permitido determinar la evolución que han seguido las poblaciones de desmán en el Sistema Central, de acuerdo con los 3 períodos temporales seleccionados (Fig. 4). A continuación, se detallan los datos de regresión de que disponemos para cada una de las áreas del Sistema Central.

- Sierra de Ayllón: Las últimas citas de presencia de desmán en el extremo oriental del Sistema Central corresponden a observaciones en las cabeceras de los ríos Jarama y Sorbe (1988-1990), pero los muestreos realizados en 1995-1996 en esas localidades y otras de la cuenca alta del Henares, arrojaron resultados negativos. No se dispone de datos relativos al proceso de regresión de estas poblaciones.
- Sierra de Guadarrama: 16 citas de presencia en las cabeceras de los ríos Lozoya, Guadarrama y Jarama, de la década de 1980 y principios de los 90, son las últimas de estas sierras, a excepción de una cita del año 2000 en la vertiente segoviana (García & Lizana, 2007). Pero los numerosos muestreos realizados entre 1979 y 2006 en ambas vertientes de la sierra dieron resultados negativos. Estos datos sugieren que la distribución del desmán en la Sierra de Guadarrama ya estaba fragmentada desde la década de 1970, fecha en la que estimamos el comienzo de la regresión de la especie en dichas sierras.
- Sierras de Gredos: Los últimos datos recogidos sobre el desmán en las Sierras de Gredos son de la década 1991-2000, aunque estos datos son de observaciones puntuales, existiendo numerosos resultados negativos (Tabla 3) de prospecciones sistemáticas realizadas entre 1992-2010. Estos datos son indicadores de un proceso de regresión que ya estaba en marcha en la década de 1990, y aún antes, ya que los estudios continuados de J. Gisbert a lo largo de la década de 1970 y principios de los 80 indican que el comienzo del declive de la especie en esa zona se podría situar a partir de los años 70, década en la que se detectó la invasión de los ríos de Gredos por parte del visón americano, y de forma mucho más acusada a partir del año 1983 en el Alto Tormes (Gisbert *et al.*, 2000).
- Sierras del sur de Salamanca: Según los resultados obtenidos, el desmán estuvo presente en la mayoría de los ríos del sur de Salamanca hasta finales de la década de 1990, existiendo poblaciones en la Sierra de Gata y en las Sierras de Francia y Béjar. En 2007-2009,

sólo se encontró desmán en 6 localidades de los ríos Francia y Cuerpo de Hombre, habiendo desaparecido ya de la Sierra de Gata. En 2010, no se pudo constatar ya la presencia del desmán en Salamanca. Estos datos son proporcionados por García-Díaz (2012), quien también identifica dos causas claras en el proceso de extinción del desmán en la porción castellano-leonesa del Sistema Central: la expansión del visón americano y el caudal medio estival de los ríos.

- Serra da Estrela: En la parte portuguesa del Sistema Central, se detectó una disminución de las áreas de presencia de la especie en los años 90 (Queiroz *et al.*, 1998) y, en los últimos sondeos realizados (Quaresma, 2001), los resultados fueron negativos en toda la vertiente sur de la citada sierra. La permanencia de poblaciones más abundantes en el área portuguesa del Sistema Central puede deberse a la influencia atlántica en el clima, que produce unos niveles de precipitación más elevados.

La conclusión de que el desmán está prácticamente desaparecido en el Sistema Central está avalada por el gran esfuerzo de muestreo realizado en el Sistema Central a lo largo de los últimos 15 años, enfocado a la búsqueda de indicios de presencia de la especie o capturas.

#### **Causas de la regresión del desmán en el Sistema Central**

Los datos disponibles sobre la desaparición del desmán en las distintas partes del Sistema Central nos hacen pensar que, más que una causa única, debieron concurrir una serie de factores, la mayoría de carácter antropogénico, cuya actuación simultánea o consecutiva ha originado la regresión de la especie. La información que se ofrece a continuación ha sido expuesta de forma preliminar en varios documentos inéditos, referida a las distintas zonas del Sistema Central estudiadas (Gisbert & Fernández-Salvador, 1998; Gisbert *et al.*, 2000; García-Perea *et al.*, 2001), pero aquí presentamos un compendio de todos los factores considerados, cuya secuencia y efectos han podido acumularse y ser la causa de la regresión de las poblaciones de desmán ibérico en el Sistema Central:

- 1950-presente. Aumento de la frecuencia de “años secos” durante las últimas 5 décadas (ver, por ejemplo, Benito, 2012). Aunque parece obvio que una especie semiacuática se vea afectada negativamente por una reducción de la pluviosidad, hay que tener en cuenta que el desmán se encontraba en el Sistema Central en una zona climática subóptima, estando su presencia o ausencia determinada por variables relacionadas con la cantidad de precipitación anual y la intensidad de las sequías estivales (Fernández-Salvador *et al.*, 1998a).
- Década de los años 60. Uso generalizado de insecticidas a base de DDT, como consecuencia de los cambios en las actividades agrarias tradicionales. La acumulación de tóxicos vertidos al medio acuático debió afectar letalmente tanto a los propios desmanes, como a sus presas (macroinvertebrados bentónicos).

- Década de los años 60. Construcción de embalses de agua para consumo humano y regadío. Esto ha tenido varias consecuencias negativas. Por un lado, la alteración de los cauces y los caudales produce cambios en la fauna de macroinvertebrados (pérdida de las condiciones del hábitat requeridas por el desmán). En segundo lugar, los embalses constituyen barreras físicas en los ríos, produciendo la fragmentación de las poblaciones de desmán, e impidiendo su recolonización de los tramos superiores tras fenómenos de desaparición locales.
- 1960-1970. Construcción del alcantarillado, con vertido directo a los ríos sin depurar las aguas, en los pueblos de montaña, resultando en un incremento de la contaminación orgánica y química en las cabezas de los ríos
- 1960-1975. Aparición y expansión del visón americano. En el Sistema Central, esta invasión parece surgir a partir de granjas peleteras de la Sierra del Guadarrama en la década de los 60, y granjas del sureste de Ávila en la década de los 70. Esta invasión alcanzó Gredos en el año 1975, donde detectamos los primeros ejemplares en el río Tormes. En el extremo oriental, el Visón no parece ser abundante en la Sierra de Ayllón.
- 1970-presente. Dramático incremento estival de la población humana en pueblos de montaña, traduciéndose en una sobre-expplotación de los ríos y cursos de agua. Este hecho tiene dos efectos negativos: una reducción brusca de los caudales durante la época estival y un aumento de los vertidos orgánicos a los cauces.
- 1990-2001. Expansión y asentamiento de ciertos depredadores diferentes al visón americano, como la garza real *Ardea cinerea* Linnaeus, 1758, que en ciertas zonas ha pasado a ocupar durante el verano los mismos lugares de invernada. Esta especie es depredadora ocasional del desmán.
- 1980-presente. Proliferación de azudes, canales y minicentrales hidroeléctricas
- Reducción generalizada del caudal medio de los ríos de montaña (García-Díaz, 2012). Este factor es una combinación de la reducción de la pluviosidad y del abuso en la detraccción de agua por parte del hombre. Hay que añadir aquí el abandono del mantenimiento de las redes de acequias y canales de riego, que ha supuesto una disminución de la red hídrica de las comarcas, con la consecuente pérdida de hábitats favorables para el desmán. En la vertiente sur de las Sierras de Gredos, además, se ha producido un incremento en la extracción ilegal de agua por medio de gomas o mangueras, para uso particular, que también contribuye a una reducción de los caudales, sobre todo en el estiaje.

A grandes rasgos, se puede deducir de lo anterior que el desmán pudo sufrir un gran impacto negativo en sus poblaciones del Sistema Central durante la década

de los 60, como consecuencia de la contaminación de los ríos y la invasión del visón americano, principalmente. La progresiva reducción y manipulación del caudal de los ríos que ha ocurrido a lo largo de las siguientes décadas, ha impedido la recuperación de las poblaciones y ha provocado su fragmentación, llevándolas eventualmente a la desaparición.

### **Situación actual del desmán ibérico en España**

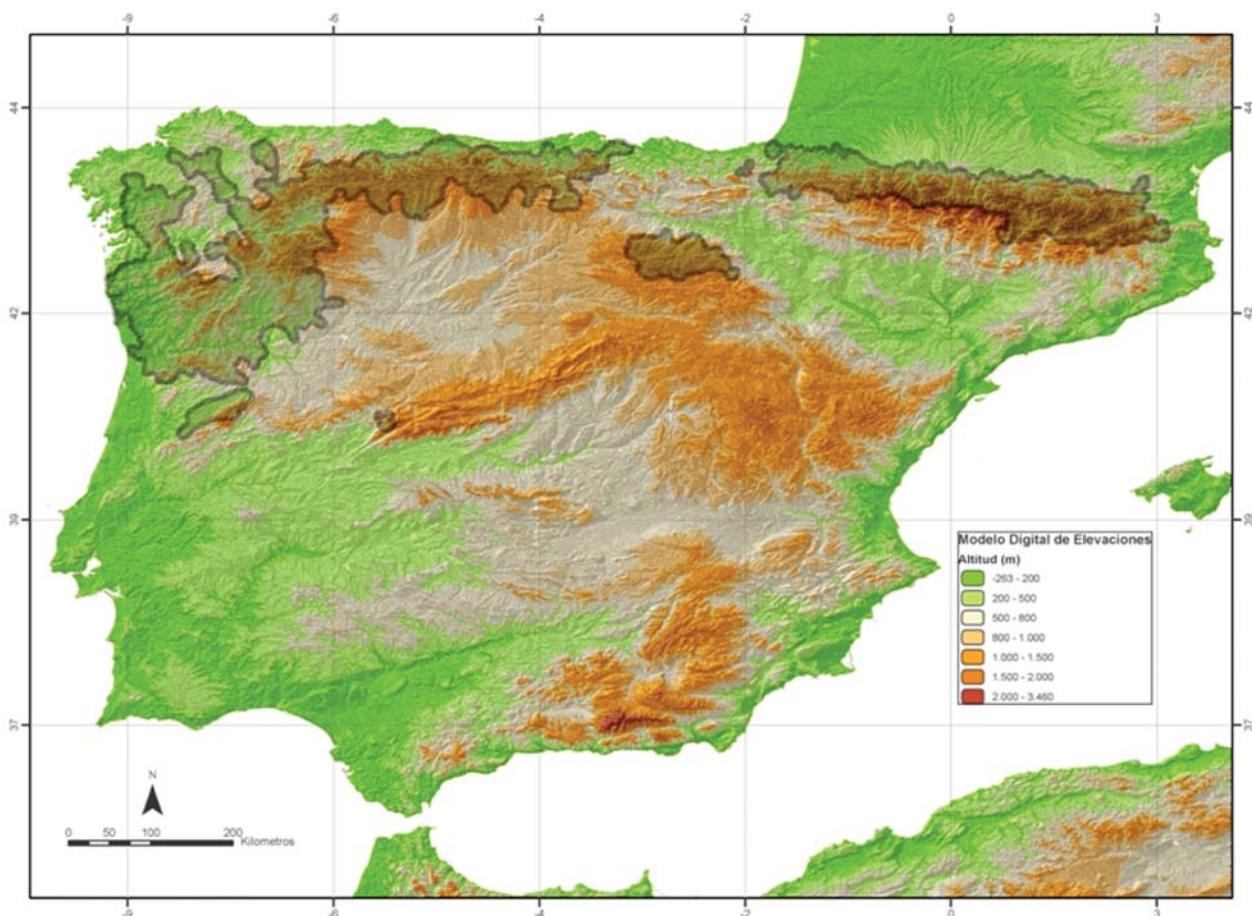
Como hemos expuesto en los apartados anteriores, nuestros resultados muestran que el desmán ibérico ha sufrido un drástico proceso de declive en el Sistema Central. Se ha estimado que la reducción de su área de distribución en la zona ha sido de un 97% (Gisbert & García-Perea, 2010d).

En la actualidad, algunos de los principales factores que han contribuido a la regresión del desmán en el Sistema Central siguen estando vigentes: la expansión y el asentamiento del visón americano, la reducción del caudal de los tramos de montaña y la existencia de barreras que impiden la recolonización de los tramos perdidos, siendo las principales amenazas de la especie en estos momentos (Gisbert & García-Perea, 2010a). Por estas razones, si no se pone en marcha una estrategia adecuada, para paliar o corregir estas amenazas, es muy probable que el desmán ibérico complete este proceso de regresión y desaparezca del Sistema Central a muy corto plazo.

Paralelamente a este declive en el Sistema Central, se ha producido un declive generalizado en todas las poblaciones de la especie, aunque de menor intensidad, estimado de forma global en un 68% (Gisbert & García-Perea, 2010b). Este declive se ha calculado mediante la estimación de la superficie perdida de subcuencas con citas históricas fiables, cuyos muestreos recientes han resultado negativos. El mapa de la figura 5 muestra la distribución actual del desmán ibérico en la península Ibérica (Gisbert & García-Perea, 2010b).

### **AGRADECIMIENTOS**

Dedicamos esta contribución a nuestros hijos, esperando que en el transcurso de su generación sigan existiendo desmanes en los ríos limpios de la Península Ibérica. P. Cuadrado, S. Hernández, L. Redal, J. Rojo, I. Aguado, I. Carrasco, A. Arilla, M. Sanguino, J. Martínez, A. Antón, M. Bonet, R. Albano, M. Enríquez, R. Fernández, Y. Luque, B. Cobaleda, M.J. Serrano, J.L. Moreno, S. Merayo, E. Cariño y A. Gisbert, formaron parte de los diferentes equipos de campo. J.M. Fernández-López elaboró los mapas de las figuras 1 y 5. M.J. Serrano elaboró los mapas de las figuras 2, 3 y 4. Agradecemos a C. Rodríguez-Refojos y J. Rubines su invitación a las II Jornadas Técnicas de Mamíferos Semiacuáticos (Vitoria, 2009), de donde surgió la idea de este artículo. Estamos muy agradecidos a los técnicos de las Consejerías de Medio Ambiente de las distintas Comunidades Autónomas que apoyaron nuestros estudios sobre el estatus del Desmán: P. Muñoz, J.M. López Caballero, M.J. Palacios, A. Fernández, Á. Sánchez



**Fig. 5.** - Área de distribución actual del desmán ibérico, según Gisbert & García-Perea (2010b).  
**Fig. 5.** - Present distribution area of Iberian desman, after Gisbert & García-Perea (2010b).

y A. Gil (Junta de Extremadura); J. Martín y D. Sánchez (Junta de Castilla La Mancha); J.Á. Arranz, I. Molina y César Pollo (Junta de Castilla y León); M. Alcántara (Gobierno de Aragón); L. Prada (Comunidad de Madrid); J. Santamarina (Xunta de Galicia); B. Ramos (Junta de Andalucía). Estamos también agradecidos a G. Alonso, I. Torres y V. Gutiérrez, de la Fundación Biodiversidad, así como a M. Aymerich, R. Gómez Calmaestra, L.M. González, J.R. Areces, B. Heredia y G. Álvarez, del Ministerio de Medio Ambiente. R. Romero, C. Nores, F. Ojeda, M. Lizana, P. García-Díaz y Á. Fernández González aportaron generosamente datos propios para este estudio.

## BIBLIOGRAFÍA

Aymerich, P., Casadesus, F., Gosálbez, J. 2001. Distribució de *Galemys pyrenaicus* (Insectívora, Talpidae) a Catalunya. *Orsis* 16: 93-110.

Benito, G. 2012. Incidencia de sequías y catástrofes naturales en la desertización. *Critica* 56 (937): 32-36. Disponible en web: <http://digital.csic.es/bitstream/10261/81210/1/412604.pdf>.

Bertrand, A. 1992. Le desman des Pyrénées, statut, écologie, conservation. Ministère de l'Environment, Direction de la Protection de la Nature. Rapport inédit.

Bueno, R. 1998. El desmán de los Pirineos (*Galemys pyrenaicus*, Geoffroy 1811) en la Sierra de Béjar (Sector occidental de Gredos). *Galemys* 10(1): 49-50.

Burton, J. A., Pearson, B. 1987. *Rare Mammals of the World*. The Stephen Greene Press.

Cabrera, A. 1912. Catálogo metódico de las Colecciones de Mamíferos del Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid. *Trab. Museo Cienc. Nat.* 11: 1-147.

Cabrera, A. 1914. *Fauna ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.

De la Fuente Arrimadas, N. 1983. *Fisiografía e Historia del Barco de Ávila*. Excmo. Ayuntamiento de El Barco de Ávila. Edición facsímil de 1983.

Ellis, E.C., Fuller, D.Q., Kaplan, J.O., Lutters, W.G. 2013. Dating the Anthropocene: Towards an empirical global history of human transformation of the terrestrial biosphere. *Elementa, Science of the Anthropocene* 1(1): 000018. Disponible en web: <http://www.elementascience.org/article/info:doi/10.12952/journal.elementa.000018>.

Engels, H. 1972. Kleinsäuger aus Portugal. *Bonn. Zool. Beitr.* 23: 79-86.

Fernández-González, Á. 2007. Prospección de desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) y recogida de excrementos para análisis genético en diversas cuencas de la cornisa cantábrica (Asturias, Cantabria y Castilla y León). BIOSFERA - Laboratori d'Ictiología Genética de la Universitat de Girona. Inédito.

- Fernández-González, Á. 2010. Seguimiento de mamíferos acuáticos (*Galemys pyrenaicus* y *Lutra lutra*) en la cuenca del río Tiétar. Medidas compensatorias de la carretera CL – 501: Tramo Candeleda – Ramacastañas (Ávila). ALDESA, Junta de Castilla y León. Inédito.
- Fernández-Salvador, R., Gisbert, J., García-Perea, R. 1998a. Biogeography of *Galemys pyrenaicus*. Euro-American Mammal Congress. Santiago de Compostela, España.
- Fernández-Salvador, R., Gisbert, J., García-Perea, R. 1998b. Evidence of decline in the southern border of *Galemys pyrenaicus* range. Euro-American Mammal Congress. Santiago de Compostela, España.
- Fernández-Salvador, R., Gisbert, J., Ojeda, J.F., García-Perea, R., Nores, C. 1997. Indicios de la regresión del desmán ibérico, *Galemys pyrenaicus*, en el Sistema Central. *III Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos*. Castelló d'Empúries.
- García, P., Lizana, M. 2007. *Conservación de las poblaciones de vertebrados amenazados y bioindicadores de medios acuáticos del Sistema Central segoviano*. Colección Naturaleza y Medio Ambiente. Obra Social y Cultural de Caja Segovia. Segovia.
- García, P., Mateos, I., Lizana, M., Vicente, R. 2009. Distribución del Desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en el sur de Salamanca. *IX Jornadas de Conservación y Estudio de Mamíferos*. Bilbao.
- García-Díaz, P. 2012. *Situación actual del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en la provincia de Salamanca*. Tesina de Licenciatura. Universidad de Salamanca. Salamanca.
- García-Díaz, P., Lizana, M., Mateos, I., Arévalo, V. 2010. El Desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* en la provincia de Salamanca. Documento 6. En: *Bases para una estrategia nacional de conservación del desmán ibérico, Galemys pyrenaicus*. J. Gisbert, R. García-Perea (Coord.) Fundación Biodiversidad. Inédito.
- García-Perea, R., Fernández-Salvador, R., Gisbert, J. 2001. *Evaluación del estatus de las poblaciones de Desmán Ibérico, Galemys pyrenaicus, en la vertiente sur de la Sierra de Guadarrama*. Comunidad de Madrid. Inédito.
- Gisbert, J. 1983. *Valoración faunística de las Sierras de Gredos*. Proyecto de Investigación 3611 del Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Inédito.
- Gisbert, J. 2006. *Informe sobre la situación en España de cuatro especies de micromamíferos amenazados: Galemys pyrenaicus, Sorex granarius, Microtus cabrerai y Chionomys nivalis*. Proyecto Inventario Nacional de Biodiversidad. SECEM, Ministerio de Medio Ambiente, TRAGSA. Inédito.
- Gisbert, J., Fernández-Salvador, R. 1998. *Estudio sobre evaluación de poblaciones de especies de mamíferos, anfibios y reptiles amenazados de Castilla-La Mancha. Bases científicas para su conservación. El Desmán Ibérico, Galemys pyrenaicus*. Junta de Castilla-La Mancha. Inédito.
- Gisbert, J., García Perea, R. 1988. Los Mamíferos de las Sierras de Gredos. *Bol. Universitario (Ávila)* 7: 103-114.
- Gisbert, J., García Perea, R. 2004a. *Estudio sobre la distribución de la Almizclera (*Galemys pyrenaicus*) en Extremadura*. Junta de Extremadura. Inédito.
- Gisbert, J., García Perea, R. 2004b. *Estudio cuantitativo sobre la población de Desmán Ibérico en el valle del Ambroz y Topillo de Cabrera en el norte de Extremadura*. Junta de Extremadura. Inédito.
- Gisbert, J., García Perea, R. 2005. Estudio y Conservación de Micromamíferos amenazados de Extremadura: El Desmán Ibérico y el Topillo de Cabrera. En: *Conservación de la Naturaleza en Extremadura. Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004*. J.M. López Caballero (Ed.) Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Junta de Extremadura. Mérida.
- Gisbert, J., García Perea, R. 2010a. Catálogo de amenazas del desmán ibérico. Distribución e identificación de núcleos estables. Documento 4. En: *Bases para una estrategia nacional de conservación del Desmán ibérico, Galemys pyrenaicus. Actividades 2009/2010*. Gisbert, García-Perea (Coord.). Fundación Biodiversidad. Inédito.
- Gisbert, J., García Perea, R. 2010b. Diagnóstico 2010 sobre la situación actual del Desmán ibérico en España. Documento 5. En: *Bases para una estrategia nacional de conservación del desmán ibérico, Galemys pyrenaicus. Actividades 2009/2010*. J. Gisbert, R. García-Perea (Coord.). Fundación Biodiversidad. Inédito.
- Gisbert, J., García Perea, R. 2010c. Distribución histórica, regresión de las poblaciones y amenazas del Desmán ibérico. *Jornadas Técnicas de Conservación del Desmán ibérico, Galemys pyrenaicus*. Zaragoza.
- Gisbert, J., García Perea, R. 2010d. La regresión de las poblaciones de Desmán ibérico en España. Distribución e identificación de núcleos estables. Documento 3. En: *Bases para una estrategia nacional de conservación del desmán ibérico, Galemys pyrenaicus. Actividades 2009/2010*. Gisbert, García-Perea (Coord.). Fundación Biodiversidad. Inédito.
- Gisbert, J., García Perea, R. 2010e. Presencia del Desmán ibérico en los ríos Rubiós y Riofrío, Salamanca. Documento 6. En: *Bases para una estrategia nacional de conservación del desmán ibérico, Galemys pyrenaicus. Actividades 2009/2010*. J. Gisbert, R. García-Perea (Coord.). Fundación Biodiversidad. Inédito.
- Gisbert, J., García-Perea, R. 2011. Comprobación de la presencia de Desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en el río Ambroz (Cáceres). En: *Bases para una estrategia nacional de conservación del desmán ibérico, Galemys pyrenaicus. Actividades 2010/2011*. J. Gisbert, R. García-Perea (Coord.). Justificación Técnica. Fundación Biodiversidad. Inédito.
- Gisbert, J., Fernández-Salvador, R., García-Perea, R. 2000. *Estudio sobre la presencia del Desmán Ibérico, Galemys pyrenaicus E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811, en la cara norte de la Sierra de Gredos (Alto Tormes)*. Junta de Castilla y León. Inédito.
- Gisbert, J., Fernández-Salvador, R., García-Perea, R. 2001. *Evidencias de regresión en las poblaciones de Desmán Ibérico, Galemys pyrenaicus*. V Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos. Vitoria.
- Gisbert, J., Melendro, J. 1976. La Fauna de Gredos. En: *S.O.S. por Gredos*. ALBE.
- Gosálbez, J. 1987. *Insectívors y rosegadors de Catalunya, metodologia d'estudi i catàleg faunístic*. Editorial Ketres. Barcelona.
- Graells, M.P. 1852-1858. Memorias de los trabajos verificados en los años de 1850 a 1855 por la Comisión encargada de formar el Mapa Geológico. Sección Zoológica. Madrid.
- Graells, M.P. 1897. Fauna Mastodolítica Ibérica. *Mem. R. Acad. Esp. Cienc. Exactas, Fis. Nat.* 23: 1-806.
- Lizana, M., García, P., Mateos, I., Vicente, R. 2009. *Distribución del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en el sur de Salamanca: Libro de Resúmenes*. IX Jornadas de la SECEM. Bilbao: 108.
- Malo de Molina, J.A., Solano, P. 1989. *Mamíferos Insectívoros y Murciélagos de Extremadura*. Junta de Extremadura. Inédito.
- Martínez y Sáez, R. 1876. Presencia de *Myogalea pyrenaica* en Gredos. *Actas Soc. Esp. Hist. Nat.* 5: 23.
- Miller, G.S. 1912. *Catalogue of the mammals of Western Europe: Europe exclusive of Russia*. British Museum of Natural History. London.
- M.A.R.M. (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino). 2011. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *BOE* 46: 20912-20951.

- Morales, J.J., Lizana, M., Acera, F. 2004. Ecología trófica de la nutria paleártica *Lutra lutra* en el río Francia (cuenca del Tajo, Salamanca). *Galemys* 16(2): 57-77.
- Niethammer, J. 1956. Insektenfresser und Nager Norspaniens. *Bonn. Zool. Beitr.* 7: 249-295.
- Niethammer, J. 1964. Ein Beitrag zur Kenntnis der Kleinsäuger Nordspaniens. *Z. Säugetierkd.* 29: 193-220.
- Niethammer, G. 1970. Beobachtungen am Pyrenean Desman *Galemys pyrenaica*. *Bonn. Zool. Beitr.* 21(3/4): 157-182.
- Nores, C. 1992. Aproximación a la metodología y estudio del área de distribución, estatus de población y selección de hábitat del Desmán (*Galemys pyrenaicus*) en la Península Ibérica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. Inédito.
- Nores, C. 2007. *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) Ficha del Libro Rojo. En: *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. L.J. Palomo, J. Gisbert, J.C. Blanco (Eds.): 96-98. Dirección General para la Biodiversidad, SECSEM, SECEMU. Madrid.
- Nores, C., Queiroz, A.I., Gisbert, J. 2002. *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) Desmán ibérico. En: *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. L.J. Palomo, J. Gisbert (Eds.): 70-73. Dirección General para la Biodiversidad, SECSEM, SECEMU. Madrid.
- Nores, C., Queiroz, A.I., Gisbert, J. 2007. *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) Desmán ibérico. En: *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. L.J. Palomo, J. Gisbert, J.C. Blanco (Eds.): 92-98. Dirección General para la Biodiversidad, SECSEM, SECEMU. Madrid.
- Owen-Smith, N. 1999. The Interactions of Humans, Megaherbivores, and Habitats in the Late Pleistocene. Extinction Event. In: *Extinctions in Near Time, Causes, Contexts and Consequences*. R.D.E. MacPhee: 57-67. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York.
- Peris, S.J., Reyes, E., Hernández, L. 1999. *Atlas de los mamíferos silvestres de la provincia de Salamanca*. Diputación de Salamanca Ed. Naturaleza y Medio Ambiente.
- Quaresma, C.M. 2001. *Galemys pyrenaicus*: monitoring species occurrence and habitat conservation. *4ème rencontrés sur le desman*. Moulis, France.
- Queiroz, A.I. 1989. Elementos sobre a distribuição da toupeira-de-agua. *Actas do II Congresso de Áreas Protegidas*. Lisboa, Portugal.
- Queiroz, A.I. 1991. Distribution and potential habitat of the Pyrenean Desman (*Galemys pyrenaicus* Geoffroy, Insectivora, Talpidae) in the "Parque Natural de Montesinho". *Arq. Mus. Boc. Nova série* 1(27): 385-392.
- Queiroz, A.I., Quaresma, C.M., Santos, C.P., Barbosa, A.J., Carvalho, H.M. 1995. Desman (*Galemys pyrenaicus*) distribution in Portugal, current knowledge. *Seminar on the Biology and Conservation of European Desmans and Water Shrews (G. pyrenaicus, D. moschata, Neomys sp.)*. Ordesa (Espanha): 12-16.
- Queiroz, A.I., Quaresma, C.M., Santos, C.P., Barbosa, A.J., Carvalho, H.M. 1998. Bases para a Conservação da Toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*). *Estudios Biol. Conserv. Nat.* 27: 1-118.
- Regis, Y., Rodríguez, I., Pérez, M. 2006. *Distribución del Desmán Ibérico, Galemys pyrenaicus, en la provincia de Segovia*. Colección Naturaleza y Medio Ambiente. Caja Segovia. Obra Social y Cultural.
- Rey, J.M. 1972. El topo de río. Vida y costumbres de este endemismo de la fauna ibérica. *Vida silv.* 2: 121-126.
- Rey, J.M., Martínez-Rica, J.P. 1977. *Dos estudios sobre la fauna de Gredos*. Boletín de la C.I.M.A.
- Richard, B. 1973. Capture, transport and husbandry of the Pyrenean desman. *Int. Zoo Yearb.* 13: 174-177.
- Romero, R. 2007. Estudio de la dieta del Visón americano (*Mustela vison*) en Galicia. Posible impacto en las poblaciones de especies amenazadas y de interés especial. Xunta de Galicia. Inédito.
- Romero, R. 2010. Detección de la presencia de Desmán Ibérico, en base al análisis de excrementos de Nutria y Visón americano, en Galicia. En: *Bases para una estrategia nacional de conservación del desmán Ibérico, Galemys pyrenaicus*. Actividades 2009/2010. Asociación Galemia. SIG Rural S.L. Revilla de Camargo (Cantabria). Inédito.
- Rumke, C.G. 1985. A review of fossil and recent Desmaninae (Talpidae, Insectivora). *Utrecht Micropal. Bull. - Special. Publ.* 4.
- Toro, M., Granados, I., Aldasoro, J.J., De Hoyo, C., Negro, A., Robles, S., Lizana, M., Morales, J.J. 2001. Las lagunas del Parque Regional de la Sierra de Gredos. Junta de Castilla y León. Valladolid.



# El desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) en los Pirineos meridionales

Iberian Desman *Galemys pyrenaicus*  
(É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) in the Southern Pyrenees

*Galemys pyrenaicus* muturluzea  
(É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) hego Pirinioetan

Pere Aymerich<sup>1\*</sup>, Joaquim Gosálbez<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departament de Biología Animal. Universitat de Barcelona.

\* Corresponding author: pere\_aymerich@yahoo.es

## RESUMEN

Se presentan sintéticamente los resultados del conjunto de trabajos sobre el desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) realizados en el periodo 2000-2009 en los Pirineos meridionales. Estos trabajos han consistido en el estudio de la distribución y el hábitat (prospección de excrementos en más de 800 tramos fluviales), actividad y uso del espacio (57 individuos marcados con chip de identificación y 33 con radioemisores), y prosiguen con trabajos sobre demografía y genética. Como resultados más interesantes o innovadores para el conocimiento de la especie destacamos los siguientes: 1) El desmán está ausente de gran parte de la vertiente meridional de los Pirineos (Aragón), seguramente por la existencia de barreras biogeográficas que han impedido una recolonización postglacial; es probable que ausencias a gran escala por causas similares se produzcan también en otras zonas geográficas. 2) Dentro del área de distribución se detectan discontinuidades frecuentes a escala local, atribuibles también a causas naturales y no a perturbaciones antrópicas, y además hay indicios de fluctuaciones temporales en la presencia de la especie. 3) Nuestros resultados sobre uso del espacio y actividad invalidan gran parte de lo que se ha publicado previamente sobre estas cuestiones; el desmán se muestra como un animal menos rutinario y de comportamiento más complejo de lo que se suponía. 4) Se han obtenido evidencias de que no es una especie altamente agresiva ni territorial. 5) Los refugios ("nidos") en las riberas son estructuras persistentes y de uso colectivo, seguramente de gran importancia para la conservación de la especie.

**PALABRAS CLAVE:** Comportamiento, distribución, *Galemys pyrenaicus*, hábitat, seguimiento.

## ABSTRACT

We present a synthesis of the results obtained from the studies on the desman *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) in the southern Pyrenees during the period 2000-2009. Distribution, habitat, activity and space use were studied based on the data obtained from faeces prospection in more than 800 river sections, 57 individuals marked with transponders, and 33 radiotracked individuals. Besides, studies on population demography and genetics were also carried out and are currently ongoing. Most interesting results were: 1) The desman is absent from most of the southern slope of the central Pyrenees (aragonese Pyrenees). This is probably due to biogeographical barriers that did not allow a postglacial recolonization of the species. In fact it is likely that large scale absences occur for similar reasons in other geographical areas. 2) Within its distribution range there were frequent discontinuities at local scale probably also due to natural causes and not to human disturbance. Evidences of temporal fluctuations on species presence were also found at local scale. 3) Our results on activity and space use invalidate most of what has been previously published on these aspects; the behaviour of the desman seems to be more complex and not to follow a standard routine. 4) Evidences on a not highly aggressive and territorial behaviour were found. 5) Riverside shelters ("nests") were persistent structures of collective use, and probably of great importance for the conservation of the desman.

**KEY WORDS:** Behaviour, distribution, *Galemys pyrenaicus*, habitat, monitoring

## LABURPENA

Labur aurkeztuko ditugu hemen 2000-2009 aldian hego-Pirinioetan *Galemys pyrenaicus* muturluzeari (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) buruz egindako lanen emaitzak. Lan horietan aztertu ditugu banaketa eta habitata (gorotzen azterketa 800 ibai-tarte baino gehiagotan), jarduerak eta espazioaren erabilera (57 ale markatu ditugu identifikazio-xip bidez eta 33 irrat-iorgailu bidez) eta jarraitzen dugu espeziearen demografian eta genetikari buruzko lanak ere egiten. Espeziea ezagutzeko bidean, honako hauek dira lortu ditugun emaitza interesgarri edo berritzaileenak: 1) Ez dago muturluzerik Pirinioen hegoaldeko isurialdearen zatirik handienean (Aragoi), seguru asko oztopo biogeografikoek birkolonizazio pos-tglaziarra eragotzi dutelako. Litekeena da beste eremu geografiko batuetan ere antzeko arrazoienengatik muturluzeen eskala handiko des-agertzeak izatea. 2) Banaketa-eremuaren barruan ohikoak dira etenak tokiko eskalan eta horiek ere arrazoi naturalei egoztekero modukoak dira eta ez asaldura antropikoei. Gainera, badira espeziearen presentziak aldi baterako gorabeherak izan dituela dioten zantzua ere. 3) Espazioaren erabilerari eta jarduerari buruz lortu ditugun emaitzak baliogabetu egiten dute lehendik gai horiei buruz argitaratutakoa. Muturluzearen portaera uste baino neurri txikiagoan da errutinazkoa eta uste baino jokabide konplexuagoa du. 4) Ez dela oso espezie erasokorra eta lurraldekoia esateko ebidentziak lortu ditugu. 5) Ibaiztetako babeslekuak ("habiatz") egitura iraunkorak eta erabilera kolektibokoak dira eta seguru asko, garantzi handia izango dute espeziearen kontserbaziorako.

**GAKO-HITZAK:** Jokabidea, banaketa, *Galemys pyrenaicus*, habitata, jarraipen-lana.

## INTRODUCCIÓN

El desmán ibérico *Galemys pyrenaicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811) es un mamífero insectívoro semiacuático endémico del norte de la Península Ibérica y singular por ser uno de los dos únicos representantes actuales – junto con el desmán ruso *Desmana moschata* (Linnaeus, 1758)- del grupo relictivo de los Desmaninos, una subfamilia de los Tálpidos. Hasta la década de 1980 esta especie fue estudiada fundamentalmente en los Pirineos franceses, con el resultado de trabajos que son referencias básicas sobre los aspectos más diversos: anatomía y biología (Truttat, 1891; Peyre, 1961; Richard, 1985), actividad, uso del espacio y organización social (Stone, 1985, 1987a, 1987b) y estudio de la distribución (Bertrand, 1994). En el resto del área de distribución de la especie el estudio del desmán fue muy esporádico hasta la última década del siglo XX, pero en los últimos tiempos se ha generado una cantidad notable de trabajos, que han tenido como objetivos conocer la distribución (Castién & Gosálbez, 1992; Nores *et al.*, 1992; Queiroz *et al.*, 1998; Agirre-Mendi, 2004; Nores, 2007) o el estudio de varios aspectos de su biología y ecología (por ejemplo: Castién & Gosálbez (1995), González-Esteban *et al.*, (2002), Nores *et al.*, (1998).

En el año 2000 iniciamos una serie de trabajos en los Pirineos meridionales, que tuvieron como primeros objetivos el estudio de la distribución y los hábitats, prosiguieron con la actividad y el uso del espacio, y actualmente se centran en la obtención de datos sobre la organización socioespacial, la demografía y la genética. Una pequeña parte de la información obtenida se ha publicado en forma de artículos sobre aspectos concretos (Aymerich *et al.*, 2001; Aymerich & Gosálbez, 2002; Aymerich, 2004) o de artículos divulgativos muy sintéticos (Aymerich & Gosálbez, 2009) y otra parte se trata en artículos científicos actualmente en elaboración, pero existen datos que sólo están disponibles en informes internos de acceso complejo. Transcurrida una década desde el inicio de los trabajos ya disponemos de una visión bastante completa sobre varios aspectos (distribución, hábitat, actividad, uso del espacio a pequeña escala), mientras que la información sobre otras cuestiones aún es parcial (organización social, demografía, genética). Si bien el trabajo aún no está finalizado, el objetivo de esta publicación es hacer una síntesis de los conocimientos generados con estos estudios y ponerlos así a disposición del público interesado en el desmán.

En los apartados siguientes se expone en una u otra medida casi toda la información obtenida hasta ahora, para ofrecer una visión de conjunto del estado de los conocimientos, aunque el tratamiento de los diversos aspectos es desigual. Se desarrollan con mayor atención las cuestiones que no se han publicado ya en artículos de detalle o que está previsto publicar próximamente. Para los aspectos que son tratados en artículos específicos, este trabajo se limita a ofrecer una información sintética, y el lector podrá completar la información consultando las publicaciones ya disponibles o las nuevas publicaciones en preparación cuando estas aparezcan. Estos contenidos se desarrollan en cuatro bloques temáticos:

- 1) Distribución: metodologías para el estudio de la distribución, interpretación de los datos disponibles y distribución conocida en los Pirineos meridionales.
- 2) Hábitat: factores que condicionan la presencia del desmán (a escala grande y media, de origen natural y antrópico).
- 3) Actividad y uso del espacio: información obtenida hasta la actualidad con el seguimiento de individuos de desmán marcados en los Pirineos.
- 4) Discusión-conclusiones: aspectos a mejorar en el conocimiento del desmán.

## DISTRIBUCIÓN

### **Aspectos metodológicos**

Los métodos utilizados para conocer la distribución del desmán son básicamente cuatro: la recopilación de citas seguras de individuos, las encuestas, el trámpeo y la prospección de excrementos. Todos estos métodos presentan limitaciones, que condicionan la fiabilidad de los resultados y su aplicación en determinadas escalas espaciales. Hasta ahora, la prospección de excrementos ha demostrado ser el método más efectivo, y el único fiable para establecer de modo sistemático y aceptablemente preciso la distribución del desmán en un momento dado en el conjunto de una cuenca fluvial.

#### Recopilación de citas seguras de individuos

Este fue el primer método que se usó para establecer la distribución del desmán, y se mantuvo como el principal hasta hace unas tres décadas. Consiste en recopilar todos los datos seguros referentes a individuos de desmán, en general ejemplares conservados en colecciones zoológicas, restos de individuos depredados, observaciones confirmadas por fotografías y capturas (con nasa o pesca eléctrica) realizadas por personas que identifican bien la especie.

Se trata de un método con muchas limitaciones para establecer la distribución real del desmán, ya que los datos suelen ser escasos y muy fragmentarios. La obtención de citas, además, está bastante condicionada por la intensidad en la aplicación territorial de la pesca eléctrica o la pesca con nchas, prácticas que suelen proporcionar capturas esporádicas. Como consecuencia de la escasez de datos obtenidos con este sistema se ha tendido a subestimar la distribución y la frecuencia del desmán, favoreciendo la percepción general de que se trata de una especie muy rara y amenazada. Resulta muy ilustrativo de las limitaciones del método el cambio experimentado en el conocimiento de la distribución en los Pirineos catalanes: hasta hace un cuarto de siglo (Gosálbez, 1987) no se había confirmado su presencia, que no fue constatada hasta finales de los años 1980 gracias a capturas accidentales (Marsol & Castells, 1989), y sólo una década después (Aymerich *et al.*, 2001) se verificó mediante prospección de excrementos que estaba extendido por varias cuencas fluviales y que era relativamente frecuente.

Desde el inicio de nuestros trabajos en el Pirineo catalán en el año 2000 hemos hallado miles de excrementos de desmán y capturado medio centenar de individuos, pero tan sólo ha sido posible obtener 7 nuevas citas seguras por otras fuentes (tres por pesca eléctrica, dos por muerte accidental, una por fotografía y una por filmación).

Este método presenta otras limitaciones notables, que en general causan una sobreestimación del área actualmente ocupada por el desmán, y que hay que tener en cuenta cuando se interpretan los datos: 1) Las citas, además de escasas, son asincrónicas y suelen referirse a períodos temporales muy prolongados, a menudo de varias décadas o de un siglo. Pero es probable que parte de estos datos provengan de zonas donde la especie ya se ha extinguido debido a cambios drásticos en la calidad del hábitat, por lo que la distribución que reflejan algunos mapas obtenidos mediante acumulación de citas históricas estaría sobreestimada. Esta problemática se ha reflejado en el Libro Rojo de los mamíferos de España (Nores, 2007) en relación con la distribución histórica en el Sistema Central y es posible que sea extrapolable a otras zonas como Galicia o partes de la franja cantábrica. 2) Una parte de las citas seguras pueden corresponder a individuos extraviados, que son capturados o hallados muertos muy lejos de las zonas habitualmente ocupadas por la especie. En relación con esta posibilidad, Bertrand (1994) indica que varias citas a muy baja altitud en los ríos Adour y Tec –en los dos extremos de los Pirineos- parecen atribuibles a individuos que fueron arrastrados río abajo por la crecida del caudal a causa del deshielo en las montañas (abril-mayo). 3) En algunas ocasiones hay incertidumbre sobre el origen real de los ejemplares conservados en colecciones, por lo que existe el riesgo de introducir errores en la distribución supuesta, que se pueden prolongar durante décadas. Es el caso de una cita histórica de un ejemplar supuestamente procedente de la sierra prepirenaica de Guara (Cabrera, 1914), en Aragón, área sin citas posteriores de desmán y con hábitats muy poco adecuados; actualmente se considera que lo más probable es que esa cita derive de una confusión en la procedencia del ejemplar, pero se mantuvo como válida hasta hace poco. Otro caso de procedencia dudosa es también de Aragón y se refiere a un ejemplar hallado muerto en una calle de Jaca, lejos del río, y que se conserva en el Instituto Pirenaico de Ecología; la prospección sistemática de la cuenca del río Aragón en 2003, en la cual se sitúa Jaca, no permitió confirmar ningún indicio de la especie (Aymerich & Gosálbez, 2004a), por lo que no se descarta que el ejemplar conservado procediera de cautividad.

La recopilación de citas, pues, se puede considerar útil para tener información anecdótica sobre la distribución del desmán, o como máximo sobre la presencia a escala de grandes zonas geográficas. Sin embargo no es válida para conocer con un mínimo detalle la distribución a escala regional (cuenca fluvial o río particular), ni tampoco sirve para conocer la distribución del desmán en un período temporal corto, de unos pocos años, ya que la obtención de datos es demasiado lenta.

### Encuestas

Las encuestas han sido utilizadas habitualmente, de forma sistemática o irregular, como complemento a la recolección de citas seguras y al trampeo, con el objetivo de establecer la distribución del desmán sobre grandes territorios. Los mapas de referencia sobre la distribución en España (Nores *et al.*, 1992; Nores, 2007) y Francia (Bertrand, 1993, 1994) incluyen una proporción considerable de citas obtenidas mediante encuestas, mayor en el caso español (se trata de un mapa obtenido por acumulación de datos muy heterogéneos) que en el francés (realizado de un modo más sistemático, y con mucha información aportada gracias a la prospección de excrementos).

El gran problema de este método es que tiene una fiabilidad muy baja, porque muchos de los informadores no son capaces de identificar el desmán y lo confunden con otras especies. Estas confusiones se dan con alta frecuencia incluso con personas que en principio pueden ser consideradas altamente fiables, como pueden ser naturalistas, pescadores, guardas de caza o pesca. Nuestra experiencia es que estos presuntos “informadores fiables” confunden muy a menudo el desmán con otras especies (es suficiente comentar que alguno estaba convencido de haber visto desmanes en las copas de los árboles). La mayor parte de los errores de identificación son atribuibles a confusiones con musarañas acuáticas (*Neomys sp.*) o rata de agua *Arvicola sapidus* Miller, 1908, y son relativamente comprensibles porque muchas personas desconocen la presencia de estos micromamíferos semiacuáticos en los ríos de montaña, por lo que tienden a creer que cualquier observación fugaz de un pequeño mamífero dentro del agua es de un desmán. En cualquier caso, el problema no es tanto la fiabilidad de los informadores como la aceptación como válidas de muchas observaciones en las obras de referencia sobre distribución, que en ocasiones aplican un filtrado deficiente de los datos. Este problema resulta patente, por ejemplo, en el primer trabajo global sobre distribución del desmán en España (Nores *et al.*, 1992), que con seguridad incluye un número significativo de citas erróneas, algunas de las cuales (cuenca del Llobregat en Cataluña, varias del Pirineo aragonés) se han perpetuado hasta los mapas de referencia más recientes (Nores, 2007). El resultado de nuestros trabajos en los Pirineos permite asegurar que muchas supuestas citas de desmán de varias cuencas fluviales (Llobregat, Noguera Ribagorçana, Cinca,...) son debidas a confusiones con musarañas de agua –abundantes o frecuentes en casi todos los ríos con supuestas citas de desmán (ver, por ejemplo, Tabla 4) o, más raramente, rata de agua. En zonas extrapirenaicas también se pueden descartar las presuntas citas del macizo del Moncayo (Sistema Ibérico), donde la prospección sistemática de todos los ríos ha permitido constatar una alta frecuencia de *Neomys anomalus* Cabrera, 1907, pero ningún indicio de desmán (Aymerich & Gosálbez, 2004a). Desconocemos cuál es la proporción de citas erróneas en otras áreas geográficas, pero hay motivos para suponer que puede ser apreciable y que han incidido significativamente en la delimitación de los “mapas históricos” del desmán, que sería conveniente revisar.

Considerando el alto riesgo de introducir datos erróneos, las encuestas son un método que no tiene un nivel de fiabilidad aceptable, y que se debe excluir como fuente de información directa sobre la distribución del desmán. Como máximo, debería ser utilizado para obtener datos previos sobre zonas de presencia probable, que posteriormente tienen que ser confirmados mediante captura o localización de excrementos. Pero en ningún caso se puede aceptar una cita verbal aparentemente fiable como único dato para establecer la presencia de desmán en un determinado río.

### Trampeo

El trampeo es un método desarrollado a mediados del siglo XX en el Pirineo francés, consistente en la captura de desmanes con nasas semisumergidas, derivadas de las usadas tradicionalmente para la pesca (Fig 1). El objetivo principal es obtener desmanes para su estudio, pero también permite conocer la distribución. Mediante redes se cierra transversalmente el paso de los ríos, de forma total o parcial, y los desmanes entran en las nasas en sus desplazamientos, sin necesidad de cebo alimentario. Si resulta viable cerrar de modo completo el río y existen desmanes

en ese tramo, la probabilidad de captura es del 100%. Si no se puede cerrar el río de modo completo la probabilidad es también alta, y se acerca al 100% si se mantienen varias trampas durante dos o más noches consecutivas. Este método ha sido usado especialmente para confirmar la presencia del desmán en un determinado río o tramo de río, en lugares donde ya existían informaciones previas de observaciones probables. En los trabajos sobre distribución a gran escala se ha utilizado como complemento de las encuestas (Peyre, 1956; Richard, 1976; Nores *et al.*, 1992) o de la prospección de excrementos (Bertrand, 1994).

La fiabilidad del trampeo es alta pero resulta poco eficiente, ya que requiere un gran esfuerzo para la instalación de las trampas (el tiempo necesario es de unos 30-60 minutos por trampa para 2 personas experimentadas) y para su control (si se quiere evitar la muerte por inanición de los desmanes es necesario revisar las trampas cada 3-4 horas). El rendimiento o eficiencia del trampeo, expresado como captura por trampa y noche (número desmanes capturados/número de trampas x número de noches) es muy variable, en función de la abundancia de desmanes, de las características del río y de la habilidad en la instalación de las trampas. Existe poca información publicada sobre el rendimiento, y en general es anecdótica, puesto que no se re-



**Fig. 1.** - Nasa para la captura de desmanes. (Autor: Joaquim Gosálbez)  
**Fig. 1.** - Basket trap for Iberian desman capture. (Author: Joaquim Gosálbez)

laciona el esfuerzo con la longitud de río prospectada. Por ejemplo, Bertrand (1994), con 5 trampas y 112 noches capturó 32 individuos, esto es una eficiencia de 0,06. González-Esteban *et al.* (2003), en 16 campañas de 3 noches consecutivas para tramos de 800-3700 m obtienen un rendimiento desde 0 hasta 0,27. Nuestra experiencia personal es diversa, con eficiencias máximas de 1,5 para 2 trampas y 2 noches o 0,7 para 7 trampas y 2 noches, y con eficiencias mínimas de 0 para 16 trampas y 2 noches, siempre en ríos donde la presencia (continua o irregular) de desmán ha sido confirmada mediante la prospección de excrementos.

Más interesante resulta conocer la eficiencia estandarizada, considerando los resultados obtenidos con un esfuerzo constante sobre tramos de una longitud determinada. La Tabla 1 muestra los resultados obtenidos con campañas de 2 noches y 7-8 trampas/km realizadas en tres años consecutivos y en todas las estaciones del año en cuatro tramos fluviales de 1 km del Pirineo catalán (cuenca del Noguera Pallaresa, afluente del Ebro). Las eficiencias medias se situaron entre 0,01 y 0,12 capturas/trampa-noche, según tramos, y con notables variaciones para un mismo tramo en diferentes campañas. La irregularidad en la eficiencia fue mucho más elevada en el río Noguera de Vallferrera, un curso fluvial con presencia de desmán aparentemente fluctuante (tan sólo se capturó en el 60% de campañas,  $n = 10$ , sumando los dos tramos) y de dimensiones medias (anchura media de unos 10 m) que en el río Tor, un afluente del anterior con presencia permanente de desmán (en todas las campañas se han efectuado capturas) y de dimensiones menores (anchura media 4-5 m).

No existe correlación significativa entre el esfuerzo de trámpeo y la eficiencia o el número de capturas. A partir del análisis de los resultados de 12 campañas en el río Tor no se observa relación significativa entre el esfuerzo y la eficiencia (test de Kruskal-Wallis,  $P = 0,165$ ) ni entre el esfuerzo y el número de individuos capturados por km (test de Kruskal-Wallis,  $P = 0,488$ ). Tampoco se observa relación entre el número de noches consecutivas de trámpeo y la eficiencia (test W de Mann-Whitney:  $W = 25,5$ ,  $P = 0,257$ ) o el número de capturas/km (test W de Mann-Whitney:  $W = 29,0$ ;  $P = 0,086$ ).

Río (River)	Tor-1	Tor-2	Noguera de Vallferrera -1	Noguera de Vallferrera -2
Campañas (n) <i>Campaigns (n)</i>	6	6	5	5
Esfuerzo (noches x trampa) <i>Effort (nights x trap)</i>	92	92	76	72
Eficiencia (capturas/esfuerzo) <i>Efficiency (captures/effort)</i>	0,12 (0-0,19)	0,08 (0,06-0,12)	0,04 (0-0,14)	0,01 (0-0,06)
Individuos / km <i>Individuals / km</i>	1,8 (0-3)	1,2 (1-2)	0,6 (0-2)	0,1 (0-1)

**Tabla 1.** - Resultados de las campañas de trámpeo sucesivas en los mismos tramos de 1 km (periodo 2006-2010).

**Table 1.** Results of successive trapping campaigns in the same river sections of 1 km (period 2006-2010).

Según nuestra experiencia, dos noches consecutivas de trámpeo con un esfuerzo de unas 4 trampas/km parecen suficientes para confirmar la presencia de desmán y para obtener una estimación aproximada de su densidad en ese tramo y época, ya que en 8 campañas de 5-6 noches consecutivas siempre se han capturado individuos en las dos primeras noches, mientras que a partir de la segunda noche las nuevas capturas son muy raras y generalmente sólo hay recapturas. Esta concentración de las capturas en las dos primeras noches también ha sido observada por González-Esteban *et al.* (2003).

Como conclusión se puede afirmar que el trámpeo es un método efectivo, ya que permite establecer con seguridad la presencia de desmán, pero poco eficiente, puesto que el esfuerzo mínimo estimado es de 2 noches para muestrear tramos fluviales de pocos km. Esta limitación hace que sea un método inadecuado para estudios sobre distribución del desmán sobre grandes territorios. Además siempre comporta un cierto riesgo de mortalidad, si no se revisan las trampas con una frecuencia adecuada, que aumenta notablemente si hay una manipulación posterior de los individuos capturados. Obviamente, este riesgo no afecta a la obtención de datos sobre distribución, pero parece poco ético asumirlo si existen métodos alternativos no peligrosos para el animal. En nuestra opinión, las capturas deben reservarse para situaciones excepcionales en las que las características del río hagan imposible la aplicación de otros métodos. En cambio, es un método insustituible cuando es necesario realizar marcas de individuos.

#### Prospección de excrementos

Este método fue desarrollado hace tres décadas por Bertrand (1986). Tiene una base muy similar a los muestreos sistemáticos de excrementos que se aplican de forma rutinaria para detectar la presencia de *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) (Mason & McDonald, 1987), consistentes en recorrer tramos de río de una longitud determinada y buscar heces de la especie. Sin embargo, el muestreo de desmán es más laborioso, debido a que los excrementos son pequeños (en general 10-15 x 3-7 mm), suelen estar escondidos en cavidades entre rocas (74,7% de una muestra de 162) y plantean un cierto riesgo de confusión con otras especies (Fig 2). El mismo método se ha demostrado que es también muy eficiente para detectar la presencia de *Neomys spp.* (Aymerich & Gosálbez, 2004b).

La introducción de la prospección de excrementos representó un salto trascendental en el conocimiento de la distribución del desmán, ya que por primera vez era viable aplicar un método de estudio sistemático sobre grandes territorios y sin necesidad de un esfuerzo descomunal. El primer resultado fue la actualización de la distribución en Francia (Bertrand, 1993, 1994), seguido por el establecimiento de la distribución en Portugal (Queiroz *et al.*, 1998) y en los Pirineos de Cataluña, Andorra y Aragón (Aymerich *et al.*, 2001; Aymerich, 2004; Aymerich & Gosálbez, 2004a). De forma muy limitada el método también se ha utilizado en otras zonas (e.g. Nores *et al.*, 1992; Agirre-Mendi, 2004).



**Fig. 2.** - a) Letrina de desmán, en la que se mezclan excrementos recientes de morfología típica con excrementos antiguos amorfos; b) Muestra de excrementos de *Neomys sp.* de aspecto y tamaño diverso, pero todos claramente atribuibles a mugaños; c) Excrementos de aspecto intermedio entre *Galemys* y *Neomys*, de identificación incierta en el campo, pero que corresponden a desmán; d) Egagrípila típica de mirlo acuático (*Cinclus cinclus*). (Autor: Pere Aymerich)

**Fig. 2.** - a) Iberian desman latrine with fresh droppings with typical morphology together with old and formless excrements; b) *Neomys sp.* excrements of different shape and size, but all clearly attributable to water-shrews; c) Intermediate size droppings between *Galemys* and *Neomys* of uncertain identification in the field, but that correspond to *Galemys pirenaicus*. d) Dipper (*Cinclus cinclus*) pellet. (Author: Pere Aymerich)

Como todos los métodos, presenta algunas limitaciones, pero en conjunto es altamente fiable y eficiente. La idoneidad de la prospección de excrementos como método de aplicación general para el estudio de la distribución del desmán se ha discutido en algunos trabajos (González-Esteban *et al.*, 2003) y, en general, ha sido objeto de un debate recurrente y bastante estéril, que aún sigue vivo en algunos ámbitos. Aunque en algunos casos deben haber influido el diseño de la prospección o las condiciones físicas de los tramos explorados, parece que la mayor parte de los resultados poco satisfactorios con este método tienen más relación con la falta de pericia personal en el muestreo que con unas improbables condiciones especiales de determinadas zonas geográficas o ríos. En cualquier caso, no hay razones lógicas para que un método que se ha aplicado con éxito en todos los ríos de Portugal y de los Pirineos no sea generalizable al conjunto del área de distribución de la especie. Los principales factores limitantes del método son dos: las condiciones del muestreo y el riesgo de confusión con rastros de otras especies. Habría que añadir otro, la experiencia

o la habilidad de las personas que realizan el muestreo, que sin duda condiciona mucho los resultados, pero es obvio que un equipo que emprenda un estudio de distribución sistemático del desmán debe garantizar un buen conocimiento del método.

Por lo que se refiere a las condiciones del muestreo, es necesario realizar una selección previa de los tramos y de los días. Los tramos escogidos para realizar el muestreo deben disponer de un número mínimo de soportes adecuados para encontrar heces de desmán, que son piedras u otros objetos semisumergidos (troncos, sustratos artificiales) en contacto directo con el agua, y preferentemente rodeados por agua (63,6% de una muestra de 162). Estos sustratos están presentes en mayor o menor medida en todos los ríos, pero hay tramos que casi no tienen ninguno, por lo que deben ser descartados de la prospección. En cuanto a la selección del día, hay que evitar los 2-3 días siguientes a lluvias torrenciales o a crecidas del caudal, porque habrán lavado la mayor parte de excrementos. Tampoco es recomendable prospectar en época de deshielo ni en días de invierno con nieve o fuer-

tes heladas, pues la probabilidad de encontrar excrementos disminuye y hay que incrementar la longitud del tramo a prospectar. Estas precauciones resultan suficientes. No parecen existir épocas del año más desfavorables para localizar excrementos, y las lluvias no torrenciales tampoco impiden su detección.

La problemática de la confusión con otras especies resulta más compleja (Fig 2). Con algo de experiencia sólo existe riesgo de confusión con algunos excrementos de musaraña acuática (*Neomys sp.*). Sin embargo, observadores inexpertos pueden confundirlos incluso con egagrípulas de mirlo acuático *Cinclus cinclus* (Linnaeus, 1758), con excrementos de aves lavados y con heces de gasterópodos. Cuando se encuentran excrementos típicos, que son la mayoría, la distinción visual (y también olfativa) entre los de *Galemys* y *Neomys* no resulta compleja; se pueden consultar descripciones fiables de los excrementos de desmán en Queiroz *et al.* (1998) y de *Neomys* en Aymerich & Gosálbez (2004c). Según nuestra experiencia, existe casi siempre una fracción considerable de rastros que en el campo no se pueden asignar con seguridad a *Galemys* o a *Neomys*. Esta incertidumbre requiere proseguir la prospección hasta encontrar por lo menos un excremento típico e inconfundible -lo que en general no es muy difícil- o bien, alternativamente, una confirmación posterior mediante análisis de laboratorio. Existen indicios que permiten suponer que una parte no despreciable de las citas de desmán basadas en excrementos corresponden a confusiones con *Neomys*, en especial en los estudios iniciales que utilizaron este método -cuando aún se suponía que todos los excrementos de *Neomys* eran de morfología "típica", o sea cortos, prismáticos y puntiagudos- y en varios estudios posteriores que no han aplicado confirmaciones de laboratorio. El riesgo de confusión es tal que, en una guía divulgativa sobre rastros, incluso hemos podido ver una fotografía inequívoca de excrementos de *Neomys* que aparece como modelo de rastros de *Galemys*. En los Pirineos, por ejemplo, tenemos motivos para creer que la confusión con excrementos de *Neomys* es la causa principal de citas con toda probabilidad erróneas en algunas cuencas fluviales aragonesas que se mantienen como válidas en los mapas de referencia actuales (Nores, 2007), en especial en el Ésera, Cinca y Gállego, donde la prospección sistemática (Aymerich & Gosálbez, 2004a) ha permitido hallar numerosos rastros de *Neomys* pero ninguno de *Galemys*. En otras zonas la situación es aún peor, pues hemos podido constatar que en algunos informes inéditos correspondientes a las Montañas Cantábricas se dan como excrementos de desmán egagrípulas de mirlo acuático.

El método más simple para confirmar los rastros en el laboratorio es la observación con lupa binocular de pelos contenidos en las heces. La Tabla 2 muestra los resultados obtenidos durante la prospección del año 2000 en Cataluña, para una muestra de 421 excrementos individuales o letrinas. En el campo, una cuarta parte (24,2%) de éstos presentaba caracteres dudosos entre *Galemys* y *Neomys*, mientras que el resto fue asignado a desmán o a musaraña. Posteriormente este material fue revisado en el labo-

Determinación de campo <i>Field visually identification</i>	%	Determinación en laboratorio <i>Laboratory identification</i>		
		<i>Galemys</i> (%)	<i>Neomys</i> (%)	Sin pelos (%) <i>Without hairs</i>
<i>Galemys</i>	35,9	61,6	0,6	37,8
<i>Neomys</i>	39,9	0,6	45,8	53,6
Dudosos <i>Galemys/Neomys Doubtful</i>	24,2	14,7	5,9	79,4

**Tabla 2.** - Resultados de la verificación en laboratorio, mediante análisis de pelos, de la determinación en el campo de excrementos de *Galemys* y *Neomys* (n = 421).

**Table 2.** Results of laboratory testing, through hair analysis, of faeces visually identified as *Neomys* or *Galemys* (n = 421).

ratorio, y se encontraron pelos en un 45,8% de las muestras. La mayor parte de los excrementos dudosos no contenían pelos, por lo que no pudieron ser identificados, pero entre los que tenían pelos predominaban ampliamente los que correspondían a desmán; esta observación puede sugerir que la mayor parte de rastros dudosos corresponden a esta especie, pero también hay que tener en cuenta que la presencia de pelos parece más habitual en los excrementos de *Galemys* que en los de *Neomys* (casi un 16% más en la muestra comentada). Más interesante es el hecho de que el análisis de laboratorio permitió constatar que el error en la asignación directa a *Galemys* o *Neomys* en el campo fue muy bajo, del 0,6% (una sola muestra en cada caso). Este error casi despreciable indica que este método es altamente fiable para estudiar la distribución del desmán aunque no se aplique una confirmación posterior de laboratorio, pero con la condición de que el equipo de prospección cuente con una experiencia suficiente. En Portugal el porcentaje de error fue también bajo pero superior, de un 8% (Queiroz *et al.*, 1998).

La identificación de los excrementos de desmán se puede efectuar mediante dos tipos de pelos. El sistema tradicional y fácil es detectar los pelos "en lanza" característicos e inconfundibles del desmán (Poduschka & Richard, 1985), pero sólo están presentes en una fracción modesta de los excrementos. Las posibilidades de identificación correcta se incrementan notablemente si se analizan los pelos de revestimiento, de forma similar en *Galemys* y en *Neomys*, pero con diferencias discriminantes en la médula radical; sin embargo, hay que precisar que la identificación segura con estos pelos es mucho más laboriosa y no siempre viable. En la prospección antes comentada los pelos de revestimiento permitieron confirmar un 69,4% de los excrementos de desmán y los pelos en lanza un 30,6%.

Si se dispone de medios suficientes también es posible recurrir a una confirmación de las heces mediante técnicas genéticas, pero tampoco garantizan la identificación de todas las muestras, ya que no siempre proporcionan DNA (alrededor de un 50%). En base a datos de muestras usadas para un trabajo molecular reciente (Igea *et al.*, 2013), mediante la confirmación genética se ha observado un error en la identificación visual de excrementos de *Galemys* inferior al 5 % para personal experimentado y en

zonas donde la especie es frecuente, pero que puede llegar hasta un 35 % en otro tipo de condiciones más generales (en especial cuando la experiencia del personal de campo es heterogénea y se encuentra poca densidad de excrementos). Estos resultados ponen de manifiesto una vez más la relativa dificultad de identificar determinados tipos de excremento y la importancia de la experiencia para realizar una prospección eficiente.

La longitud máxima recomendada de los tramos de prospección es de unos 200 m. Aunque inicialmente Bertrand (1993) prospectó tramos de unos 500 m, de acuerdo con nuestros resultados y con los de Queiroz *et al.*, (1998) en Portugal un recorrido máximo de unos 200 m es suficiente para detectar la presencia de desmán con una probabilidad muy elevada. De hecho, en ríos con buenas poblaciones de desmán, en la mayor parte de los casos es suficiente con recorrer pocos metros para encontrar un excremento. La Tabla 3 muestra la distancia que fue necesario recorrer hasta encontrar el primer excremento asignado visualmente a desmán en una muestra de 76 tramos positivos. Como se puede observar, en más de la mitad de los casos no hubo que prospectar más de 25 m para hallar el primer rastro, con 50 m se habría confirmado la presencia en el 67 % de los tramos –porcentaje casi coincidente con el 70% obtenido en Portugal (Queiroz *et al.*, 1998) y con 100 m la probabilidad de detección ya es prácticamente del 90%. Los casos en que es necesario recorrer más de 200 m para detectar el primer excremento son raros pero existen, y en general parecen atribuibles a densidades muy bajas de la especie o a condiciones de prospección desfavorables.

Obviamente un resultado negativo en un tramo no implica que el desmán esté ausente de un determinado río, ya que la distribución y la densidad parecen discontinuas a escala local, tanto espacialmente como temporalmente. Para conocer la distribución es necesario prospectar más de un tramo por curso fluvial. Se recomienda prospectar un mínimo de 2 tramos por curso fluvial, y aumentar la muestra proporcionalmente a las dimensiones (longitud y anchura) del río. Según nuestros resultados, 3-4 tramos son en general suficientes para confirmar la presencia de desmán en los ríos de dimensiones pequeñas o medias, que constituyen la gran mayoría de los disponibles dentro de su área de distribución.

La prospección de tramos de unos 200 m permite muestrear un número alto de localidades en tiempos relativamente cortos. Un equipo experimentado de 2-3 personas puede prospectar entre 5 y 10 tramos por día, en función de sus características, de la rapidez en la detección de rastros y de la facilidad de desplazamiento entre

tramos. Este ritmo de prospección permite cubrir satisfactoriamente cuencas fluviales completas en pocas semanas. La prospección de excrementos, pues, es el método más eficiente para estudiar la distribución del desmán, ya que requiere un esfuerzo mucho menor que el trámpeo y tiene una fiabilidad casi tan alta. Es también el único que permite establecer de modo fiable la distribución en un momento dado (una “foto fija”) de la especie en una determinada cuenca fluvial, algo que resulta imprescindible para conocer su estado de conservación a escala regional y para el seguimiento a largo plazo de las poblaciones.

### ***La distribución: una cuestión de escala***

#### Influencia de la escala espacial y de la escala temporal

Los diversos métodos utilizados para el estudio del desmán, cada uno con sus limitaciones, han condicionado la percepción de su área de distribución y frecuencia. En general, los métodos tradicionales no sistemáticos y basados en datos fragmentarios (recopilación de citas, encuestas y trámites puntuales) han contribuido a crear una imagen del desmán como especie muy rara -por la escasez de datos- pero con una distribución amplia –por la acumulación de citas de períodos largos, parte de las cuales pueden ser erróneas o debidas a presencia accidental-. Con estos métodos se tendía a sobreestimar el área de distribución de la especie suponiendo que, si en una cuenca hidrográfica se había confirmado la presencia del desmán, éste debía estar presente en la mayor parte de cursos fluviales con unas condiciones mínimamente adecuadas (aguas limpias y frescas) y que la única causa de las ausencias locales era la alteración antrópica del medio.

En las últimas décadas, la aplicación del método de la prospección de excrementos ha mostrado que el desmán no es especialmente raro en gran parte de su área, pero que la distribución local es bastante más compleja de lo que se había supuesto. Los datos preliminares hasta ahora obtenidos con trámites plurianuales en unos mismos tramos confirman esta complejidad de la distribución a escala local. Con la información actual se puede afirmar que la distribución del desmán dentro de una cuenca fluvial muestra discontinuidades espaciales y temporales que no siguen un patrón simple, y que pueden estar vinculadas a factores ambientales naturales, a factores ambientales antrópicos o a la dinámica interna de las poblaciones de la especie. Los datos disponibles son aún insuficientes, pero hacen recomendable abandonar los modelos de distribución *fijos* (el desmán se distribuye de modo más o menos uniforme por todos los tramos fluviales aparentemente adecuados de una cuenca, con la excepción de aquellos alterados antrópicamente) y sustituirlos por un modelo de distribución *dinámico* (de modo natural el desmán se distribuye de forma irregular en los tramos fluviales de una cuenca, tanto en el espacio como en el tiempo, y esta irregularidad puede aumentar con la intervención antrópica).

La información disponible sugiere que dentro del área de distribución del desmán se pueden distinguir por lo menos las siguientes situaciones:

Distancia <i>Distance</i>	<25	25-50	50-75	75-100	100- 125	125- 150	150- 175	175- 200
%	59,2	9,2	7,9	13,2	3,9	2,6	1,3	2,6

**Tabla 3.** - Distancia (m) recorrida hasta localizar el primer excremento de desmán ( $n = 76$  tramos).

**Table 3.** Distance (m) traveled to locate the first desman faeces ( $n = 76$  river sections).

### 1- Zonas con presencia permanente:

Cursos fluviales o tramos de algunos cursos fluviales donde siempre se detectan excrementos y donde siempre que se realiza un trámico con un esfuerzo mínimo de 2 noches se capturan individuos. La presencia permanente es independiente de la abundancia local de la especie, que puede ser más o menos alta, y que a menudo experimenta fluctuaciones. En los Pirineos meridionales la mayor parte de estas zonas de presencia permanente corresponden a cursos fluviales más bien pequeños, con anchuras medias inferiores a 5 m.

Es importante puntualizar que aplicamos la calificación de "permanente" a una escala temporal de una década de controles, ya que no disponemos de seguimientos más prolongados. A causa de estas limitaciones, y considerando que las subpoblaciones de algunos de estos cursos fluviales son pequeñas y parecen bastante desconectadas del resto de subpoblaciones de la cuenca, no se excluye la posibilidad de que en algún caso se trate de poblaciones temporales de ciclo largo, sometidas a una dinámica de colonización-recolonización que puede durar décadas.

### 2- Zonas con presencia temporal recurrente:

Tramos de cursos fluviales donde el desmán se detecta frecuentemente, pero no siempre. Los cambios temporales de presencia o ausencia en algunos tramos se han constatado usando simultáneamente los métodos de detección de excrementos y de captura, con resultados coincidentes. Por ahora se desconocen las causas de esta dinámica, pero se supone que podría estar condicionada por las fluctuaciones en la disponibilidad local de alimento o por factores ligados a la reproducción.

### 3- Zonas con presencia accidental.

Cursos fluviales o tramos de algunos cursos en los que sólo existen citas puntuales confirmadas de desmán, sin que su presencia haya podido confirmarse con prospecciones sistemáticas y sin que la adecuación del hábitat haya experimentado cambios significativos. Pueden corresponder a esta situación algunas citas de individuos encontrados en cursos fluviales bajos o medios, muy lejos de la distribución conocida en una determinada cuenca fluvial, y que probablemente han sido arrastrados por crecidas del río. En otros casos se consideran accidentales algunas observaciones dentro del área de distribución conocida en una cuenca, pero en tramos o cursos sin presencia permanente ni temporal, que se pueden atribuir a individuos divagantes que se han alejado de las zonas con presencia habitual. Los datos actuales sugieren que en la cuenca alta de los ríos Segre y Noguera Pallaresa el desmán sólo tendría una presencia accidental en gran parte de los ríos principales (más caudalosos, anchos y profundos), mientras que estaría presente de modo habitual en los afluentes laterales menores; es probable que este patrón de distribución local sea generalizable a otras muchas cuencas hidrográficas. Aunque

estas observaciones presuntamente accidentales resultan anecdóticas para conocer la distribución real del desmán, son interesantes para interpretar la dinámica poblacional, ya que estos desplazamientos esporádicos serían importantes para mantener la conexión entre subpoblaciones bastante aisladas e incluso podrían favorecer el establecimiento de nuevas subpoblaciones más o menos persistentes.

Es interesante apuntar que, aunque hasta aquí nos hemos referido siempre a la presencia dentro del área de distribución confirmada de la especie a gran escala (cuencas o grandes subcuencas), no se puede excluir que se dé una aparición accidental de desmán también en cuencas fuera de esta área. Estas apariciones esporádicas son potencialmente viables, por ejemplo, por el paso por vía terrestre desde cuencas donde hay poblaciones con desmán hasta cuencas donde no está presente. Aunque de baja probabilidad por ser una especie de hábitos casi completamente acuáticos, podría haber desplazamientos entre cuencas a través de pasos de montaña donde los arroyos de las dos vertientes están muy próximos. Esta hipótesis se plantea como una de las posibles interpretaciones para explicar la distribución observada en las subcuencas de Aragón occidental, desde el Gállego hasta el Beral.

### 4- Zonas donde está ausente por causas naturales:

Los resultados de las prospecciones sistemáticas muestran algunas ausencias importantes que afectan a sectores amplios dentro del área de distribución del desmán, ya sean determinados cursos fluviales o tramos muy largos (decenas de km) de otros. Es probable que en algunas de estas zonas el desmán aparezca de modo accidental, pero a efectos prácticos se deben considerar zonas donde está ausente por causas naturales o antrópicas. Estas causas naturales parecen frecuentes y se atribuyen sobre todo a la escasa adecuación del hábitat por limitaciones de alimento o de refugios. Serían ejemplos de estas ausencias naturales largos tramos del río Segre entre Puigcerdà y la Seu d'Urgell (escasa disponibilidad de refugios), muchos afluentes del Segre procedentes del Prepirineo calizo (escasa productividad de los ríos) o la mayor parte del río Unhòla en la cuenca alta del Garona (también por la baja productividad derivada una litología peculiar). Se puede suponer que, en general, estas ausencias debidas a causas naturales son permanentes o por lo menos muy persistentes, ya que es improbable que las condiciones desfavorables del medio derivadas de factores como la litología de la cuenca o la topografía se modifiquen.

### 5- Zonas donde está ausente por causas antrópicas:

Es seguro que la perturbación antrópica del medio fluvial ha comportado la regresión y fragmentación del área de distribución del desmán. No obstante, la escasez de datos precisos sobre su distribución pasada hace muchas veces difícil o inviable discriminar las discontinuidades debidas a la acción humana y las que tienen causas natura-

les. También es probable que en ocasiones ambas causas se solapen, como en el caso de los tramos fluviales en valles anchos, que por causas naturales resultan poco favorables para el desmán y que además son los que generalmente han resultado más perturbados por la actividad humana. Ejemplos de zonas en las que parece claro que se ha producido una fragmentación relativamente reciente del área de distribución a causa de la perturbación antrópica son la red fluvial de Andorra, a causa de la contaminación (Aymerich, 2004), y la cuenca del Ter, especialmente a causa de la intensa implantación de infraestructuras hidráulicas. Sin embargo, estos casos no parecen tan frecuentes como a veces se ha supuesto, de modo que es recomendable una gran cautela en la asignación de la perturbación antrópica como causa de las ausencias de desmán. Por otra parte, a diferencia de las ausencias debidas a causas naturales, las ausencias debidas a perturbaciones antrópicas son potencialmente reversibles, por lo que si las causas de la perturbación cesan y se mantienen poblaciones de desmán cercanas es viable una recolonización.

#### Área de presencia y área de ocupación

Como se puede apreciar, la complejidad de las situaciones que se dan dentro de los territorios con presencia de desmán hace difícil establecer un área de distribución simple a nivel de cuenca. Una aproximación útil puede ser la distinción entre *área de presencia* y *área de ocupación*, siguiendo las definiciones de la UICN (2001).

El *área de presencia* puede asimilarse al área de distribución en sentido clásico, es decir el perímetro que engloba todas las poblaciones conocidas de la especie. En el caso del desmán esta área englobaría zonas de todas las categorías anteriores, con la excepción de las zonas con presencia accidental debida a arrastre río abajo por crecidas y de las zonas donde la perturbación antrópica del medio es irreversible.

El *área de ocupación* es la zona dentro del área de presencia que una especie utiliza de forma efectiva y suele ser bastante menor. La determinación del área de ocupación en el caso del desmán se complica a causa de la aparente irregularidad temporal en el uso de determinadas zonas, en las que puede tener una presencia más o menos infrecuente. Una aproximación que nos parece práctica y bastante realista al área de ocupación del desmán es considerar que ésta engloba sólo las zonas con presencia permanente y las zonas con presencia temporal recurrente, o sea las zonas con presencia más o menos habitual.

Tanto el área de presencia como la de ocupación comportan una sobreestimación del área de distribución del desmán, pues siempre incluirán zonas con presencia sólo temporal de la especie. Esta cuestión es importante tenerla en cuenta, pues cuando se trabaja con datos de distribución se tiende a simplificar en exceso, sin tener en cuenta las diferencias de calidad para la especie de las diversas zonas. Lamentablemente es frecuente que

estas percepciones simplistas tengan influencia en aspectos relacionados con la gestión, dando lugar a estimaciones poblacionales exageradas y a una planificación inadecuada de las zonas importantes para la conservación.

Como caso práctico, en los dos apartados siguientes se intenta aplicar esta distinción entre áreas de presencia y áreas de ocupación a las cuencas fluviales de los Pirineos mediterráneos, ámbito geográfico en el que se ha centrado nuestro trabajo. La calidad de la información disponible permite una aproximación más fiable al área de presencia que al área de ocupación.

#### Área de presencia en los Pirineos meridionales

Los trabajos de prospección que realizamos entre los años 2000 y 2004, siempre basados en la detección de excrementos, permitieron establecer la distribución actual del desmán en Cataluña, Andorra y Aragón (Aymerich *et al.*, 2001; Aymerich, 2004; Aymerich & Gosálbez, 2004a). La Tabla 4 muestra los resultados de estos estudios, indicando el número de tramos prospectado por cuenca y el porcentaje de tramos en los que se detectó desmán y musarañas acuáticas; se indica la frecuencia de *Neomys* porque estas musarañas se confunden a menudo con *Galemys*, tanto visualmente como por los rastros. El ámbito prospectado sistemáticamente comprende la mayor parte de los Pirineos meridionales, que se puede consi-

Cuenca o subcuenca fluvial ( <i>Basin or subbasin</i> )	Tramos <i>River section</i>	% <i>Galemys</i>	% <i>Neomys</i>
Muga	11	0	0
Fluvia	11	0	27,3
Ter	55	20,0	69,1
Llobregat	27	0	18,5
Segre Cataluña	119	19,3	21,0
Segre Andorra (subcuenca Valira)	102	20,6	54,9
Noguera Pallaresa	119	44,5	52,1
Flamisell	12	0	100,0
Noguera Ribagorçana	40	0	52,5
Isàvena	11	0	54,5
Ésera	46	0	57,8
Cinca-Ara	59	0	75,0
Gállego	49	0	54,5
Aragón	26	0	61,9
Lubierre	3	0	33,3
Estarrún	8	0	20,0
Aragón Subordán	31	19,4	29,0
Beral	31	0	25,8
Garona (vertiente norte de los Pirineos)	45	46,7	20,0

**Tabla 4.** - Resultados de las campañas de prospección en Cataluña, Andorra y Aragón en el período 2000-2004. Se indica el número de tramos prospectados por cuenca o subcuenca y el porcentaje (%) de tramos positivos para *Galemys pyrenaicus* y para *Neomys sp.* Se incluyen también los datos de la cuenca atlántica del Garona en el valle de Aran.

**Table 4.** Results of prospection campaigns in Catalonia, Andorra and Aragon in the period 2000-2004. Table shows the total number of sections prospected by basin and the percentage (%) of positive sections for *Galemys pyrenaicus* and *Neomys* sp. It also includes data from the Atlantic basin of the Garonne in the Aran valley.

derar el sector geográfico donde la distribución de la especie se conoce actualmente con mayor precisión, tanto por la intensidad de la prospección (760 tramos, más 45 tramos en la cuenca norpirenaica del Garona) como por la sincronía (período de 4 años) de los datos obtenidos. Complementando estas informaciones propias con los datos más parciales de Navarra y de los Pirineos orientales en Francia, la distribución del desmán en el conjunto de la vertiente mediterránea de los Pirineos meridionales es la que se sintetiza a continuación. En la vertiente atlántica de los Pirineos el desmán tiene una distribución mucho más continua (ocupa todas las cuencas fluviales) y mejor conocida desde hace décadas (Peyre, 1956; Richard, 1976; Bertrand, 1994), aunque sería conveniente realizar una actualización y una homogeneización de los datos.

#### 1- Cuencas hidrográficas de los Pirineos orientales

Las cuencas hidrográficas de los Pirineos orientales están formadas por varios ríos que desembocan directamente en el mar Mediterráneo, tienen un recorrido en general corto (100-200 km) y caudales modestos. Su régimen hidrográfico es pluvial o nivopluvial. La pluviometría en las zonas de montaña alta y media es relativamente importante (en general 800-1100 mm anuales) y regular, lo que favorece el mantenimiento del caudal. En zonas de baja altitud –por debajo de 800-500 m, según sectores- las lluvias disminuyen rápidamente y son más estacionales, por lo que los cursos de agua pueden experimentar estiajes marcados. La influencia nival sólo resulta importante en los sectores de cabecera de los ríos que nacen en zonas pirenaicas de gran altitud (más de 2000 m), pero queda muy diluida en los cursos medios (por debajo de los 800 m).

##### 1a-Cuencas con poblaciones de desmán:

En este sector el desmán está presente en 5 cuencas (Ter, Tec, Tet, Aglí y Aude). La distribución detallada en la cuenca del Ter se muestra en Aymerich *et al.* (2001) y la del resto de cuencas en Bertrand (1994), por lo que no nos extenderemos en este aspecto.

En las cuencas con más influencia mediterránea (Ter, Tet, Tec) el desmán está presente en las cabeceras de los ríos principales y en los afluentes laterales de los tramos medios-altos y altos. En las cuencas del Aglí y el Aude el desmán está presente hasta altitudes inferiores, lo que se relacionaría con el hecho de que buena parte de sus cabeceras se sitúan en el límite de influencia de los frentes atlánticos, lo que garantiza unos aportes más regulares de agua.

Por lo menos en los años 1980 la distribución del desmán parecía bastante continua en las cuatro cuencas dentro de territorio francés, que en general discurren por paisajes rurales y con baja densidad de población. En cambio, en la cuenca del Ter la especie aparece acantonada en las zonas de cabecera del Ter estricto y del río Freser, formando dos poblaciones que en la actualidad parecen claramente separadas. Se supone que antigua-

mente las poblaciones de estas dos subcuencas debían estar conectadas, ya que existen hábitats potenciales hasta la confluencia del Ter y el Freser en Ripoll, pero que se produjo una fragmentación relativamente reciente (siglo XX) a consecuencia de la artificialización general de los caudales (construcción de numerosas presas, captaciones y canales de uso industrial).

##### 1b-Cuencas sin poblaciones de desmán:

El desmán se considera ausente de las cuencas del Llobregat-Cardener, Fluvià y Muga, en las que no se ha detectado ningún indicio de la especie. La indicación en el cuadrado UTM 31T DG17, que aparece en el Atlas de Mamíferos Terrestres de España (Nores, 2007) es errónea, y deriva de una confusión con *Neomys sp.* en el alto Llobregat, que fue obtenida mediante encuesta y recopilada en Nores *et al.*, (1992).

#### 2- Cuenca hidrográfica del Ebro

Los ríos de la cuenca del Ebro drenan la mayor parte de la vertiente meridional de los Pirineos. Los afluentes se concentran en dos grandes sistemas, oriental y occidental. Al este se encuentra el sistema Segre-Cinca (subcuencas de los ríos Segre, Noguera Pallaresa-Flamisell, Noguera Ribagorçana, Ésera-Isàbena, Cinca-Ara) drena gran parte de los Pirineos catalanes y el sector oriental de los aragoneses. Al oeste los afluentes del Ebro integran el sistema del Aragón (subcuencas del Aragón, Aragón Subordán, Beral, Esca, Irati, Arga y otras menores), que drena los Pirineos occidentales de Aragón y los de Navarra. Entre estas dos redes fluviales complejas se sitúa la subcuenca del Gállego, que drena la parte central de los Pirineos aragoneses y es relativamente simple, con un único río principal.

El clima de esta cuenca está definido por dos gradientes: un gradiente N-S básicamente altitudinal que causa una disminución muy rápida de la pluviometría, y un gradiente E-W de transición entre zonas de tendencia continental (sistema Segre-Cinca) hasta sectores de clara influencia oceánica (Navarra). El caudal de estos ríos es más importante que el de los de las cuencas pirenaico-orientales. El régimen es marcadamente nival en la mayor parte de los grandes afluentes, que tienen sus cabeceras en las zonas altas de los Pirineos. En las subcuencas más occidentales y en los ríos con cabeceras prepirenaicas el régimen es pluvial o nivopluvial.

Los afluentes que definen cada subcuenca tienen un recorrido general N-S, perpendicular a la cordillera pirenaica, por lo que confluyen en zonas alejadas de las cabeceras, en las depresiones internas prepirenaicas o ya en la depresión del Ebro, en sectores de baja altitud con un contexto general notablemente árido y desfavorable a la presencia de desmán. Debido a estos condicionantes geográficos y climáticos, las poblaciones de las grandes subcuencas pueden considerarse funcionalmente aisladas, ya que la probabilidad de conexión por vía fluvial es nula.

## 2a-Subcuenca con poblaciones de desmán:

Según la información disponible el desmán está presente en 5 grandes subcuenca pirenaicas del Ebro, dos del sistema Segre-Cinca en los Pirineos centro-orientales y cuatro del sistema del Aragón en los Pirineos occidentales. No hay evidencias de presencia en la subcuenca aislada del Gállego.

En el sistema fluvial Segre-Cinca el desmán habita las subcuenca del Segre y del Noguera Pallaresa. La distribución detallada en estas subcuenca se muestra en Aymerich *et al.* (2001), aunque hay que excluir los datos erróneos referidos a la subcuenca del Flamisell en la Noguera Pallaresa (ver comentario en el apartado siguiente). En las subcuenca del Segre y del Noguera Pallaresa el desmán sigue un patrón de distribución similar al de las cuencas mediterráneas de los Pirineos orientales: tiene una presencia frecuente en los afluentes laterales de los tramos altos (aguas arriba de la Seu d'Urgell y de Gerri de la Sal, respectivamente), pero está casi ausente en los dos ríos principales fuera de las zonas de cabecera. Sin embargo, hay que precisar que resulta muy raro en los afluentes del margen izquierdo del Segre, que nacen en las sierras prepirenaicas. Se desconoce el grado de conexión funcional entre las subpoblaciones de los diversos afluentes laterales, pero potencialmente parece que sería más alto en el Noguera Pallaresa que en el Segre. Es remarcable la situación en la subcuenca del Valira (afluente del margen derecho que drena casi toda Andorra), donde parece que ha desaparecido del río principal a causa de la contaminación del agua por los vertidos urbanos, y actualmente sólo se conocen cinco poblaciones aisladas en afluentes laterales (Aymerich, 2004).

En el sistema fluvial del Aragón, que drena la mayor parte del Pirineo suroccidental, el desmán se encuentra en las subcuenca del Aragón Subordán, Iraty Arga. En la cabecera del Aragón Subordán (valle de Echo o Hecho, por encima del desfiladero de la Boca de lo Infierro) se localiza la única población aragonesa de la especie (Aymerich & Gosálbez, 2004a). En Navarra el desmán está más bien distribuido, aunque los datos disponibles son bastante antiguos, heterogéneos e incompletos (Castién & Gosálbez, 1992; González-Esteban *et al.*, 1999). En la subcuenca del Irati, el desmán estaría presente por lo menos en las zonas de cabecera de los ríos Irati, Urrobi y Erro; en el río Salazar, un curso importante de esta subcuenca situado más hacia el este, los datos que conocemos (alrededores de Otsagabia) son muy escasos y no tienen suficiente calidad para asegurar la presencia del desmán, aunque la consideramos probable. En la subcuenca del Arga la especie está bien documentada en los ríos Arga y Ultzama, aguas arriba de Pamplona y también se ha citado puntualmente en el río Elortz, al sudeste de esa ciudad; según la información disponible, no habría datos seguros del río Arakil y afluentes, con cabeceras en la Montañas Vascas (Aralar, Urbasa). En este sistema del Aragón, parece que actualmente todas las poblaciones de desmán están acantonadas en zonas de cabecera de los varios ríos indicados y que no existe conexión entre ellas por vía fluvial, aunque sí podría existir una conexión limitada por vía terrestre a tra-

vés de collados de montaña. Aparentemente este acantonamiento en cabeceras tiene causas naturales en el Aragón Subordán, pero en los ríos navarros derivaría sobre todo de la perturbación antrópica del medio.

## 2b-Subcuenca con presencia dudosa de desmán:

La presencia del desmán es incierta en la subcuenca del Ezka (Esca), valle del Roncal (Navarra). En esta subcuenca hay varias citas de desmán que han sido recopiladas por la bibliografía (Castién & Gosálbez, 1992; Nores, 2007), pero son muy escasas y, según los datos disponibles, parece que todas corresponderían a presuntas observaciones visuales o a excrementos no verificados con examen de pelos. Nuestra experiencia propia en esa zona se limita a una prospección de excrementos anecdótica, con resultado negativo, pero no se puede considerar significativa porque se aplicó un esfuerzo muy bajo. A la vista de la debilidad de la información conocida, creemos preferible no aceptar la presencia del desmán en el valle del Roncal hasta que se disponga de datos seguros.

Más hacia el este, ya en Aragón, otras dos subcuenca pirenaico-occidentales (Aragón y Beral o Veral, esta última adyacente a la del Ezka) también resultan problemáticas. A diferencia de lo que ocurre en el Ezka, en estas subcuenca sí se realizaron prospecciones sistemáticas (Aymerich & Gosálbez, 2004a), que no permitieron detectar ningún indicio de desmán. De acuerdo con estos resultados la especie debe considerarse ausente en la actualidad de esas dos subcuenca. Sin embargo, existen algunos datos que introducen dudas sobre su posible presencia hasta tiempos muy recientes, por lo que merecen unos comentarios.

En la subcuenca del Aragón el único dato fiable es un individuo de desmán hallado muerto en 1984 en una calle de la ciudad de Jaca, lejos de cualquier curso de agua. Este ejemplar se conserva en el Instituto Pirenaico de Ecología y, por lo tanto, es una cita segura. Se desconoce la procedencia de ese individuo.

Otro dato que aparentemente sería de la cuenca del Aragón es una cita de la base de datos del Atlas de mamíferos de España, reflejada en éste en el cuadrado UTM 30TXN81, y que según consta corresponde a un ejemplar hallado muerto en una fecha indeterminada por J. Thissen en "Puerto la Reina". Desconocemos la ubicación de esta localidad, pero suponemos que puede ser una confusión con Puente la Reina, en la confluencia de los ríos Aragón y Aragón Subordán. Si ésta es efectivamente la localidad donde se halló un desmán muerto, es probable que se tratara de un ejemplar arrastrado desde la cabecera del Aragón Subordán, donde se ha confirmado la presencia reciente del desmán, por lo que no correspondería a la subcuenca estricta del río Aragón.

En la subcuenca del Beral (o Veral), en el valle de Ansó, existe una cita publicada sobre una probable observación de desmán en 1988 (Gautron, 1989), realizada en un arroyo en el límite entre los municipios de Ansó y

Hecho. La descripción del artículo parece corresponder efectivamente a un desmán, aunque el individuo no fue capturado ni se aporta una fotografía. En años posteriores existen un par de datos más inéditos y sin confirmar, correspondientes a una posible captura con pesca eléctrica y a una presunta observación. Estas informaciones parecen verosímiles, ya que existe hábitat potencial y se ha confirmado la presencia actual del desmán en el alto valle de Hecho (Aragón Subordán). A causa del interés de estas citas, la prospección de excrementos en el río Beral se repitió en tres años consecutivos (una prospección sistemática como en el resto de ríos aragoneses, y dos prospecciones adicionales) y en ninguna ocasión se hallaron indicios de desmán. Siguiendo la metodología habitual, un resultado negativo con esta intensidad de prospección parece que obliga a excluir que exista una población permanente de desmán en el Beral, incluso si la densidad es muy baja, ya que ordinariamente se detecta la presencia de la especie a nivel de subcuenca con un esfuerzo mucho menor.

Las contradicciones entre los resultados de la prospección y otros datos en las subcuencas del Aragón y del Beral se pueden interpretar de tres modos: 1) En tiempos modernos el desmán no ha existido en estas subcuencas, y las citas existentes son debidas a confusiones (Beral) y a un desmán cautivo (Aragón). 2) El desmán se ha extinguido de estas subcuencas en los últimos 20 años. 3) En estas subcuencas no hay una presencia estable de desmán, pero sí existen individuos o poblaciones temporales. Con los datos actuales, consideramos que la hipótesis más probable es la primera, pero se comentan las otras dos.

La hipótesis de una extinción reciente implica cambios drásticos y persistentes en la calidad del hábitat o bien un episodio puntual pero catastrófico. Un deterioro general y persistente del hábitat podría haberse dado en el río Aragón pero no en el Beral, donde la calidad del hábitat actual parece muy alta, por lo que es improbable que se haya producido una extinción por esta causa. La ocurrencia de episodios catastróficos recientes (contaminación química, avenida intensa, sequía persistente) que causaran la extinción es más posible y debe tenerse en cuenta, ya que las características de estas subcuencas fluviales –y de otros ríos aragoneses- las hacen potencialmente muy vulnerables a estos factores de riesgo. Tanto el Aragón (por encima de Jaca) como el Beral tienen en común una red fluvial adecuada para el desmán muy simple, que prácticamente está restringida al río principal. Con un hábitat tan limitado, existe la posibilidad de que un hecho catastrófico puntual afecte a la disponibilidad de alimento en todo el río y cause la muerte de la mayor parte de la población, que ya no conseguiría recuperarse y se extinguiría. En cualquier caso, se trata tan sólo de una hipótesis poco probable y sin ninguna evidencia que la soporte.

La hipótesis de una presencia temporal de desmán en estas subcuencas parece igualmente improbable, pero no se puede descartar. En la actualidad se dispone

de evidencias que indican que hay ríos en los que la presencia de desmán no es permanente y también de indicios que sugieren que esta especie puede realizar desplazamientos terrestres entre ríos. Con estos datos no resulta inverosímil que se produzcan entradas esporádicas de individuos de desmán al Aragón desde arroyos de la vertiente atlántica de los Pirineos y al Beral desde el Aragón Subordán. Si estas entradas fueran frecuentes, incluso se podrían llegar a establecer poblaciones temporales y débiles de desmán, que podrían extinguirse a causa de acontecimientos catastróficos más o menos recurrentes, como las avenidas o las sequías.

## 2c-Subcuencas sin poblaciones de desmán:

El desmán se considera ausente de las siguientes subcuencas, expuestas en sentido este-oeste: Flamisell, Noguera Ribagorçana, Isàvena, Ésera, Cinca-Ara, Gállego, Lubierre y Estarrún. Las prospecciones sistemáticas de excrementos en el período 2000-2004 no permitieron detectar ningún indicio de la especie en estas subcuencas, y tampoco se conoce ningún dato de capturas o de observaciones fiables. Se considera que las supuestas citas de desmán reflejadas en mapas de referencia recientes (Nores *et al.*, 2007) deben ser producto de confusiones con individuos o excrementos de musaraña acuática (*Neomys sp.*), insectívoro semiacuático que resulta frecuente en estos ríos (ver Tabla 4).

Es conveniente precisar que en el Pirineo aragonés gran parte de las citas derivan de muestras realizados en la década de 1980, cuando se iniciaba el desarrollo del método de prospección de excrementos, por lo que suponemos que se confundieron excrementos atípicos de *Neomys* con heces de *Galemys*. El número de citas de supuestos excrementos de desmán de esa época en las subcuencas del Gállego y del Ara (9 y 5 respectivamente) implicaría que la especie contaba con poblaciones bien establecidas, y en ese caso es altamente improbable que se extinguieran en un cuarto de siglo, porque en las dos subcuencas existe todavía una alta disponibilidad de hábitats potenciales y porque en la subcuenca del Ara los ríos casi no han experimentado alteraciones.

En la subcuenca del Flamisell, un afluente del Noguera Pallaresa con confluencia en su curso medio, las localidades publicadas en Aymerich *et al.* (2001) son erróneas y se deben a una confusión en el etiquetado de las muestras. En contra de lo que se indicaba en ese trabajo, el desmán debe considerarse ausente de la subcuenca. En los años 2001-2002 se realizaron nuevas prospecciones que cubrieron la mayor parte del hábitat potencial y tan sólo se detectaron rastros de *Neomys sp.*

En relación con las causas de estas ausencias a escala de subcuenca, consideramos que en general se trata de una ausencia natural, debida a una falta de colonización -o recolonización-, pues ha sido citado como fósil en el Würm (46.500 BP) de Gabasa, Huesca (Arribas, 2004)- postglacial de muchos valles surpirenaicos, sin que haya intervenido una extinción más o menos re-

ciente por causas antrópicas. La hipótesis de no-colonización postglacial de cuencas surpirenaicas por el desmán fue planteada ya tras estudiar la distribución en Cataluña (Aymerich & Gosálbez, 2002) y se reforzó después de estudiar el patrón de distribución de la especie en el conjunto de los Pirineos meridionales. En síntesis, esta hipótesis propone que el desmán se habría extinguido durante la última glaciaciación en las cuencas surpirenaicas, que se produjo una recolonización postglacial en sentido W-E que siguió básicamente la red fluvial de la vertiente norpirenaica (en algunos ríos navarros es probable que la recolonización se diera directamente desde la zona cantábrica) y que la especie sólo atravesó hacia las cuencas surpirenaicas allí donde había pasos de montaña adecuados (preferentemente zonas de altitud inferior a 2000 donde los cursos de agua de cabecera de las cuencas mediterráneas y atlánticas se aproximan mucho). En las subcuencas del Segre y del Noguera Pallaresa estas zonas de contacto entre cuencas mediterráneas y atlánticas existen, y desde la subcuenca del Segre el desmán podría haber saltado fácilmente hasta las cuencas de los Pirineos orientales. Por el contrario, en una amplia franja de los Pirineos centrales no existen "pasos fáciles" entre las cuencas fluviales atlánticas y mediterráneas, por lo que se puede considerar que los Pirineos constituyen en este caso una barrera geográfica efectiva para el desmán. Suponemos que este efecto barrera sería la causa básica de la ausencia del desmán en las subcuencas del Flamisell, Noguera Ribagorçana, Ésera y Cinca-Ara. La colonización surpirenaica en sentido E-W de estas subcuencas desde el Noguera Pallaresa o el Segre es improbable, ya sea por vía acuática (la confluencia de las subcuencas se produce muchos kilómetros al sur del área de las zonas con presencia de desmán y en tramos ambientalmente inadecuados) o por vía terrestre (los "pasos fáciles" entre subcuencas son también casi inexistentes). Datos moleculares recientes (Igea *et al.*, 2013) son coherentes con un escenario de recolonización postglacial de los Pirineos en sentido W-E, ya que muestran una diversidad genética muy baja de las poblaciones pirenaicas de desmán en comparación con las cantábricas, y refuerzan esta hipótesis inferida en base al patrón de distribución de la especie.

Pero esta interpretación de la no-colonización postglacial debida a la existencia de barreras geográficas N-S no parece válida para la cuenca del Gállego, ni para las subcuencas menores del Lubierre y el Estarrún en Aragón occidental. En el Gállego una colonización terrestre desde la vertiente norpirenaica es potencialmente fácil, pues existe contacto entre cuencas en una zona de baja altitud. En las subcuencas del Estarrún y del Lubierre una colonización histórica desde el Aragón Subordán también es viable, sin contar con la incierta existencia del desmán en el Aragón hasta tiempos recientes. La ausencia en estas subcuencas es posible que tenga menos relación con la probabilidad de colonización que con unas condiciones territoriales poco adecuadas para sustentar poblaciones de desmán viables a largo plazo. Estas condiciones serían una disponibilidad de hábitat limitada (escasa longitud de los tramos fluviales óptimos para el

desmán) y una red fluvial excesivamente simple (limitada al río principal y a escasos afluentes), que harían que una eventual población de desmán tuviera un alto riesgo de extinción en caso de acontecimientos catastróficos. Esta hipótesis se ha planteado también en el apartado anterior para explicar las citas puntuales en las subcuencas del Aragón y del Beral, y como en esos casos no se puede excluir que en las subcuencas del Gállego, Estarrún y Lubierre se puedan producir apariciones esporádicas de desmán o que incluso se lleguen a establecer poblaciones temporales. A pesar de esta posibilidad, no conocemos ningún dato seguro de la especie en estas subcuencas, por lo que por el momento deben ser excluidas del área de distribución.

#### Área de ocupación en los Pirineos mediterráneos

El área de ocupación, o superficie en la cual una especie se encuentra de modo más o menos regular, es un parámetro de gran interés para la gestión, ya que resulta imprescindible para realizar una estimación poblacional. El desmán utiliza hábitats lineales, constituidos por una red de cursos de agua con anchuras desde 1 m hasta más de 10 m. Por este motivo la estimación del área de ocupación como superficie es muy difícil, pero es posible una aproximación al área de ocupación expresándola como longitud.

La Tabla 5 expone la longitud estimada de los tramos fluviales con presencia más o menos regular o habitual de desmán, según cuencas. Se consideran tramos de presencia regular aquellos en los que se supone que el desmán está presente de modo permanente y aquellos en los que tiene una presencia temporal pero recurrente y de alta frecuencia. Estas estimaciones deben interpretarse con cautela, pues la calidad de los datos utilizados es muy diversa (altamente fiable para los ríos catalanes y aragoneses, más grosera para los Pirineos orientales en Francia y para Navarra), pero constituyen una primera aproximación útil al área de ocupación. No se ha considerado la ocupación en las subcuencas del Ezka y el Salazar en Navarra, donde la especie parece efectivamente presente pero casi no está documentada, ni en las de los ríos Arakil (afluente del Arga) y Beral (afluente del Aragón), en los cuales la presencia no está confirmada pero es posible.

De acuerdo con estas estimaciones, el área de ocupación del desmán en el conjunto de las cuencas fluviales de los Pirineos mediterráneos estaría entre 1200 y 1660 km. La mayor parte –alrededor de un 80% con los datos de la tabla– de esta área se sitúa en la mitad oriental pirenaica. Las poblaciones de cada cuenca pirenaico-oriental o subcuenca del Ebro se pueden considerar aisladas, sin contactos con las poblaciones vecinas o sólo con contactos accidentales, y tienen áreas de ocupación muy diversas, desde sólo 20 km en el Aragón Subordán hasta más de 300 km en el Segre. Pero hay que tener también en cuenta la fragmentación de las poblaciones dentro de cada cuenca, ya sea por causas naturales o antrópicas, que conduce a la formación de subpoblaciones poco interconectadas. El área de ocupación de estas subpoblaciones

Subcuenca Subbasin	Distribución estimada (km) Estimate range (km)	Observaciones
Ter	50-100	Poblaciones de las subcuencas del Ter y el Freser desconectadas (20-50 km por cuenca)
Tec	70-100	Aparentemente sin problemas de conexión entre subcuencas.
Tet	150-200	Poblaciones de las subcuencas más orientales probablemente desconectadas del resto.
Aude	>150	Población aislada en el río Orbión (Orbiu), en 20-40 km. Aparentemente sin problemas graves de conexión en el resto de la cuenca.
Aglí	50-100	Aparentemente sin problemas graves de conexión entre subpoblaciones.
Segre	250-410	Probablemente sólo existe una buena conexión entre subpoblaciones en la cuenca superior. En el resto de la cuenca parece existir escasa conexión entre subpoblaciones, limitadas a subcuencas con 10-30 km de hábitat adecuado.
Noguera Pallaresa	c. 280	Aparentemente forma dos grandes subpoblaciones con unos 100 km de presencia (alto Noguera Pallaresa y sistema Noguera de Cardós-Vallferrera) y varias subpoblaciones menores bastante desconectadas que ocupan subcuencas de 10-20 km.
Aragón Subordán	c. 20	Según los datos disponibles se trata de una población aislada.
Iratí	100-180	Poblaciones de los ríos Irati, Erro y Urrobi quizás desconectadas. Mayor parte del hábitat potencial en la subcuenca del Irati (60-80 km).
Arga	80-120	No se considera la posible presencia en la subcuenca del Arakil.

**Tabla 5.** - Estimación orientativa del área de ocupación (km de tramos fluviales) de *Galemys pyrenaicus* en las cuencas mediterráneas de los Pirineos. No se considera subcuenca del Salazar (sistema del Irati, Navarra), porque los datos disponibles son muy débiles.

**Table 5.** Rough estimate of the area of occupancy (km of river) of *Galemys pyrenaicus* in Mediterranean basins of the Pyrenees. Salazar subbasin (Irati system) is excluded because available data are very weak.

puede llegar hasta mínimos de unos 10 km. El aislamiento total o parcial de las poblaciones de cuenca y de algunas subpoblaciones hace recomendable que cada una sea tratada como una unidad de gestión.

## HÁBITAT

El desmán es un mamífero semiacuático, que prácticamente siempre se desplaza y alimenta en los ríos. Durante todas las horas de seguimiento de individuos radiomarcados en el periodo 2002-2004 sólo se detectaron fuera del río cuando estaban dentro de los refugios en los márgenes fluviales, y los desplazamientos controlados siempre se realizaron en el agua.

Existen algunas observaciones de desmanes activos fuera del agua, pero se deben considerar excepcionales, no ligadas a la actividad normal de la especie. En general se ha considerado que la mayor parte de estas observaciones terrestres son involuntarias y accidentales, correspondiendo a animales que se habían extraviado después de ser arrastrados por crecidas del río o por canalizaciones artificiales. Sin embargo, algunas raras observaciones

sugieren que hay desplazamientos terrestres que podrían ser voluntarios, como es el caso de un individuo observado en el departamento de Ariège en setiembre de 2008, a 2700 m de altitud y a unos 300 m del curso de agua más próximo (J. Cron, en: <http://abel.ariegeneration.fr/Desman>), o de otro que se desplazaba entre rocas cercanas al lecho de un torrente de alta montaña en el valle de Mantet (Pirineos orientales). Estas observaciones en zonas de gran altitud resultan especialmente interesantes, pues podrían indicar una tendencia innata de algunos desmanes de continuar la marcha fuera del agua cuando llegan al nacimiento de los pequeños torrentes por los que se desplazaban. En estas situaciones algunos individuos podrían llegar a realizar con éxito desplazamientos terrestres largos y a cambiar de cuenca hidrográfica.

El uso de hábitats acuáticos no fluviales es muy limitado y en general debe considerarse anecdótico, aunque interesante. La presencia de desmanes en aguas estancadas se ha confirmado en más de una ocasión, a partir de observaciones fiables, excrementos o incluso de una filmación reciente en un estanque del macizo de Madres en los Pirineos orientales (S. Abdulhak, com. pers.). Pero el uso de las aguas estancadas parece muy poco habitual, ya que en ninguno de los lagos de montaña prospectados en los muestreos pirenaicos fue posible detectar excrementos de desmán, a pesar de existir casi siempre una buena disponibilidad de sustratos adecuados (rocas). Estos resultados coinciden con los de Queiroz *et al.*, (1998) para Portugal, quienes indican que ni los pequeños lagos de montaña ni los embalses artificiales son hábitats adecuados para el desmán. La presencia escasa en lagos y estanques se puede explicar tanto por una menor disponibilidad de presas atractivas (larvas de plecópteros y tricópteros de talla grande) como por una menor accesibilidad a éstas a causa de la profundidad y de la mayor resistencia del agua estancada al buceo, limitación ésta que ya fue indicada por Richard (1985). Por otra parte, el uso esporádico de corrientes de agua subterránea está documentado desde hace tiempo en los Pirineos (Queiroz *et al.*, 1996) y recientemente también en el Sistema Cantábrico (García & Mateos, 2007).

El uso de un determinado sector fluvial por el desmán está condicionado por varios factores naturales de escala diversa y también por factores antrópicos. Se pueden distinguir por lo menos tres grupos de factores:

1. Factores naturales que inciden en las características del hábitat a gran escala, afectando la idoneidad para el desmán del conjunto de una subcuenca, de un río o de tramos fluviales de gran longitud (varios kms).

2. Factores naturales que inciden en las características del hábitat a escala local, afectando la adecuación para el desmán de tramos fluviales cortos (en general menos de 1 km).

3. Factores antrópicos que modifican la adecuación para el desmán de las condiciones naturales de un río o de un tramo fluvial.

En los apartados siguientes se comentan estos tres grupos de factores.

## Hábitat a gran escala

### Antecedentes

La absoluta dependencia del desmán de los ambientes fluviales hace que muchos de los factores que condicionan la adecuación del hábitat tengan relación con las características del conjunto de una cuenca o subcuenca hidrográfica, y no con las características locales de un determinado tramo de río. Aunque la influencia de estos factores ambientales a gran escala (cuenca o subcuenca) es muy importante y se intuyeron desde los primeros trabajos sistemáticos sobre la especie (Peyre, 1956; Richard, 1985) no fueron tratados de un modo algo detallado hasta hace un par de décadas, en general para interpretar las causas de la distribución.

El factor que fue citado en los estudios pioneros realizados en los Pirineos franceses fue la pluviometría de la cuenca, que condiciona el caudal de los cursos fluviales. Al revisar la distribución del desmán en Francia, Bertrand (1993) señala que todas las localidades de desmán se encuentran en cuencas fluviales que tienen una parte importante con una pluviometría superior a 1000 mm anuales. Este autor indica que también podría influir el régimen del caudal, señalando que todas las cuencas francesas en las que está presente presentan dos máximos, en mayo y en el otoño. Por el contrario, Bertrand ya señala que la altitud –un factor tradicionalmente considerado importante- no parece condicionar la distribución del desmán de forma directa, sino indirectamente por su relación con la pluviometría, de modo que en las zonas de influencia oceánica –con precipitaciones abundantes y bien repartidas- la especie desciende hasta altitudes muy bajas, mientras que cuando la influencia oceánica se atenua el desmán tiende a concentrarse en las montañas.

La ampliación progresiva de los estudios sobre distribución al conjunto de la Península Ibérica permitió precisar cuáles eran los factores ambientales de gran escala que condicionan el hábitat del desmán, ampliando la percepción bastante limitada que generaban los estudios en una zona relativamente homogénea como es la vertiente norte de los Pirineos.

Nores *et al.* (1993) analizan la distribución del desmán en España y establecen que su presencia está correlacionada positivamente con las precipitaciones (por su influencia en el caudal de los ríos) y con la pendiente (que no está necesariamente vinculada con la altitud), confirmando y precisando algunos de los factores ya citados o intuidos en los estudios franceses. Pero también aportan como novedad importante la correlación positiva con la regularidad del flujo de agua anual y con un bajo coeficiente de irregularidad del flujo; este coeficiente está ligado a las precipitaciones, pero también a la innovación y a la regulación cárstica, limitando pues la influencia decisiva que hasta ese momento se suponía de las precipitaciones totales. Por lo tanto, la incorporación a los análisis de cuencas fluviales con fuerte influencia mediterránea y fluctuaciones del nivel de agua permitió concretar un factor ambiental básico para el desmán, que es la regularidad del flujo de agua, y que sólo había sido in-

tuido en el Pirineo francés, donde los cursos fluviales no suelen tener estiajes marcados. Otra contribución importante de Nores & García-Alvarez (1995) al análisis de los factores ambientales a gran escala es la introducción del probable vínculo entre población mínima viable y red fluvial disponible, una cuestión que es básica para la gestión de la especie. Estos autores, sin embargo, se limitan a apuntar el factor sin desarrollarlo, comentando que en zonas oceánicas existe mucha disponibilidad de hábitat potencial incluso en cuencas fluviales pequeñas, mientras que en las zonas mediterráneas la red fluvial suele ser mucho más simple y el hábitat potencial a menudo queda restringido a los ríos principales.

En Portugal Queiroz *et al.*, (1998) se centran especialmente en el análisis del hábitat a escala local. Sin embargo relativizan la importancia de la regularidad del flujo de agua, ya que indican que el desmán puede presentarse puntualmente en cursos de agua con estiajes marcados, algo ya señalado también para Portugal por Quaresma (1995), pero precisando que eso ocurre siempre con la condición de que estos cursos de agua fluctuantes estén conectados con ríos permanentes. Este dato es menos anecdótico de lo que pueda parecer y resulta muy interesante por dos motivos. Por un lado refuerza la importancia de los factores ambientales a escala de cuenca, que aparecen como más determinantes que los factores de escala local para la existencia de poblaciones viables de desmán. Por otra parte resulta muy destacable porque pone de manifiesto que la presencia de desmán en un curso fluvial no es necesariamente permanente, en contra de lo que se había supuesto tradicionalmente, y en concordancia con lo que sugieren los datos que hemos acumulado con las campañas sucesivas de muestreo y capturas en los Pirineos meridionales. Dicho de otro modo, estas observaciones aparentemente anecdóticas en Portugal son el primer indicio consistente de que los factores de hábitat a escala local no tienen por qué ser permanentes, pero los factores ambientales a escala de cuenca sí deben mantenerse más o menos adecuados de forma permanente: puede haber tramos de río o afluentes que sean hábitats temporales adecuados para el desmán, pero una cuenca fluvial siempre debe asegurar una disponibilidad mínima de hábitats adecuados. Esta cuestión es básica para la evaluación de la población mínima viable, que sin duda está ligada al hábitat mínimo disponible, y en consecuencia para la gestión de la especie.

### Factores ambientales de gran escala en los Pirineos meridionales

La mayor parte de las cuencas fluviales de los Pirineos meridionales tienen una clara influencia climática mediterránea, que se traduce en una pluviometría más irregular y en general menor que la de los Pirineos septentrionales de marcado carácter atlántico. En Aymerich & Gosálbez (2002) se analizaron los factores que condicionan el hábitat a gran escala en Cataluña, donde se sitúa la mayor parte de la población de desmán en los Pirineos de in-

fluencia mediterránea. Esta información se amplió o concretó con los resultados de campañas posteriores, con las cuales se prospectó el desmán en Andorra y Aragón. Los resultados obtenidos confirman, en general, la incidencia de la mayor parte de los factores ambientales indicados en trabajos previos, aunque con precisiones.

De entrada hay que decir que no parece existir ningún factor ambiental natural que individualmente determine la presencia del desmán a gran escala (cuenca fluvial), como sucede también con los factores que condicionan su presencia a escala local (tramos fluviales). A escala media (subcuenca) sí existe un factor individual que puede determinar la ausencia del desmán: la litología dominante en la cuenca de drenaje; este factor no había sido citado explícitamente en trabajos previos, porque los casos en que actúa en solitario son escasos y en general afecta más a la densidad de la especie que a su ausencia o presencia. El resto de factores ambientales a gran escala están más o menos interrelacionados y prácticamente siempre hay por lo menos dos factores que condicionan el hábitat del desmán, ya sea actuando de forma directa o indirecta. Se excluyen de estas consideraciones los factores antrópicos, que sí pueden condicionar individualmente el hábitat a gran escala y se comentan en un apartado propio.

Además de los factores ambientales que definen la *calidad de hábitat*, es básico tener en cuenta la *cantidad de hábitat*, que es un factor tanto o más determinante para explicar la presencia del desmán a escala de cuenca fluvial. En otras palabras, la presencia de "hábitats de calidad" en una cuenca no es suficiente para que exista desmán si estos hábitats no tienen una determinada extensión y/o conectividad. La información recopilada en los Pirineos meridionales indica que resulta fundamental una *disponibilidad mínima de hábitat potencial*, en la línea de lo sugerido por Nores *et al.* (1993) y seguramente éste es el factor que más incide en el mantenimiento de una población mínima viable. Sin embargo, en la viabilidad de las poblaciones pueden influir otros factores además de la extensión del hábitat, en especial la complejidad de la red fluvial. La disponibilidad mínima de hábitat potencial debe depender básicamente de la disponibilidad de alimento para el desmán (productividad total, distribución espacial y fluctuaciones), que es muy diversa según los cursos fluviales, por lo que no es viable establecer una extensión-tipo expresada en km de río o en m<sup>2</sup> de lecho fluvial. El análisis de este factor sólo resulta viable a escala regional, considerando redes fluviales de características similares. De acuerdo con los datos actuales, en los Pirineos meridionales la disponibilidad mínima de hábitat se situaría alrededor de los 20 km de red fluvial adecuada para el desmán, ya que todas las poblaciones muy aisladas por causas naturales o antrópicas se encuentran en subcuencas con esta extensión mínima. Es probable que esta cifra se pueda extrapolar a muchas zonas de influencia mediterránea, pero en las cuencas de clima oceánico podría ser más baja.

Una vez asegurada esta disponibilidad mínima de hábitat potencial, adquiere importancia la calidad del há-

bitat, ya sea a escala amplia o local. Esta calidad del hábitat se obtiene por diversas combinaciones de factores. Los factores ambientales que en los Pirineos meridionales tienen alguna incidencia a escala de cuenca o subcuenca son los siguientes:

#### 1- Regularidad del caudal:

Es un factor ambiental básico y que actúa de modo directo sobre la presencia del desmán, ya sólo se encuentran poblaciones en zonas fluviales amplias (subcuencas) en las que la mayor parte de los cursos de agua mantienen buenos niveles de agua a lo largo de todo el año, sin experimentar los estiajes marcados que son característicos de los ríos mediterráneos. El caudal poco fluctuante se puede conseguir gracias a una pluviometría alta y regular, tal como han indicado casi todos los autores que han analizado la distribución y el hábitat del desmán, pero también gracias a la innivación o a la regulación cárstica, como pusieron de manifiesto Nores *et al.*, (1993). En los Pirineos de influencia mediterránea, donde las lluvias son bastante irregulares, se ha evidenciado que el mantenimiento del caudal depende de una buena innivación en la cabecera de las cuencas, que garantiza una liberación progresiva del agua a los ríos hasta el verano; por este motivo la distribución del desmán está limitada a cuencas con una parte importante de su cabecera en altitudes superiores a 2000 m y en ríos con régimen hidrórico nival o nivo-pluvial. Es muy probable que las precipitaciones sean suficientes para garantizar un caudal regular en las subcuencas navarras de los Pirineos, ya que tienen una influencia oceánica muy marcada, aunque en estos sectores la innivación también suele ser importante. Sin embargo, no se ha observado ninguna subcuenca fluvial en la que la regulación cárstica del caudal sea un factor determinante para explicar la presencia del desmán.

#### 2- Pluviometría:

La pluviometría incide en la presencia del desmán de modo indirecto y limitado, mediante su influencia en el caudal de los cursos fluviales. En líneas generales, parece un factor determinante en zonas de influencia atlántica, con precipitaciones muy regulares, pero secundario en las zonas de influencia mediterránea, que tienen precipitaciones con marcada irregularidad estacional e interanual. A diferencia de lo que se ha indicado para los Pirineos septentrionales de influencia atlántica (Bertrand, 1993), en los Pirineos meridionales de influencia mediterránea la pluviometría anual no explica la presencia del desmán a escala de cuenca o subcuenca. Existen poblaciones importantes de desmán en zonas donde la mayor parte de los ríos discurre por entornos con precipitaciones medias inferiores a 900 mm (cuenca superior del Noguera Pallaresa) y, en cambio, está ausente de redes fluviales de zonas con precipitaciones superiores a 1000 mm (cuenca alta y media del Fluvia) pero con marcadas fluctuaciones estacionales e interanuales; la diferencia entre estas zonas está en la innivación de las

cabeceras, importante en el Noguera Pallaresa y muy débil en el Fluvia. En zonas de influencia mediterránea, pues, las precipitaciones en forma de nieve en la cabecera fluvial son un factor mucho más determinante que las precipitaciones totales en el resto de la cuenca y que afectan el caudal circulante en los ríos. La pluviometría local de los tramos fluviales con poblaciones de desmán en los Pirineos meridionales va desde 600 mm hasta más de 1200 mm, pero siempre se trata de tramos con una clara influencia nival en el régimen hídrico. Aunque la pluviometría del entorno se mantenga constante, el desmán desaparece de los tramos fluviales en los que la influencia nival en el caudal ya está muy atenuada.

Aunque la irregularidad de la pluviometría parece claramente negativa para el desmán no se conoce con detalle de qué modo actúa. Parece que el factor principal sería su incidencia en la disponibilidad y predictabilidad del alimento, ya que los cursos fluviales con caudal irregular tienen también poblaciones de invertebrados muy fluctuantes. Pero la irregularidad del caudal también incrementa la probabilidad de crecidas de carácter catastrófico, que podrían causar una mortalidad elevada de desmanes. Es posible que la concurrencia de ambos factores haga que los ríos mediterráneos de régimen hídrico pluvial sean demasiado impredecibles para sustentar poblaciones viables de desmán, que estarían sometidas a situaciones catastróficas de alta frecuencia.

### 3- Materiales geológicos:

La litología de la cuenca de drenaje de un curso fluvial determina las características físico-químicas del agua circulante, por lo que influye mucho en su productividad biológica. A medida que aumenta el orden de los cursos fluviales, la confluencia de varios afluentes va diluyendo la influencia de la litología, que sólo resulta intensa en cursos de primer y segundo orden, con subcuencas pequeñas. Los materiales geológicos de la cuenca tienen siempre una influencia notable en la densidad del desmán en un determinado río, ya que es un factor que condiciona mucho la disponibilidad de alimento (macroinvertebrados acuáticos). En algunos casos incluso puede suceder que la litología sea responsable de la ausencia habitual del desmán a escala de subcuenca. Estas raras situaciones parecen darse sólo en pequeñas subcuencas formadas por un único curso fluvial, en las que la litología hace que el agua sea oligotrófica y probablemente no tenga una productividad suficiente para sustentar una población de desmán. Este sería el factor principal que explica la ausencia del desmán en varias subcuencas de la sierra del Cadí, en los Pirineos orientales, con aguas muy carbonatadas y oligotróficas. Parece suceder algo parecido en un afluente de cabecera del Garona, el río Unhòla, en el que además del carbonato cálcico pueden influir los compuestos de hierro en el agua. Fuera de los Pirineos también se ha observado una presencia sorprendentemente baja de desmán en varios ríos cantábricos de los Picos de Europa, que podría explicarse también porque tienen aguas muy carbonatadas.

### 4- Complejidad de la red fluvial:

Es probable que la complejidad de la red fluvial tenga también alguna influencia en la presencia del desmán a escala de cuenca y subcuenca, ya que prácticamente no se conocen poblaciones de desmán que estén completamente aisladas en cuencas con una red muy simple, formada sólo por un río principal o por este más unos pocos afluentes poco favorables (caudal escaso y/o irregular). La única población conocida en esta situación es la del río Aragón Subordán, en el valle aragonés de Echo. Una red fluvial muy simple, con toda o casi toda la población de desmán concentrada en un solo río, hace que la especie resulte potencialmente muy vulnerable a eventos catastróficos (avenidas, sequías, enfermedades,...) que podrían provocar mortalidades masivas y comprometer la viabilidad de la población residual. Por el contrario, en redes complejas, aunque eventos catastróficos afectaran a una parte de la población, con el tiempo es posible una recolonización desde zonas no afectadas. Este podría ser uno de los factores que expliquen la ausencia del desmán en varias cuencas del Pirineo aragonés (Aragón, Gállego y quizás Beral), en las que sólo el río principal parece realmente favorable para la especie.

### 5- Temperatura:

La temperatura media anual de los sectores donde habitan todas las poblaciones de desmán en los Pirineos mediterráneos es igual o inferior a 10°C, y además las temperaturas medias del mes más frío (enero) son inferiores a 2°C y las del mes más cálido (agosto) inferiores a 20°C. Podría ser que la temperatura tuviera alguna influencia directa en la presencia del desmán, por ejemplo condicionando unas comunidades de macroinvertebrados acuáticos favorables (biomasa total, composición taxonómica, distribución por tallas, etc), pero es un aspecto casi desconocido.

### 6- Pendiente:

La pendiente es un factor que condiciona la presencia del desmán sobre todo a escala local (tramo fluvial), pero también a escala media. Influye directamente en la disponibilidad de hábitat a escala local, ya que está correlacionada con varios factores determinantes (en especial la granulometría del lecho, la cantidad de refugios y la heterogeneidad de las riberas). Es lógico, pues, que en zonas montañosas el desmán tenga más extensión de hábitat potencial disponible y sea más probable que existan poblaciones viables. Cuando los cursos fluviales se alejan de las montañas los factores favorables a escala local se reducen y están cada vez más localizados, por lo que el hábitat general resulta poco adecuado para el desmán y seguramente insuficiente para sustentar poblaciones viables. Pero hay que tener en cuenta que estas condiciones desfavorables también se pueden dar en el interior de zonas montañosas, allí donde existen valles muy abiertos. Estas situaciones desfavorables es frecuente que se den en tramos fluviales más o menos

cortos (menos de 5 km), pero ocasionalmente pueden afectar zonas muy extensas, como es el caso particular del curso alto del Segre desde Puigcerdà hasta la Seu d'Urgell (unos 50 km), donde el desmán no parece tener una presencia estable en el río principal y en cambio existen poblaciones en los afluentes laterales.

Aunque las pendientes pronunciadas son en general favorables para el desmán, cuando son muy fuertes también pueden ser un factor negativo. Se supone que inciden aumentando el carácter torrencial de los cursos de agua, que de modo recurrente -por el deshielo y por las tempestades estivales- experimentan crecidas con mucha energía cinética, a causa de las cuales el hábitat debe resultar demasiado inestable o impredecible para sustentar poblaciones viables de desmán. En general el desmán está ausente de pequeñas subcuencas formadas por torrentes permanentes pero poco caudalosos y con pendientes fuertes en casi todo su recorrido. Está menos claro que la pendiente sea determinante en subcuencas con cursos de agua más caudalosos, pero es el factor que aparece como más probable para explicar la aparente ausencia del desmán en algunas subcuencas del Noguera Pallaresa de tamaño medio, como son las de Escart y Qüanca.

La rareza extrema del desmán en los Pirineos aragoneses también podría estar relacionada con la pendiente, ya que muchas cuencas de este sector combinan las dos situaciones desfavorables. Por un lado, aunque estén rodeados de montañas altas, los ríos principales forman pronto valles anchos y de fondo llano, con características locales poco adecuadas para el desmán. Pero, además, los afluentes laterales suelen ser arroyos con pendientes muy fuertes, que experimentan muchas crecidas bruscas y con gran carga cinética. Estas crecidas también afectan directamente a los ríos principales, por lo que son al mismo tiempo un medio poco adecuado por factores de escala local (escasez de refugios, granulometría media,...) y altamente inestable por factores de escala media (alta frecuencia de crecidas potencialmente catastróficas).

#### 7- Altitud:

La altitud es un factor que actúa indirectamente sobre la presencia del desmán, y que casi nunca condiciona su presencia a escala de cuenca o subcuenca. En contra de lo que se había supuesto en algunos estudios pioneros, se trata de una especie ligada a zonas con pendientes fuertes, pero no orófila. En la franja atlántica desde los Pirineos occidentales hasta el norte de Portugal es frecuente encontrarlo a baja altitud (casi hasta el nivel del mar), aunque siempre en sectores de relieve vígoroso. La asociación del desmán con zonas altas se da básicamente en los sectores marginales o subóptimos de su área de distribución, donde las condiciones climáticas de las zonas de baja altitud no permiten la existencia de cursos fluviales adecuados para la especie. En estos sectores la altitud actúa indirectamente sobre la presencia del desmán debido a su influencia en la regularidad del caudal de los ríos, que sólo está garantizado por la

pluviometría (en forma de lluvia o de nieve) en las zonas de montaña. Este es el caso de los Pirineos de influencia mediterránea, en los que –como se viene repitiendo– la innovación es un factor básico en la distribución del desmán. En este sector la altitud influye en la presencia del desmán de dos modos: 1) La altitud de la cabecera de cuenca determina la presencia o ausencia del desmán, de tal modo que sólo hay poblaciones en cuencas con una parte apreciable de la cabecera a más de 2000 m, altitud que garantiza una innovación notable. 2) La presencia del desmán en un curso fluvial llega hasta donde la influencia nival en el régimen hidráulico de los ríos es marcada, con una altitud mínima absoluta entre 700 y 500 m según cuencas, y con mayor parte de las poblaciones en altitudes por encima de 1000 m. En consecuencia, en los Pirineos mediterráneos no existen poblaciones de desmán en el curso bajo de los ríos ni en subcuencas que no tienen cabeceras a más de 2000 m, y además es muy raro en el curso medio. En cambio, en los Pirineos atlánticos (Bertrand, 1993), donde el caudal de los ríos depende menos de la nieve, desciende a menudo por debajo de 500 m y resulta habitual entre 500 y 1000 m.

La altitud influye también en el límite superior de presencia del desmán, pero de un modo más limitado. El desmán es muy escaso a gran altitud, por encima de 1900-2000 m, donde los cursos fluviales tienen un régimen netamente nival y en general mantienen caudal durante todo el año. De acuerdo con la información disponible, las causas de la gran rareza de la especie en zonas de gran altitud estarían relacionadas sobre todo con la disponibilidad de alimento, por dos razones: 1) La productividad de los cursos de agua de alta montaña experimenta fluctuaciones estacionales más marcadas que en zonas de menor altitud; y 2) El acceso a los invertebrados acuáticos debe resultar difícil y energéticamente costosa durante 3-5 meses al año, a causa de la congelación de una parte considerable del agua circulante. Con estas condiciones es difícil que los cursos de agua situados a gran altitud, y en especial los poco caudalosos, puedan sustentar de modo permanente poblaciones de desmán. Es más probable que la presencia de esta especie en la alta montaña sea sólo temporal o estacional, y no es muy arriesgado suponer que puedan producirse desplazamientos estacionales de individuos río arriba, similares a los que se conocen en el caso del mirlo acuático, que explota la alta montaña en verano, después de haber nidificado en cotas más bajas.

#### 8- Vegetación:

No hay evidencias de una influencia de la vegetación de la cuenca en la presencia actual del desmán. Es seguro que no es un factor determinante en el hábitat a gran escala, ya que existen poblaciones de desmán en cuencas y subcuencas en las que dominan coberturas vegetales muy diversas. Sin embargo, es probable que influya de modo indirecto en la densidad de las poblaciones, a causa de su incidencia en la productividad de las comunidades fluviales. En general las poblaciones de ma-

croinvertebrados detritívoros –que constituyen la mayor parte del alimento del desmán- son favorecidas si en la cuenca hay una cobertura forestal importante (en especial de caducifolios). La cobertura forestal también favorece la regularidad del caudal de los ríos, limitando la amplitud de las crecidas y dando más estabilidad a las comunidades bióticas fluviales. Otro efecto positivo de la cobertura forestal es la reducción de los aportes al agua de tierras procedentes de la erosión, que si son importantes pueden afectar negativamente a las comunidades de invertebrados acuáticos. Por estos motivos es razonable pensar que puede existir una relación positiva entre cobertura forestal y densidad de desmán, aunque también se podrían conseguir efectos similares con coberturas densas de matorral o prado.

Una cuestión interesante y completamente desconocida es el efecto que históricamente pueda haber tenido la evolución de la cobertura vegetal en la actual distribución del desmán a escala de cuenca o subcuenca, pero se puede suponer que habrá tenido una influencia significativa, ya que es bien sabido que la desforestación de las cuencas es un factor que incide de forma intensa en la hidrología y en las comunidades de invertebrados fluviales. Hasta mediados del siglo XX los valles pirenaicos estaban mucho más desforestados que en la actualidad, y en algunas zonas la deforestación llegó a ser casi completa entre los siglos XVII y XIX. La desforestación extensiva favoreció la erosión, incrementando los aportes de tierras a los ríos, y también debió incrementar la frecuencia de las crecidas de carácter catastrófico y la inestabilidad de las comunidades bióticas fluviales. Se puede asumir que, bajo estas condiciones, muchos cursos de agua pirenaicos eran más inadecuados como hábitat para el desmán que en la actualidad. Es bastante probable que la deforestación fuera la causa histórica de extinciones en algunas subcuencas, que más tarde pueden haber sido recolonizadas o no. Resulta más incierto si la deforestación puede haber provocado –como causa única o en conjunción con otros factores- la extinción del desmán en el conjunto de alguna cuenca pirenaica. En este sentido, resulta sospechoso que algunas cuencas del Pirineo aragonés (Gállego, Aragón, Beral) sin causas claras que expliquen la aparente ausencia actual del desmán (no hay barreras geográficas claras y tienen disponibilidad de hábitat potencial, aunque limitado) sean también algunas de las que históricamente experimentaron deforestaciones más intensas; aunque no existan evidencias que lo indiquen, no se puede excluir que en estas cuencas la deforestación extensiva incrementara la inestabilidad del hábitat y se sumara a otros factores desfavorables (escasez de hábitat potencial, baja complejidad de la red fluvial, torrencialidad elevada de los ríos a causa de la orografía), induciendo mortalidades catastróficas en unas poblaciones de desmán naturalmente pequeñas, hasta llevarlas a la extinción.

### **Hábitat a escala local**

El estudio del hábitat del desmán a escala local ha sido muy parcial. Los escasos trabajos realizados se han

centrado en las características físicas de los cursos fluviales, por la relativa facilidad de muestreo, y solo ocasionalmente en las físico-químicas del agua. Sin embargo no existen estudios que relacionen la presencia o la densidad del desmán con el factor seguramente determinante, que es la disponibilidad de alimento (macroinvertebrados acuáticos). No hay que confundir este tipo de información con los datos sobre poblaciones de macroinvertebrados en ríos con poblaciones de desmán, que son relativamente frecuentes, ya sea como resultado de trabajos específicos (e.g. Bertrand, 1994) o de trabajos más rutinarios enmarcados en estudios de limnología o de control de calidad del agua. Las características físicas de los cursos fluviales y las físico-químicas del agua aportan información indirecta sobre la productividad de los ríos y la disponibilidad de alimento para el desmán, pero se trata siempre de aproximaciones demasiado groseras. Es importante, pues, advertir que los conocimientos sobre el hábitat local del desmán –tanto los publicados hasta la fecha que aquí se sintetizan como las nuevas aportaciones propias- se deben interpretar con cautela, ya que resultan claramente insuficientes para explicar las variaciones locales en la presencia de la especie. La interpretación de este tipo de resultados requiere aplicar siempre dos precisiones: 1) los factores que aparecen como favorables lo serán siempre que se cumpla la condición previa de que exista una buena disponibilidad de alimento (macroinvertebrados acuáticos); y 2) aunque se den factores en principio poco favorables, el desmán puede estar igualmente presente si la disponibilidad de alimento es muy elevada.

A grandes rasgos, las características básicas del hábitat del desmán fueron establecidas por Peyre (1956), quien de modo muy sintético relaciona esta especie con los “ríos trucheros”. De acuerdo con este autor, los principales factores que determinan la idoneidad de un tramo fluvial para el desmán serían cinco: aguas oxigenadas, de corriente rápida y temperaturas frescas, con poblaciones importantes de invertebrados acuáticos y existencia de abrigos naturales en los márgenes del curso de agua. Se trata de una caracterización bastante acertada, que en general ha sido confirmada por estudios posteriores, si bien con la introducción de varias precisiones. Así, por ejemplo, Castién & Gosálbez (1992) y Queiroz *et al.* (1998) amplían la presencia del desmán hasta algunos tramos fluviales de la zona de los ciprínidos, con menor corriente y aguas menos frescas, mientras que Quaresma (1995) lo detecta incluso en algunos cursos de agua temporales.

Nores & García-Alvarez (1995) realizan el primer análisis detallado de la selección del hábitat del desmán a escala local y determinan que el principal factor favorable es la granulometría alta del lecho fluvial (predominio bloques), seguido de pendientes moderadas (10-30 m/km), profundidades máximas de 50-75 cm, riberas no artificializadas y ausencia de contaminación. Por el contrario, aparecen como claramente desfavorables los tramos con granulometrías finas y contaminación notable.

Queiroz *et al.*, (1998), con una muestra más amplia y metodológicamente homogénea de tramos fluviales,

obtienen resultados bastante similares. Hallan una selección positiva de riberas con abundantes rocas, lechos con bloques y rocas, profundidades de 50-100 cm, pendiente media o fuerte ( $>4\%$ ) y ausencia de plantas emergidas en el lecho (indicadores de medios lénticos y granulometrías bajas).

A pesar de destacar la selección positiva de estos factores, Queiroz *et al.*, (1998) señalan que se puede detectar la presencia del desmán en tramos fluviales de características muy diversas. Coincidén en este aspecto con nuestros resultados en los Pirineos, donde también ha sido detectado en tramos heterogéneos. La realidad es que resulta bastante difícil caracterizar un hábitat-tipo para el desmán. Aunque la imagen clásica del "río truchero" sigue siendo una referencia aceptable, en la práctica es bastante frecuente que sea imposible detectarlo en cursos de agua supuestamente idóneos y, por el contrario, aparece en otros en apariencia poco adecuados.

La dificultad de caracterizar cuantitativamente el hábitat local de la especie se pone de manifiesto con el análisis de los datos inéditos obtenidos con las prospecciones realizadas en Cataluña (Aymerich *et al.*, 2000), Aragón (Aymerich & Gosálbez, 2004a) y Andorra (Aymerich, 2004), que se comentan de modo sintético en los párrafos siguientes y que, en ningún caso, permitieron establecer una relación clara entre la presencia del desmán y unos parámetros ambientales concretos. Estos datos más bien parecen indicar que el desmán es una especie relativamente adaptable, siempre que disponga de unas condiciones mínimas que se pueden obtener por diversas combinaciones de factores.

Con los datos de las campañas de prospección realizadas en Cataluña, considerando el parámetro "presencia de desmán" y 11 parámetros ambientales para cada tramo fluvial, la presencia de desmán resultó la variable con una correlación más débil con todas las restantes. Analizando la correlación individual entre la variable presencia de *Galemys* y cada parámetro ambiental tan sólo se observó una relación positiva bastante débil con la granulometría, la disponibilidad de refugios y la heterogeneidad de los márgenes fluviales (respectivamente, R de Spearman: 0.187928, 0.274403 y 0.249884).

Aunque la precisión de los datos obtenidos en esas campañas -y en las de Aragón y Andorra- no permite análisis muy detallados sobre el hábitat, ya que el objetivo prioritario era conocer la distribución de la especie, se han realizado aproximaciones a este aspecto mediante el índice de electividad de Ivlev (para el conjunto de las cuencas fluviales prospectadas) y un Análisis de Correlaciones Múltiples (solo para las cuencas catalanas).

La Tabla 6 indica la selección obtenida con la aplicación del índice de electividad de Ivlev (Ivlev, 1961) para diversos parámetros ambientales individuales. Si bien este índice se ha usado especialmente para estudiar la selección de alimentos en función de su disponibilidad, también permite una aproximación sencilla a la selección del hábitat, en especial cuando se usan descriptores simples y se dispone de una muestra amplia. Se consideró

que hay una selección fuerte cuando el índice  $E>0,4$  y débil cuando  $0,2<E<0,4$ . Los resultados fueron bastante dispares según cuencas fluviales, por lo que se mues-

	Clases Classes	<i>Galemys</i> Ter	<i>Galemys</i> Valira (Andorra)	<i>Galemys</i> Noguera Pallaresa	<i>Galemys</i> Garona	<i>Neomys</i> Aragón
Muestra (n tramos) <i>Sample</i> (n sections)		48	102	105	44	238
Altitud (m) <i>Altitude</i> (m)	<1000	--	(-)	-	0	0
	1000-1400	0	0	0	0	0
	1400-1800	(+)	0	0	0	0
	>1800	(+)	-	(0)	(-)	(-)
Anchura (m) <i>Width</i> (m)	<2	+	--	0	--	-
	2-5	--	+	0	0	0
	5-10	--	0	0	+	0
	>10				(-)	-
Profundidad máxima (cm) <i>Maximum</i> <i>depth</i> (cm)	<50	0	--	0	0	0
	50-100	0	+	0	0	0
	>100	(--)	-	0	0	0
Pendiente (%) <i>Slope</i> (%)	<2			(-)		0
	2-5	--	0	0	0	0
	5-10	+	0	0	0	0
	>10	--	0	0	0	0
Granulometría (índice) <i>Granulometry</i> (index)	1	(-)		(-)	(-)	(--)
	2	0	(-)	0	(-)	0
	3	0	--	0	0	-
	4	+	0	0	0	0
	5		++	0	0	
Heterogeneidad márgenes (índice) <i>Banks heterogeneity</i> (index)	1	(0)	0	(+)	(+)	0
	2	--	0	--	--	-
	3	0	0	0-	0	0
Disponibilidad de cavidades (índice) <i>Cavities availability</i> (index)	1	--	--	--	--	-
	2	+	-	0	0	0
	3	0	+	0	0	+
Vegetación dominante <i>Dominant</i> <i>vegetation</i>	Prado <i>Meadows</i>		--	(0)	0	0
	Herbazales <i>Tall grass</i>		+	0	(-)	0
	Forestal no riparia <i>No riparian</i> <i>forests</i>	(+)	0	(0)	0	0
	Sauceda <i>Willows</i>	--	(-)	0	(0)	0
	Bosque higrófilo mixto <i>Mixed</i> <i>hygrophilous</i> <i>forest</i>	(--)	0	0	0	0
	Aliseda <i>Alder forest</i>	0	(++)	0	0	0
Sombra (índice) <i>Shadow</i> (index)	1	(+)	--	--	--	0
	2	--	0	0	(0)	0
	3	--	0	0	0	0
	4	+	+	0	0	0
	5	+	(-)	0	0	0

**Tabla 6.** - Selección de varios parámetros ambientales locales por cuencas, según el índice de electividad de Ivlev. 0: sin selección. ++/-: selección positiva o negativa fuerte. +/-: selección positiva o negativa débil. (+/-) selección positiva o negativa aparente, pero muestra poco significativa (<10 % tramos). Los índices expresan el incremento relativo del valor del parámetro correspondiente.

**Table 6.** Selection of various local environmental parameters in rivers, according to the Ivlev electivity index. 0: no selection. ++/-: Strong positive or negative selection. + / -: Weak positive or negative selection. (+/-) Apparent positive or negative selection, but unrepresentative sample (<10% of sections). Indices express the relative increase in the value of the respective parameter.

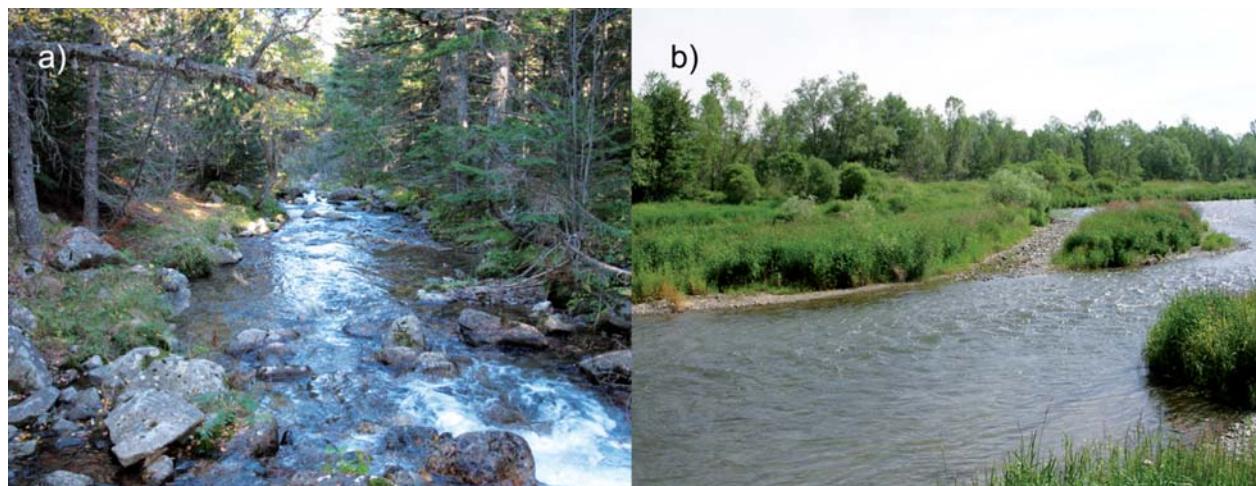
tran por separado los de tres cuencas pirenaico-mediterráneas (Ter, Valira –afluente del Segre- y Noguera Pallaresa) y de una cuenca pirenaico-atlántica (cabecera del Garona). Estas cuatro cuencas pueden considerarse bastante representativas de situaciones diferentes: la del Noguera Pallaresa y Garona representan cuencas con una red fluvial poco perturbada por la actividad antrópica, respectivamente en las zonas de influencia mediterránea y atlántica de los Pirineos; las del Valira y el Ter representan cuencas alteradas antrópicamente, en las cuales el desmán ha sufrido una retracción y probablemente ha quedado acantonado en zonas marginales (cabezas y afluentes pequeños). También se presentan los resultados obtenidos con *Neomys sp.* en los Pirineos aragoneses.

En la Tabla 6 se puede observar que en las dos cuencas con cursos de agua poco alterados (Noguera Pallaresa y Garona) el desmán se muestra como una especie bastante generalista, que sólo selecciona de modo claro unas pocas categorías y que, de modo sorprendente, éstas corresponden a parámetros que no están relacionados directamente con el medio acuático: selecciona negativamente los tramos con márgenes homogéneos (predominio claro de playas de grava o cantos o bien de taludes terrosos), la baja disponibilidad de cavidades donde esconderse (en general bajo rocas situadas en la ribera o en medio de la corriente) y los ambientes muy luminosos. Los dos primeros factores están muy interrelacionados (en los tramos con riberas heterogéneas casi siempre existen más cavidades) y su influencia se explica sobre todo por la importancia de las cavidades-refugio situadas en las riberas, que son persistentes y probablemente tienen una función social clave para las poblaciones de desmán. La interpretación de la selección negativa de los tramos con luminosidad alta es más incierta, pero es probable que no tenga una influencia directa, sino que sea un indicador de la concurrencia de varios factores poco favorables que con frecuencia

están asociados a la ausencia de sombra (cauces anchos, riberas homogéneas con escasos refugios, granulometría baja, etc) (Fig 3).

La comparación de los resultados del Noguera Pallaresa con los del Garona indica que existen escasas diferencias en la selección del hábitat a escala local en las zonas de influencia atlántica y de influencia mediterránea. Parece claro que la selección negativa de las altitudes inferiores a 1000 m en la cuenca mediterránea es debida a un factor ambiental de gran escala, la dependencia de los ríos con influencia nival, situación que no se daría en la cuenca atlántica, en la que estas altitudes aparecen como neutras. Se desconoce la causa de las diferencias que se observan en la selección de la anchura del cauce, pero también podrían tener una relación indirecta con los factores climáticos y la altitud. En las cabezas fluviales de zonas de influencia atlántica la pluviometría elevada hace que las dimensiones medias de los cursos de agua sean mayores que en las de influencia mediterránea, por lo que es probable que gran parte de los tramos de la cuenca del Garona con anchura menor de 2 m sean torrentes situados a gran altitud, desfavorables para el desmán por su baja productividad y las heladas persistentes. Por su parte, la débil selección positiva de los tramos de anchura media (5-10 m) en el Garona podría indicar una tendencia a utilizar más los ríos de fondo de valle altamente productivos en las zonas atlánticas, mientras que en las zonas de influencia mediterránea estos ríos no serían seleccionados porque una parte de ellos ya presenta un caudal más fluctuante.

En las dos cuencas poco perturbadas, el desmán no selecciona claramente ninguna categoría aparte de las ya citadas. Sólo se intuye la selección negativa de determinadas categorías extremas (cauces de anchura superior a 10 m, granulometrías muy bajas y pendientes inferiores al 2%), lo que es más o menos coherente con los resultados de Nores & García-Alvarez (1995) y Queiroz *et al.*, (1998), pero en todos estos casos la muestra es



**Fig. 3.** - a) Hábitat óptimo (río Toran, cuenca del Garona) (Autor: José Castresana); b) hábitat no favorable (río Segre en la Cerdanya) para el desmán ibérico. (Autor: Pere Aymerich).

**Fig. 3.** - a) Optimal habitat (Toran river, Garona basin) (Author: José Castresana); b) Non-favourable habitat (Segre river, Cerdanya region) for the Iberian desman. (Author: Pere Aymerich).

poco representativa. Estas tres categorías están relacionadas casi siempre con tramos fluviales que discurren por terrenos bastante llanos, correspondientes a fondos de valle en el curso superior de los ríos o bien a tramos que ya se sitúan en el curso medio. Su selección negativa sería un indicador del vínculo del desmán con zonas de relieve montañoso, aunque no necesariamente altas.

Resulta interesante que en las dos cuencas perturbadas antrópicamente (Ter y Valira) el desmán muestre una selección más marcada de las categorías de muchos parámetros ambientales. Se supone que este hecho es debido básicamente a la retracción reciente del área de presencia de la especie hacia las zonas con menor influencia humana. Así, en la cuenca del Ter la selección negativa de los ríos anchos (2-10 m), de las pendientes moderadas (2-5%) y de los bosques ribereños de sauces (asociados en general a fondos de valle y a depósitos de gravas) puede explicarse como una consecuencia del acantonamiento del desmán en algunos pequeños afluentes laterales y en las cabeceras de los ríos principales. En la cuenca del Valira la regresión del desmán ha sido menos uniforme que en la del Ter, por lo que parte de las selecciones aparentes deben ser artefactos derivados de la diversa representación territorial de las categorías, pero también se pueden relacionar con la desaparición del desmán en los valles principales algunas selecciones (negativa de las granulometrías medias, las riberas con prados y las profundidades superiores a 1 m, positiva de las granulometrías más altas y de condiciones de sombra altas).

El análisis de correlaciones múltiples de los datos de hábitat local en Cataluña no indica una correlación clara entre la presencia de desmán y unas determinadas características del curso fluvial, no permite caracterizar un "río-tipo" para el desmán. Sin embargo, sí pone de manifiesto la influencia positiva o negativa clara de algunos factores, en especial con los asociados a las características de las riberas. Según este análisis, los parámetros con influencia clara en la presencia de desmán serían estos:

Variables asociadas al caudal y a la cuenca:

*Favorables*: Pendiente media-alta (5-10%).

*Desfavorables*: Granulometrías medias (predominio de gravas).

Variables asociadas a las riberas:

*Favorables*: Márgeles fluviales muy heterogéneos (con bloques de roca, taludes terrosos, pequeñas playas, etc), disponibilidad media o alta de refugios, vegetación forestal y niveles altos de sombra.

*Desfavorables*: Márgeles fluviales homogéneos (predominio de playas o de roca madre), disponibilidad baja de refugios y niveles de sombra bajos.

El resto de variables o clases analizados (se indican en la Tabla 6) no mostró ninguna influencia clara en la pre-

sencia de desmán, pero hay que precisar que la muestra disponible de algunas clases era demasiado baja para permitir un análisis fiable.

La conclusión que se puede extraer de estos resultados es que el desmán aparece como una especie ligada a cursos fluviales de zonas de relieve montañoso, pero poco estricta en la selección de las características del hábitat a escala local. El factor que resulta más determinante es la disponibilidad de refugios adecuados, que habitualmente está ligada a unas riberas heterogéneas (alternancia de bloques de roca, taludes terrosos, pequeñas playas, etc) y estructuralmente complejas. La selección regional de otros factores parece secundaria, como resultado de condicionantes climáticos generales (por ejemplo, la preferencia por zonas altas en las cuencas mediterráneas) o de perturbaciones antrópicas (retracción reciente de la especie hacia cursos de agua pequeños en zonas marginales, como en los casos del Ter y el Valira). Cuando se realicen estudios sobre el hábitat de la especie a escala local o regional es importante tener en cuenta el efecto de estas "falsas selecciones" de origen antrópico, ya que deben resultar bastante habituales a causa de la perturbación de muchas cuencas fluviales, y pueden conducir al error de considerar como hábitat característico del desmán lo que en realidad puede ser un hábitat subóptimo.

En lo que se refiere al carácter especialista o generalista del desmán, es ilustrativa la comparación de los resultados obtenidos en las dos cuencas fluviales poco perturbadas con las de las musarañas acuáticas (*Neomys sp.*) en el conjunto de cuencas del Pirineo aragonés. Llama la atención que el desmán, especie de área global restringida y que a menudo se considera de requerimientos ambientales muy estrictos, no se muestra mucho más selectivo que *Neomys sp.*, que suelen considerarse generalistas y tienen áreas de distribución amplias. Las musarañas acuáticas se muestran aún menos exigentes que el desmán, ya que ninguna categoría tiene selección positiva o negativa clara, pero ambos géneros aparecen como mamíferos semiacuáticos bastante generalistas y con tendencias similares en la selección local del hábitat.

### **Influencia de los factores antrópicos**

El hábitat del desmán recibe influencias humanas desde hace siglos. Tradicionalmente, hasta el siglo XX, los principales factores antrópicos que incidían en el hábitat debieron ser la deforestación de las cuencas -que tiende a incrementar las fluctuaciones del caudal y la turbidez del agua- y la eutrofización del agua a causa de los vertidos de residuos orgánicos (procedentes de la actividad ganadera y de los núcleos rurales). La deforestación es un factor con más potencial de perturbación, ya que con frecuencia actúa a gran escala, mientras que el efecto de los vertidos de residuos debía ser limitado, incidiendo en tramos fluviales no muy largos. Estos factores actuaban probablemente sobre la mayor parte de los hábitats del desmán, ya que desde la Edad Media hasta el siglo XX casi toda su área de distribución tenía una

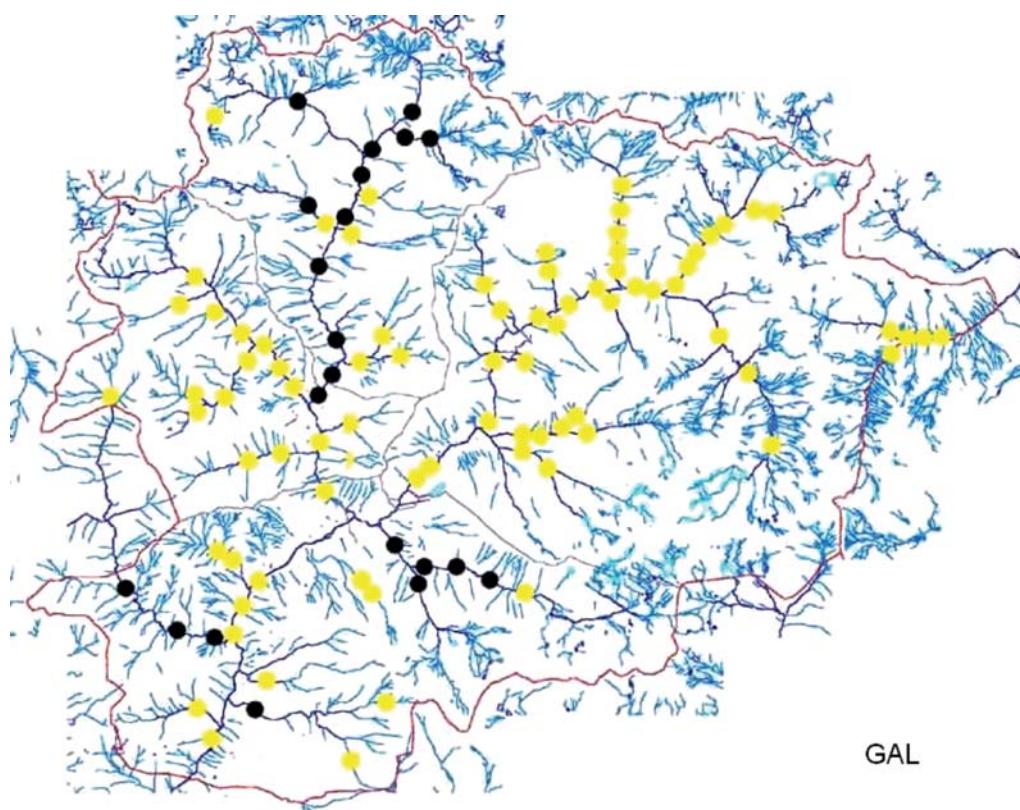
fuerte implantación de la población rural y de las actividades ganaderas. De forma más localizada y concentrada básicamente en algunos fondos de valle, también debía haber contaminación química, relacionada con actividades mineras y manufactureras, y una alteración moderada del caudal por pequeñas obras hidráulicas de regadío o industriales.

En el siglo XX, y en especial en su segunda mitad, esta situación tradicional experimentó una transformación profunda. Por un lado cesó la deforestación y se inició un proceso inverso de reforestación, que en general se considera que resultó favorable para el desmán. En la mayor parte de su distribución también decreció de modo espectacular la población rural, que comportó sin duda la reducción de la contaminación orgánica difusa. En cambio aumentó la densidad de población humana en muchos fondos de valle, con el consiguiente aumento de la contaminación orgánica y química de los ríos. También se produjo un incremento muy importante de la regulación artificial del caudal de los cursos de agua. En una primera fase, en especial hasta el primer tercio del siglo XX, esta regulación artificial de los ríos se realizó mediante presas y canales modestos con fines industriales, que se concentraban en los fondos de valle; aunque individualmente estas obras hidráulicas suelen tener un impacto débil, en algunos sectores pirenaicos –como en el Ter y otras cuencas de la Cataluña oriental– proliferaron y, en conjunto, ocasionaron una perturbación profunda de la dinámica fluvial. En una fase más avanzada, con especial intensidad en el segundo tercio de siglo, la regulación artificial del caudal

tuvo como objetivo principal la producción hidroeléctrica y ocasionó la construcción de obras hidráulicas de mayores dimensiones, que se extendieron por todo el territorio, incluyendo muchas cabeceras fluviales en la alta montaña. A la contaminación y a la regulación del caudal, hay que añadir como nuevos factores de perturbación importantes del hábitat la artificialización y canalización de las riberas, las captaciones de agua para consumo urbano o turístico y los movimientos masivos de tierras relacionados con grandes obras públicas.

En resumen, en el siglo XX se pasó de una perturbación extensiva, difusa y casi siempre de baja intensidad del hábitat del desmán hasta una perturbación más concentrada y de alta intensidad, potencialmente más destructiva. En la actualidad gran parte del hábitat del desmán tiene menos perturbaciones de origen antrópico que hace uno o dos siglos. Pero otra parte –en especial los ríos de los valles principales– sufre una presión humana mucho más intensa, que en algunas zonas ha comportado una degradación intensa del hábitat fluvial.

En los Pirineos meridionales la distribución territorial de las perturbaciones antrópicas es muy desigual. Los dos extremos pirenaicos, en Cataluña y Euskadi, concentran la perturbación por regulaciones artificiales del caudal de la “primera fase”, ligadas a fondos de valle y a usos industriales. La regulación hidráulica de “segunda fase”, de mayor magnitud y con fines hidroeléctricos, es muy intensa en las cuencas del Noguera Pallaresa y del Noguera Ribagorçana (esta segunda sin poblaciones de desmán) y se presenta de modo muy difuso en el resto de cuencas. La



**Fig. 4.** - Distribución del desmán en Andorra. Claro ejemplo de área fragmentada en tiempos recientes a causa de las perturbaciones antrópicas, en especial por contaminación del agua. Los puntos negros indican presencia de desmán durante la prospección, los puntos amarillos ausencia. (Fuente original: Aymerich, 2004).

**Fig. 4.** - Distribution of the Iberian desman in Andorra. A clear example of recently fragmented distribution due to anthropic pressure, especially due to water pollution. Black dots indicate positive presence and yellow dots absence of the species during the survey. (Original source: Aymerich, 2004).

contaminación por vertidos urbanos sólo alcanza niveles muy altos en la subcuenca del Valira en Andorra, que se presenta como un laboratorio natural excelente para estudiar los efectos a largo término de este factor en las poblaciones de desmán (Fig. 4). Existe una contaminación orgánica menos importante en el resto de valles pirenaicos, procedente de los núcleos urbanos pequeños o medios, de las instalaciones turísticas y de instalaciones ganaderas intensivas; temporalmente, esta contaminación puede llegar a niveles notables, en especial cerca de núcleos urbanos medios como Jaca o Puigcerdà. En todos los valles pirenaicos hay también perturbaciones localizadas persistentes debidas a captaciones de agua y a la artificialización de las riberas (rectificación de cauces, construcción de muros, degradación del bosque de ribera) y perturbaciones temporales debidas a vertidos de tierras a los cursos de agua durante la ejecución de obras públicas.

La influencia de los diversos factores de perturbación antrópica sobre el hábitat del desmán y sobre sus poblaciones ha sido tratada en la mayor parte de los estudios sobre la especie, por su interés para la conservación de una especie que suele considerarse rara y amenazada. Una buena revisión de los posibles factores de perturbación actuales se puede consultar en Queiroz *et al.*, (1996), donde se citan como factores principales las captaciones de agua, el deterioro de la calidad del agua (orgánica y química), la destrucción de los bosques de ribera, la reforestación de las cuencas y las obras hidráulicas. Sin embargo, todas las aproximaciones realizadas a estos factores de perturbación han sido indirectas, infiriendo los efectos en el desmán a partir de los efectos más o menos conocidos de las perturbaciones sobre los invertebrados acuáticos, y a menudo han sido demasiado intuitivas. Es probable que, en líneas generales, la mayor parte de conclusiones extraídas con estas aproximaciones sean bastante acertadas, pero el conocimiento de los efectos concretos de las diversas perturbaciones antrópicas en el desmán requiere aún la realización de estudios rigurosos y prolongados.

Nuestra experiencia con el desmán en los Pirineos meridionales no ha aportado mucha información nueva o precisa sobre el efecto de las perturbaciones antrópicas, pero sí que ha permitido matizar con datos algunas suposiciones poco documentadas y también se han obtenido algunas observaciones anecdóticas pero de gran utilidad para la comprensión de los efectos de determinadas perturbaciones o para la gestión.

La caracterización del hábitat durante las campañas de prospección del desmán incluía tan solo los dos factores antrópicos que inicialmente se consideraron de mayor potencial de perturbación en el análisis de los factores: eutrofización por contaminación orgánica y regulación artificial del caudal. Para la eutrofización se consideraron cuatro categorías, desde la ausencia de vertidos orgánicos hasta la contaminación muy evidente. Para la regulación artificial la variable utilizada fue la distancia del tramo a presas que retenían o derivaban el caudal, considerando tres categorías: ausencia de presas, a más de 1 km aguas abajo de presas y a menos de 1 km de presas.

El análisis conjunto de los datos de Cataluña insinúa un rechazo de los tramos en los que los dos factores de perturbación antrópica tienen niveles medios o altos, pero también indica claramente una tolerancia a los niveles de perturbación bajos. Los resultados son algo diferentes según el análisis aplicado a los datos. Por lo que se refiere a la contaminación, con el análisis de correspondencias múltiples (ACM) no aparece un rechazo claro de los tramos eutrofizados, pero sí una asociación débil de la presencia de desmán con los tramos sin indicios de contaminación. Con el índice de electividad de Ivlev (E) aparece una selección negativa de los tramos con contaminación media (en Cataluña no se prospectaron tramos con contaminación alta) y, en cambio, la selección de los tramos sin eutrofización y con eutrofización débil es similar y neutra. En cuanto a la regulación artificial del caudal, con el ACM sólo se intuye una asociación débil entre la presencia de desmán y los ríos sin presas, mientras que el índice E muestra una selección negativa aunque débil de los tramos situados a menos de 1 km de una presa y un selección neutra de los tramos situados a más de 1 km.

El análisis de los datos de Andorra (Aymerich, 2004) aporta más información útil sobre la influencia de la contaminación de los ríos en el desmán, gracias al hecho de que la cuenca del Valira es la única del área de distribución pirenaica de la especie donde existen tramos muy importantes de río con niveles de contaminación por residuos urbanos muy altos y persistentes desde hace unas tres décadas. En Andorra los tramos con eutrofización media mostraron una selección negativa débil pero clara y los tramos muy contaminados una selección negativa total (no se detectó desmán en ningún tramo muy contaminado), mientras que los tramos sin eutrofización y con eutrofización débil resultaron de selección neutra. Aún más interesante es el hecho de que la distribución actual del desmán en Andorra parece indicar de forma clara que se ha producido un proceso relativamente reciente de fragmentación del hábitat y de las poblaciones de desmán, que ha tenido como causa casi única la contaminación del agua, y que ha conducido a la extinción total de la especie en algunas subcuencas y al acentuamiento en otras de pequeñas poblaciones aisladas.

En resumen, los datos cuantitativos obtenidos con las prospecciones sistemáticas en los Pirineos meridionales indican que la contaminación y la regulación del caudal influyen efectivamente en la presencia del desmán, pero sólo cuando se presentan de un modo intenso. La tolerancia a niveles bajos de contaminación orgánica no es una sorpresa, pues ya había sido citada puntualmente en Navarra, Galicia y Portugal (Castián & Gosálbez, 1995; Santamarina, 1993; Queiroz *et al.*, 1998), pero sí constituye novedad la constatación de la contaminación como factor de fragmentación del área y de extinción a escala de subcuenca. Los datos obtenidos sobre la influencia de la regulación hidráulica del caudal indican que este factor incide en la presencia local de la especie, aunque también sugieren que su influencia puede ser menor de lo que se suponía en algunas primeras aproximaciones intuitivas (Bertrand, 1993; Queiroz *et al.*, 1993).

Considerando la escasez de información fiable sobre el efecto de las perturbaciones antrópicas y su interés práctico para la conservación del desmán, a continuación se presenta una aproximación sintética a los principales factores detectados en los Pirineos meridionales. Esta síntesis se basa especialmente en datos empíricos (cuantitativos o cualitativos) referidos al desmán, pero también en la evaluación de la probable influencia indirecta por el efecto sobre variables ambientales bien documentadas.

#### 1- Contaminación orgánica (eutrofización):

No afecta a la presencia del desmán en niveles bajos, correspondientes a vertidos puntuales de la ganadería, de casas aisladas o de pequeños núcleos rurales. Estos niveles bajos incluso podrían favorecer al desmán cuando se dan en aguas naturalmente oligotróficas, ya que comportan un incremento de la disponibilidad local de alimento.

Tiene un efecto negativo a partir de niveles medios (eutrofización fácilmente detectable a simple vista), que suelen corresponder a pequeños núcleos urbanos o a instalaciones turísticas con depuración deficiente del agua. En relación con estos niveles medios de contaminación es importante precisar que el análisis de los datos cuantitativos, que sólo detecta una débil selección negativa, puede resultar bastante engañoso y seguramente subestima su influencia real. La razón es que muchos de estos tramos en los que se detecta una contaminación media durante los muestreos registran episodios más o menos frecuentes de contaminación alta, que generalmente se dan en los meses estivales, cuando las instalaciones de depuración del agua no tienen capacidad suficiente para tratar los vertidos; esta situación es muy habitual, ya que el diseño de las instalaciones de depuración suele subestimar la población humana temporal en las localidades de montaña. Cuando estos episodios de contaminación puntual fuerte se producen de modo muy recurrente es probable que conduzcan a la extinción local del desmán o a una reducción muy significativa de su densidad, ya que comportan una reducción drástica de la disponibilidad de alimento durante semanas o meses. Estas situaciones suelen darse en los fondos de valle con mayor presencia humana, donde no son de detección evidente porque muchas veces no se manifiestan con los indicadores habituales de calidad del agua y además suelen solaparse con factores naturales desfavorables que enmascaran o diluyen su efecto. Ejemplos de zonas en las que los episodios de contaminación puntual alta (y de contaminación media habitual) parecen tener una responsabilidad alta en la ausencia habitual del desmán son los cursos bajos de los ríos Noguera de Cardós (cuenca del Noguera Pallaresa) y Segadell (cuenca del Ter), mientras que el curso medio y bajo del río Alp (cuenca del Segre) sería un ejemplo de disminución de la densidad por esta causa.

Cuando la contaminación orgánica es alta y persistente (claramente perceptible a simple vista e indicadores biológicos de baja calidad) resulta incompatible con la pre-

sencia del desmán. Esta situación sólo se da en zonas urbanas importantes y con sistemas de depuración muy deficientes, que afortunadamente son excepcionales en los Pirineos, donde prácticamente están limitadas a Andorra. Es importante remarcar que si esta contaminación orgánica alta afecta tramos fluviales de longitud grande (varios kms) puede conducir a una fragmentación de las poblaciones comparable a la que en los ecosistemas terrestres tendrían las barreras antrópicas muy impermeables (grandes infraestructuras y transformaciones extensivas del uso del suelo), conduciendo en casos extremos a extinciones de la especie a escala de subcuenca. El caso de los ríos de Andorra es muy ilustrativo de las consecuencias a medio plazo de este factor de perturbación.

#### 2- Contaminación química:

Parte de los efectos de los vertidos residuales urbanos debe ser atribuible a la contaminación química, en especial en casos tan importantes como Andorra, pero se desconoce el impacto concreto de esta contaminación con el desmán. En los Pirineos meridionales no se ha detectado ningún caso de influencia clara de este factor.

Hay que precisar que un posible factor de contaminación química que se ha citado reiteradamente como potencialmente negativo (Richard, 1985; Queiroz *et al.*, 1996) es el uso de productos anticongelantes (sales potásicas o sódicas y otras sustancias químicas) en las carreteras, pero existen poblaciones de desmán en numerosos cursos de agua adyacentes a carreteras donde el uso de estos productos es muy frecuente desde hace décadas. En los últimos tiempos también representan un riesgo potencial algunos productos que se utilizan para la producción de nieve artificial en las estaciones de esquí, pero por el momento no se ha confirmado ningún efecto negativo concreto y se mantienen poblaciones de desmán en los ríos que drenan estas estaciones de esquí.

#### 3- Presas-Regulación artificial del caudal:

Los datos disponibles indican que la regulación del caudal afecta a la presencia del desmán en los tramos inmediatamente inferiores a la presa. Estos tramos son los que experimentan fluctuaciones de caudal más bruscas y sin relación con el régimen hídrico natural del río, lo que hace que el medio fluvial sea inestable y cause estrés en las comunidades bióticas. Se supone que la regulación artificial del caudal debe actuar negativamente sobre el desmán de dos formas: 1) haciendo que la disponibilidad de alimento sea poco predecible, a causa de las fluctuaciones irregulares en las comunidades de macroinvertebrados; y 2) afectando a la disponibilidad y la calidad de los refugios situados en las riberas, que a consecuencia de las fluctuaciones frecuentes del nivel de agua pueden pasar en poco tiempo de resultar adecuados a no serlo, tanto porque pueden quedar muy alejados del agua como porque pueden pasar a estar inundados.

La distancia a la que deja de percibirse el efecto negativo de la regulación artificial seguramente depende de

la gestión del agua en cada caso particular, sin que pueda generalizarse. El análisis de los datos pirenaicos parece indicar que a partir de 1 km de distancia bajo las presas ya tendría poca influencia en el desmán, pero los datos disponibles aún son insuficientes.

Las consecuencias a medio plazo de la regulación artificial del caudal deben ser similares a las de la contaminación media o alta del agua, ya que comportan una pérdida de calidad como hábitat para el desmán de tramos más o menos largos de río. Cuando las perturbaciones causadas por la regulación del caudal son importantes y persistentes pueden conducir a la fragmentación de las poblaciones y, en algunos casos, seguramente a la extinción a escala de subcuenca. La información obtenida sobre esta cuestión en los Pirineos es limitada y poco coherente, pero indica que por lo menos en algunos casos se produce una fragmentación grave. Las cuencas fluviales que aportan datos más fiables son las que están muy alteradas por regulaciones hidráulicas antiguas, de finales del siglo XIX y principios del XX, de las que existen dos ejemplos excelentes en los dos extremos pirenaicos: el Bidasoa y el Ter. Castién & Gosálbez (1995) señalan que el desmán ha persistido aparentemente bien en la cuenca del Bidasoa a pesar de la profunda alteración causada por las construcciones hidroeléctricas durante todo el siglo XX, aunque desconocemos si se observa alguna fragmentación. En la cuenca del Ter el desmán también ha persistido hasta la actualidad, pero es muy patente la fragmentación debida a la proliferación de instalaciones hidráulicas: en esta cuenca el desmán se presenta en forma de subpoblaciones aparentemente aisladas –y algunas de viabilidad dudosa– en algunos afluentes laterales y en el curso superior de los dos ríos principales. Es probable que la respuesta diferente de las poblaciones de desmán del Bidasoa y el Ter a unas perturbaciones antrópicas similares refleje una mayor vulnerabilidad de las poblaciones situadas en zonas subóptimas (cuencas mediterráneas: Ter) en comparación con las que viven en zonas óptimas (cuencas atlánticas: Bidasoa).

Un caso particular de regulación artificial del caudal son los vacíos masivos de los embalses, muy esporádicos y relacionados en general con operaciones de mantenimiento. El efecto de estos vacíos parece que puede ser más comparable a las grandes crecidas y a otros eventos de carácter catastrófico que al de las fluctuaciones habituales de caudal bajo las presas, aunque con el añadido de la anoxia si se liberan sedimentos profundos. Tienen un gran potencial de perturbación del medio fluvial y seguramente pueden provocar mortalidades altas de desmán, pero ambos se podrían recuperar en un plazo de meses o años.

#### 4- Presas-Efecto barrera:

Las presas constituyen obstáculos físicos que cierran los cursos fluviales y pueden resultar difíciles o imposibles de superar para un animal pequeño y de movilidad habitualmente acuática como el desmán. El efecto barrera de

las presas es bien conocido para los peces, y también se ha constatado que puede afectar en algún grado a mamíferos semiacuáticos como la nutria, por lo que resulta lógico suponer que también afecta al desmán. Se trata de otro factor antrópico con gran potencial de fragmentación de las poblaciones de desmán, pero la información disponible sobre esta cuestión es muy pobre.

Hay que tener en cuenta que, además de un excelente nadador, el desmán es un buen trepador, por lo que potencialmente podría superar algunas presas. Con los radioseguidimientos realizados en el río Tor (cuenca del Noguera Pallaresa) constatamos que pueden trepar sin dificultad aparente por cascadas casi verticales de unos 5 m de altura y también por pequeñas presas de unos 2 m. Con esta información resulta razonable pensar que las pequeñas presas, que son la mayoría de las que se encuentran en su hábitat, deben tener un efecto barrera limitado o nulo. Un dato anecdótico que sustenta esta suposición es la persistencia durante 15 años de una población aparentemente saludable de desmán en un tramo de 6 km del río Romadriu en el que en 1996 se construyeron tres presas con alturas desde 2 hasta 8 m. Se desconoce a partir de qué altura una presa constituye una barrera efectiva y, por otra parte, hay que tener en cuenta que el efecto barrera también debe depender de otras características de estas (situación, flujo de agua, verticalidad, rugosidad, existencia de escaleras para peces, etc) que faciliten más o menos que el desmán trepe.

#### 5- Captaciones de agua:

Las captaciones de agua para consumo urbano o turístico pueden tener consecuencias similares a las de la regulación artificial del caudal con presas, aunque de menor escala. Si una captación hace disminuir mucho el caudal, puede hacer que el hábitat de tramos de río más o menos largos sea inadecuado para el desmán, fragmentando las poblaciones. En general las captaciones se limitan a períodos cortos (semanas o meses), por lo que la fragmentación es temporal y poco grave, aunque en algunos tramos puede resultar muy recurrente. El efecto de las captaciones se agrava porque en los Pirineos mediterráneos el mayor incremento en la demanda de agua es para usos turísticos y coincide con las épocas del año en que el caudal natural del río suele ser menor (julio-agosto e invierno) y existe más riesgo de contaminación orgánica.

No se han documentado casos concretos de ausencia de desmán a causa de captaciones de agua no ligadas a presas, pero es probable que algunas discontinuidades atribuidas a contaminación orgánica frecuente también estén relacionadas con el descenso del caudal a causa de las captaciones.

#### 6- Artificialización de las riberas:

Las obras hidráulicas que artificializan los márgenes fluviales son potencialmente muy negativas para el desmán, por lo menos cuando comportan realizar movi-

mientos de tierras. La artificialización de las riberas comporta una homogeneización de los márgenes fluviales, y la consecuencia más negativa para el desmán de estos trabajos es la destrucción de los refugios situados en las riberas, bajo rocas o raíces de árboles, que son un factor básico para su presencia local. Los muros artificiales pueden ofrecer refugios alternativos (conocemos varios casos, y de hecho parece algo bastante frecuente), con la condición de que estén en contacto directo con el agua. Pero esta condición no se da en muchas ocasiones, ya que resulta frecuente que entre los muros de canalización y el agua quede una franja amplia no inundada. Un efecto secundario de las canalizaciones es la perturbación del río aguas abajo por el vertido de tierras durante las obras, que puede provocar un descenso temporal en la disponibilidad de alimento para el desmán.

Aunque en general este factor puede considerarse negativo o poco favorable, sólo actúa a escala muy limitada (tramos fluviales de decenas o centenares de metros) y sus consecuencias son muy diversas en función del tipo de obra realizada. Si los trabajos sólo afectan tramos cortos, lo más probable es que tan sólo tengan incidencia en la densidad local del desmán. Hay numerosos ejemplos de tramos fluviales parcialmente canalizados en los que el desmán está presente.

#### 7- Ejecución de grandes obras públicas:

La ejecución de carreteras y otras obras públicas próximas a cursos fluviales suele tener asociado el vertido de tierras y de hormigón al agua, que siempre se produce en algún grado aunque se adopten medidas preventivas para evitarlo. Cuando los vertidos son pequeños el efecto sobre las comunidades acuáticas es débil, similar al de una crecida tras el deshielo o una tempestad, y no debería resultar negativo para el desmán. Pero cuando los vertidos son masivos sus efectos pueden tener carácter catastrófico, como los de grandes avenidas o el vaciado de embalses. En estos casos podrían producirse mortalidades altas de desmán y un deterioro severo del hábitat que puede persistir durante meses.

No se han documentado mortalidades de desmán ni la destrucción de su hábitat a consecuencia de obras públicas. A pesar de la falta de datos concretos, se considera muy probable que en algún momento se hayan producido, ya que no es infrecuente que haya mortalidades de trucha *Salmo trutta* Linnaeus, 1758 por esta causa, y hay que tener en cuenta que las poblaciones de desmán son potencialmente más sensibles y de recuperación más lenta que las de truchas. En cualquier caso, la ejecución de obras públicas debe considerarse un factor de riesgo de alta frecuencia.

#### 8- Introducción de especies alóctonas:

Las especies alóctonas pueden considerarse un factor de perturbación antrópico indirecto, porque la actividad humana es responsable de su introducción y, casi siempre, de su expansión. La especie alóctona que su-

pone un mayor riesgo potencial para el desmán es el visón americano *Neovison vison* (Schreber, 1777), que actualmente se ha establecido con éxito en varias partes del área de distribución de *Galemys* y ha provocado la regresión de otro mamífero semiacuático, la rata de agua europea *Arvicola terrestris* (Linnaeus, 1758) en diversas regiones europeas (Macdonald & Strachan, 1999; Macdonald *et al.*, 2002). La presión del visón americano ha sido citada reiteradamente como una de las causas de regresión del desmán en la España central, pero sin datos que lo confirmen. En los Pirineos meridionales las zonas de mayor riesgo son los dos extremos, en la Cataluña oriental y Navarra, donde actualmente ya contactan las áreas del desmán y el visón americano.

Aunque no existe ningún dato sobre esta cuestión, no se puede excluir que algunas plantas alóctonas invasoras también puedan tener incidencia en las poblaciones, ya que tienen una alta capacidad para modificar la vegetación de ribera y posiblemente también influyen en la productividad de las comunidades acuáticas. En los Pirineos podrían representar algún riesgo el arbusto de las mariposas *Buddleja davidii* Franch. y *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.

## ACTIVIDAD Y USO DEL ESPACIO

### Antecedentes

Si se exceptúan los estudios sobre individuos cautivos (Richard, 1985) y algunas observaciones de campo anecdóticas, hasta hace muy poco –con la publicación de parte de nuestros resultados (Melero *et al.*, 2012)- toda la literatura científica existente sobre estos aspectos consistía en los trabajos de radioseguidimiento realizados hace tres décadas por Stone (1985, 1987a, 1987b). Los resultados de este autor presentan al desmán como un animal muy rutinario y de comportamiento territorial, altamente agresivo con sus congéneres. Según Stone (1987b), el desmán tiene un patrón de actividad bimodal, con un periodo de actividad principal nocturno y un periodo secundario diurno; además los horarios de inicio y fin de cada periodo de actividad serían muy similares (casi sincrónicos) para todos los individuos residentes en un determinado sector fluvial. Por lo que se refiere al uso del espacio y la organización espacial, según Stone (1985, 1987a) y de modo muy simplificado, el desmán se caracterizaría por: a) organizarse básicamente en parejas territoriales que defienden tramos de río exclusivos, aunque habría una cierta tolerancia hacia los jóvenes en dispersión; b) dentro de esos territorios, los miembros de la pareja habitualmente se evitarían para prevenir encuentros agresivos, con la excepción de la época de reproducción; el principal mecanismo para evitarse sería realizar siempre desplazamientos en sentidos opuestos del río una vez salen de los refugios de descanso respectivos, de modo que nunca coincidirían físicamente; c) cada individuo dispondría típicamente de un refugio (por excepción dos) de uso exclusivo, que no compartiría ni con su pareja; d) el mecanismo para evitar encuentros agresivos entre vecinos sería bastante similar al utilizado

para prevenir agresiones entre miembros de la pareja: los desplazamientos de todos los machos en un determinado periodo de actividad tendrían siempre el mismo sentido (río arriba o río abajo), de modo que nunca coincidirían en las fronteras territoriales; en las hembras el riesgo de contactos con los vecinos sería mínimo, porque tenderían a excluir de sus desplazamientos los extremos del territorio.

### **Material y métodos**

Nuestros datos sobre actividad y uso del espacio a corto plazo proceden, básicamente de 6 campañas de captura, marcaje y radioseguimiento realizadas entre 2002 y 2004 en el río Tor (Pirineos centrales, Cataluña). Datos complementarios se han obtenido en marcas y seguimientos en el río Alp y, anecdóticamente, en el río Castellana, ambos en los Pirineos orientales. La informa-

ción sobre uso del espacio a largo plazo procede de estas mismas campañas y de las nuevas campañas de captura y recaptura realizadas entre 2006 y 2010 en el río Tor; en este último periodo los individuos solo eran marcados con *transponders* (chips de identificación), no con emisores de radio.

Las capturas se han realizado con nasas semisumergidas, parecidas a las utilizadas para capturar anguilas, dispuestas en los márgenes del río con la boca de entrada en el sentido de contracorriente (Fig 1). Las nasa se han dispuesto activas sólo durante las horas nocturnas para evitar capturas durante el día y que el animal pudiera morir por inanición. Durante la noche se han revisado a intervalos de 3 horas para asegurar la captura del animal vivo. Una vez capturado el animal se procedía a su procesamiento: toma de medidas corporales, establecimiento del sexo y de la edad, anestesia e implantación subcutánea de radioemisor y/o transponder (Fig 5).



**Fig. 5.** - Manipulación de un desmán capturado. Análisis de la dentición para establecer la edad. (Autor: Pere Aymerich).

**Fig. 5.** - Handling of a live-trapped Iberian desman. Age estimation through teeth analysis. (Autor: Pere Aymerich).

Los emisores utilizados fueron de la marca Biotrack, de menos de 4 g de peso y con una batería con autonomía máxima de 1 mes (generalmente menor, de 5-20 días). Los animales eran liberados en el punto de captura, entre 30 y 180 minutos después de ésta.

Los datos más precisos fueron obtenidos de 19 individuos (17 en el río Tor) a los que se pudo realizar un radioseguimiento durante un mínimo de 5 días tras su captura, y en general 2-3 semanas (máximo 4 semanas). Otros 38 desmanes han sido marcados con emisores y/o transponders y han proporcionado datos parciales útiles para el estudio del uso del espacio (solapamiento de dominios vitales, persistencia en tramos de río concretos, uso de refugios, etc.).

El radioseguimiento se realizó tanto de noche como de día, para poder establecer los parámetros relacionados con la actividad, ocupación del hábitat y utilización del espacio. El receptor utilizado fue el modelo RX-8910HE de la marca Telivit, combinado con tres tipos de antena, en función de la precisión deseada: 1) antena externa tipo "Yagi" para distancias medianas o largas, 2) antena interna en H para localizar individuos en un radio pequeño, con una precisión de hasta 1 m, y 3) antena externa, direccional, cuando se ha querido localizar individuos con una precisión de hasta 0,2 m, utilizada para detectar los individuos durante su descanso en el nido. La señal recibida solamente ha indicado la localización del emisor, pero no si el animal estaba en movimiento o en reposo. La actividad se ha determinado a partir de los cambios de posición entre dos controles o mediante el seguimiento continuado durante un determinado período de tiempo. El sistema no permite determinar si un animal que aparezca como quieto está inactivo (durmiendo) o activo.

Como objetivo preferente se optó por obtener localizaciones puntuales, discretas, de los individuos seguidos. No obstante, en alguna ocasión se realizaron seguimientos continuos, de hasta 5 horas, de determinados individuos. La regularidad media para las localizaciones individuales ha sido de 60'-90' durante la actividad nocturna y durante el período habitual de descanso diurno, mientras que para el horario más habitual de actividad diurna el control se realizó cada 30'-60'; el objetivo de este seguimiento más intenso de las horas de actividad diurna ha sido el de poder detectar las eventuales salidas cortas (inferiores a 60').

### **Actividad**

El método de seguimiento utilizado sólo permite detectar la actividad de un individuo cuando éste se desplaza, pero no la actividad "in situ" (cuidado del pelaje, por ejemplo). Debido a esta limitación metodológica, a partir de ahora utilizaremos actividad como sinónimo de "fuera del refugio", aunque hay que tener presente que no todo el tiempo que está fuera del refugio un individuo debe estar necesariamente activo (puede haber breves intervalos de descanso, en los que incluso puede dormir), ni tampoco siempre que está dentro de la madriguera tiene que dormir.

### Actividad media

El tiempo medio que un individuo está activo en una jornada se sitúa entre 9 y 10 horas, con escasas diferencias según la época del año. Esta estimación se ha obtenido en base al análisis de 1660 controles de actividad horarios, el 60% en otoño y el 40% en primavera-inicio de verano. Según los datos obtenidos el porcentaje de tiempo medio que un individuo está fuera de su refugio en cada jornada se sitúa hacia el 40%, similar pero algo inferior al 47% indicado por Stone (1987b). Con la excepción de breves descansos bajo rocas (en general menos de 5 minutos), los individuos están todo este tiempo en el agua y presumiblemente buscando alimento.

El tiempo medio de actividad registrado para cada individuo ha sido considerablemente más diverso que la media total. Las medias individuales durante los períodos de seguimiento han ido desde sólo 425 minutos (7h 05') hasta 713 minutos (11h 53'), entre el 29,5% y el 49,5% de la jornada. Las dos medias extremas son de una misma época (otoño) y es probable que sólo reflejen circunstancias particulares de esos individuos durante los días de seguimiento. Esta variabilidad es notablemente superior a la detectada por Stone (1987b), de 10h 18m-12h 00m.

No se observa que las variaciones en la actividad estén relacionadas con el sexo, la clase de edad ni la época del año. Se trataría más bien de una variabilidad individual aparente, seguramente sesgada por el tamaño de la muestra, y es probable que una muestra más amplia de cada individuo diera unas medias menos apartadas de las totales.

### Distribución de la actividad en la jornada

La actividad total de una jornada se distribuye, según la época del año, en 2 ó 3 períodos (excepcionalmente 4) de importancia desigual. La actividad es mayoritariamente nocturna, aunque la proporción entre día y noche varía según la época del año, tendiendo a aumentar el porcentaje de actividad diurna a medida que se acorta la duración de la noche. Los patrones observados según meses son:

- Septiembre-octubre: La duración de la noche es de aproximadamente 11h 30m. La actividad suele estar dividida en 3 períodos: 2 largos de actividad nocturna separados por un descanso (excepcionalmente la actividad nocturna puede ser continua, sin descanso) y 1 período corto de actividad diurna (que excepcionalmente puede ser inexistente o extremadamente corto).

- Abril-mayo: La noche se ha acortado hasta unas 9h. Aunque se observan a menudo los 3 períodos (2 nocturnos y 1 diurno), pero son menos regulares. Es frecuente que la actividad nocturna se concentre en un solo período, sin descanso intermedio. Este descanso, cuando existe, tiende a ser más corto que en otoño. Por el contrario, la actividad diurna tiende a alargarse, y se puede llegar a dividir en dos períodos.

- Junio: La noche tiene una duración mínima, de unas 7h 30m. La actividad se concentra habitualmente en sólo

2 períodos: 1 nocturno y 1 diurno. Es muy poco frecuente que la actividad nocturna se divida en dos períodos, con descanso intermedio. También la actividad diurna puede realizarse en dos períodos.

Los datos disponibles de otras épocas son muy escasos, pero refuerzan este patrón general. La hembra seguida en pleno verano (julio) en el río de Alp (Cerdanya) mostró el mismo patrón que los seguidos en Tor en junio: 1 período de actividad nocturna largo y 1 de actividad diurna corto. No hemos realizado seguimientos en invierno, pero un dato anecdótico muestra un patrón muy similar al de otoño en Tor, pero con alargamiento del descanso nocturno: un macho seguido durante una sola jornada de enero en el río Castellana distribuyó la actividad entre 2 períodos nocturnos (con un descanso muy largo, de 5 horas) y 1 de diurno.

El patrón anual, pues, se basaría en un período principal de actividad en la noche (con descanso intermedio cuando la noche es larga y sin descanso cuando es

corta) y un período secundario de actividad durante las horas de luz (que se alarga cuando la noche es corta, y que puede duplicarse en algunos casos). Considerando las fases de actividad, se distinguirían dos patrones estacionales básicos:

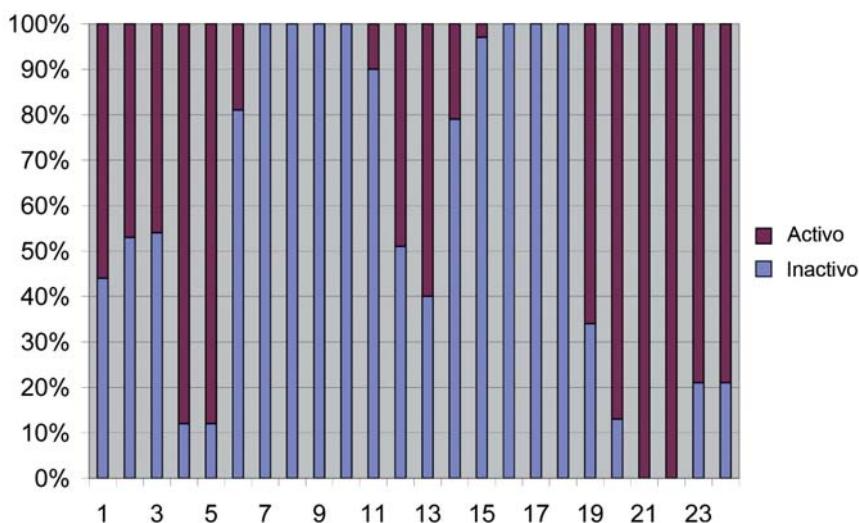
1) En primavera-verano un patrón bimodal, con una fase de actividad larga nocturna y una fase corta de actividad diurna.

2) En otoño-invierno un patrón trimodal, con dos fases de actividad nocturna, separadas por un descanso más o menos largo, y una breve fase de actividad diurna.

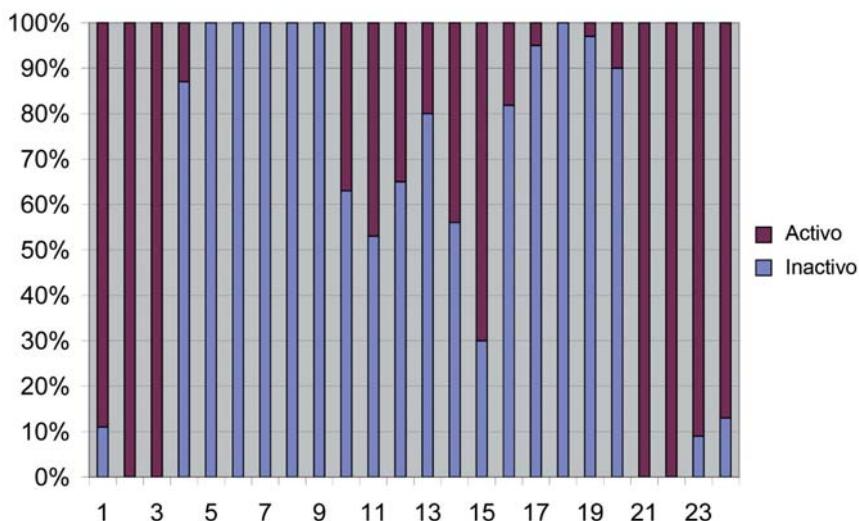
En el único trabajo publicado sobre esta cuestión (Stone, 1987b) se encontró un patrón bimodal para seguimientos realizados únicamente en primavera-verano, concordando pues con nuestros resultados para esa época.

Las Figuras 6a y 6b permiten visualizar este cambio de patrón de actividad según las estaciones.

a)



b)



**Fig. 6. - a)** Actividad en setiembre-octubre, expresada como porcentaje (%) de controles horarios de individuos activos o inactivos en cada franja horaria ( $n = 1012$  controles horarios); **b)** Actividad en junio, expresada como porcentaje (%) de controles horarios de individuos activos o inactivos en cada franja horaria ( $n = 442$  controles horarios).

**Fig. 6. - a)** Activity in September-October, expressed as percentage (%) of hourly controls with active or inactive individuals ( $n = 1012$  hourly controls); **b)** Activity in June, expressed as percentage (%) of hourly controls with active or inactive individuals ( $n = 442$  time controls).

Aunque tenga actividad tanto de noche como de día, el desmán se muestra como una especie básicamente nocturna, que tiende de forma clara a maximizar el período de actividad durante las horas de oscuridad. Es de suponer que la mayor parte del alimento necesario lo obtiene de noche. Es posible que la importancia trófica de la actividad diurna sea inversamente proporcional al éxito obtenido en los desplazamientos nocturnos, de tal manera que su duración dependería del hambre del individuo. Si las necesidades tróficas han quedado bien cubiertas durante la noche, de día podría ser que el animal no salga o que sólo lo haga por otras causas fisiológicas (existencia de un reloj interno o necesidad de defecar, por ejemplo). Esto explicaría las observaciones de individuos que no han salido de día, que lo han hecho durante períodos muy breves o que han sido observados fuera de la madriguera sin que aparentemente tengan actividad predatoria.

#### Horarios y duración de los períodos de actividad y del descanso nocturno

La actividad nocturna -repartida en dos períodos, con descanso intermedio, o en uno solo- se desarrolla típicamente desde el anochecer hasta el alba. En todas las estaciones del año, la activación de los individuos tiene lugar típicamente desde unos minutos antes del anochecer hasta una hora después, mientras que el regreso al refugio para el descanso diurno se da en general desde media hora antes del alba hasta unos 15 minutos después. Cuando hay descanso nocturno intermedio, su horario de inicio y final es muy variable, aunque en general se da alrededor de la medianoche.

La actividad nocturna total puede tener una duración muy variable, entre 5h 30' y 11 h, aunque lo más habitual es que se sitúe entre 7h y 9h. El porcentaje de la noche en que los individuos están activos tiene una relación inversa con la duración de la actividad nocturna: cuando más actividad muestran (septiembre-octubre) sólo están activos un 75% de la noche, mientras que cuando menos dura la actividad (junio) están activos casi toda la noche.

La actividad diurna tiene siempre menos duración que la nocturna y tiende a ser notablemente más irregular que ésta. La duración media es bastante superior en el inicio de verano (2h 17') que en otoño (93'), pero la variabilidad es muy amplia en ambas épocas (60'-270' en verano, 30'-250' en otoño). La actividad media ocupa casi un 12% de las horas de luz disponibles en otoño y algo menos del 14% en verano. Los horarios de inicio y fin de la actividad diurna son también muy irregulares, pero se concentra alrededor del mediodía.

La existencia de un periodo de descanso nocturno, hacia medianoche, es uno de los descubrimientos de nuestros seguimientos, ya que este descanso no había sido detectado por Stone (1987b), seguramente porque realizó los seguimientos en períodos del año en que este descanso es inexistente o muy raro. La duración de los descansos controlados en otoño –cuando son habituales– se ha situado entre 45 y 240 minutos, con una media de 147 minutos (n = 30).

Las Figuras 6a y 6b permiten visualizar de forma aproximada los horarios de actividad y descanso típicos en verano y en otoño.

#### **Dominio vital (área de campeo)**

Se considera dominio vital del desmán el tramo de río recorrido con más o menos regularidad por un individuo durante los períodos de radioseguimiento. No hay que confundir dominio vital con territorio, ya que los dominios suelen ser compartidos simultáneamente con otros individuos, con todas las combinaciones posibles de sexo y edad.

#### Extensión del dominio vital

El dominio vital es lineal, y para los individuos radioseguidos en el río Tor (n = 18) su longitud habitual se situó entre 400 y 660 m. Excepcionalmente, en el mismo río, existen casos de dominios inferiores (320 m para un individuo juvenil) y mayores (2300 m y 1350 m, atribuibles a desplazamientos puntuales atípicos de individuos adultos). La extensión del dominio vital es más homogénea en otoño que en primavera. No se observan diferencias apreciables en función de la edad y del sexo. En otoño la extensión del dominio vital de los diferentes individuos radioseguidos oscila entre 430 y 660 m (n = 10), en cambio en primavera la variabilidad ha sido mayor, entre 320 y 2300 m (n = 7).

#### Uso del dominio vital

Durante la actividad nocturna los individuos hacen recorridos por el río en los que usan su dominio vital de modo bastante diverso. Casi siempre lo recorren por lo menos una vez de modo casi completo, pero también pueden limitarse a visitar sólo una parte o a recorrerlo completamente dos veces. La irregularidad en el uso del dominio es mayor en otoño que en primavera. En otoño los individuos tienden a usar cada noche todo el dominio o la mayor parte de este, mientras que en primavera es más habitual que sólo hagan un uso parcial del conjunto del dominio. En los controles de otoño (n = 46 seguimientos) sólo hicieron un uso parcial en el 19,6% de los casos, mientras que en primavera (n = 22) fue así en el 63,6%. Las diferencias estacionales se muestran más grandes si se tiene en cuenta que en todos los casos de uso parcial en otoño los individuos usaron más de la mitad del dominio (50-80%), pero en primavera el porcentaje utilizado raramente llega o excede la mitad (15-60%).

En estos desplazamientos nocturnos es habitual que haya más de un cambio de sentido en la progresión a lo largo del río, de modo que el movimiento pasa de ascendente a descendente o viceversa. Como consecuencia de estos cambios de sentido, hay partes más o menos extensas del dominio que son recorridas más de dos veces en una noche, lo que ha sido observado en el 64,7% de las veces (n = 68). El uso repetido de un mismo tramo del dominio se da tanto en otoño (60,9% de las noches) como en primavera (72,7%). No tiene relación, por tanto, con la exis-

tencia o no de dos períodos diferentes de actividad nocturna separados por un descanso en el refugio, ya que estos descansos son habituales en otoño pero muy raros en primavera.

La longitud de río utilizada durante los períodos de actividad diurna suele ser mucho menor que la utilizada durante la actividad nocturna, y casi siempre representa una parte pequeña del dominio vital. Las diferencias estacionales en el uso del dominio durante la actividad diurna son mucho menos marcadas que durante la noche. En otoño la media del porcentaje del dominio total utilizado durante las salidas diurnas ( $n = 34$ ) es del 11,6% (rango 1-42%). En primavera esta media ( $n = 39$ ) es del 6,2% (rango 0,4 a 28%) si se consideran los dominios totales (incluyendo los desplazamientos extremos e inhabituales), pero sube hasta el 9,0% (rango 0,8-30%) si se calcula sobre los dominios habituales (excluyendo los extremos). Los desplazamientos durante la actividad diurna son casi siempre unidireccionales (salida del refugio, ascenso o descenso, y retorno).

#### Uso compartido de los dominios vitales

A pesar de las limitaciones metodológicas (brevedad de los radioseguimientos e incertidumbre relativa sobre la captura efectiva de todos los ejemplares presentes en un tramo), en muchos casos se ha constatado que el dominio vital de un individuo no es utilizado exclusivamente por este individuo. De hecho, para el 75% ( $n = 33$ ; se consideran independientemente las recapturas del mismo individuo) de individuos capturados en Tor se tiene la evidencia de que compartían su dominio vital con otros ejemplares, en una u otra medida. Para el 25% restante no se obtuvieron pruebas de la presencia de otros individuos, pero tampoco se puede afirmar que estuvieran solos.

Hay que precisar, de entrada, que con el radioseguimiento no se ha obtenido ningún dato de solapamiento en el sentido más habitual del término, es decir de superposición parcial de los dominios por la periferia de los mismos. Siempre se ha tratado de coincidencias muy grandes (superiores al 50%, y hasta el 100%) entre los dominios de dos individuos, que además compartían en algún grado los refugios. Ocasionalmente se ha constatado que 3 y 4 individuos pueden coincidir en un mismo tramo, por lo menos parcialmente, aunque en estos casos no ha sido posible realizar un seguimiento simultáneo prolongado de todos los individuos implicados, por lo que se desconoce el grado en que compartían dominio y la duración de este uso compartido.

Aparentemente, el uso compartido de dominios sería superior en otoño que en primavera, y en las hembras que en los machos. Esto podría sugerir una tendencia a ser más sociables cuando se acerca la época de apareamiento y una menor tendencia de los machos a compartir dominio. No obstante estos datos deben ser interpretados con mucha cautela debido a que la muestra es pequeña y a excepciones muy significativas, como es el hecho de que los dos casos de 3 y 4 individuos compartiendo dominio implicaran sólo a machos y que haya datos de dos individuos adultos del mismo sexo que comparten dominio en otoño.

En nuestra opinión, lo más probable es que todos los individuos compartan, en un momento u otro, su dominio vital.

#### ***Desplazamientos en el dominio vital***

##### Velocidad de desplazamiento

El desmán se desplaza prácticamente siempre por dentro del agua, moviéndose a velocidades muy diversas según el tipo de actividad que desarrolle. Los datos disponibles sobre velocidades las hemos calculado a partir del tiempo pasado entre cambios de posición, se trata de velocidades medias. Las velocidades puntuales superan ampliamente los extremos medios registrados.

Simplificando, se pueden distinguir tres tipos de desplazamiento, según la velocidad:

1) *Lentos*: Velocidades inferiores a 1 m/minuto. Se observan cuando están buscando alimento durante períodos prolongados en un área reducida. Pueden alternar la búsqueda de presas con breves períodos de descanso bajo alguna roca.

2) *Regulares*: Velocidades entre 1 y 6 m/minuto. Según las observaciones, parece que corresponderían a la alternancia de períodos cortos de búsqueda de alimento y períodos cortos de desplazamiento.

3) *Rápidos*: Velocidades superiores a 6 m/minuto. Los máximos registrados son de 32 m/minuto en sentido descendente (a favor de corriente) y de 12 m/min en sentido ascendente (a contracorriente). Estos desplazamientos rápidos pueden darse en dos situaciones: 1) intercalados con los lentos o los regulares, cuando la distancia recorrida suele ser corta (pocas decenas de metros), o 2) aisladamente, con carácter direccional claro, sin que el animal se detenga a buscar alimento, caso en que la distancia recorrida suele ser larga (del orden de cientos de metros).

Los desplazamientos de velocidad regular son los habituales. El claro predominio de estos movimientos parece indicar que la estrategia habitual de búsqueda de alimento es una exploración rutinaria del dominio vital.

La frecuencia y duración de los desplazamientos lentos es muy variable, en función de los individuos, la jornada y la época del año. Seguramente están condicionados por la disponibilidad de concentraciones de presas en tramos de longitud pequeña. Los movimientos lentos prolongados durante tiempos largos (superiores a 1 hora) son más habituales en primavera que en otoño, pero se han observado en ambas estaciones.

En cuanto a los desplazamientos rápidos, los de corto alcance son frecuentes, pero los de largo alcance (direccionales) se dan más raramente. La causa de estos movimientos direccionales no es nada clara. La mayor parte están asociados a la salida o -sobre todo- al regreso a la madriguera durante la actividad nocturna, pero no siempre es así. Los movimientos direccionales de regreso a la madriguera serían los más fácilmente interpretables, ya que parece lógico que un individuo no se detenga si ya se ha alimentado lo suficiente o quiere evitar entrar en la guarida

después del alba; la frecuencia de los retornos rápidos es mayor que la de las salidas rápidas, pero es más habitual que regresen con velocidades regulares (de 35 retornos controlados en otoño, sólo el 25,7% fueron rápidos). Las salidas rápidas de la madriguera por la noche son poco frecuentes (11,8% para n = 93 controles) y nunca han sido observadas durante las salidas diurnas. Son los movimientos rápidos más sorprendentes y las causas son desconocidas. Sin embargo podemos pensar que pueden estar relacionadas con la alimentación, concretamente con el recuerdo de un tramo con alimento abundante, que volverían a explotar, ya que en algunos casos se constató que un mismo individuo realizaba salidas rápidas en noches consecutiva y se dirigía hacia el mismo tramo de río, donde una vez llegaba permanecía tiempos largos haciendo movimientos lentos, característicos de la búsqueda de alimento.

#### Distancias recorridas

Las distancias totales recorridas por un individuo durante una noche en el río Tor han sido desde 200 m hasta 2720 m, con una media de 978,7 m (n = 61). Los datos desglosados por estaciones se muestran en la Tabla 7. Las distancias recorridas reflejan también las diferencias estacionales en el uso del espacio, que tiende a ser claramente más irregular en primavera. Aunque la media de las distancias no es muy diferente entre las dos estaciones (sólo 165 m menos en primavera que en otoño), la amplitud de los rangos es muy superior en primavera que en otoño, tanto si se consideran los valores absolutos como las medias de cada individuo. En otoño se puede prever, con un margen de error no muy grande, que la distancia que un individuo recorrerá en una noche estará alrededor de los 1000 m. En cambio, la distancia recorrida en una noche primaveral es más difícilmente previsible. Buena parte de las diferencias observadas se podrían explicar por la falta (o extrema rareza) de los descansos nocturnos y por la duración menor de la actividad nocturna en la primavera, pero no todas.

Las distancias recorridas durante el día son mucho menores que durante la noche. Representan aproximadamente un 10% de las distancias recorridas por la noche. Como ocurre en la noche, durante el otoño es cuando realizan desplazamientos medios más largos, algo que resulta sorprendente si se tiene en cuenta que la duración de la

actividad diurna es claramente mayor en primavera-verano; esta diferencia quizás esté relacionada con una mayor facilidad para encontrar alimento en este último período.

#### Refugios

Cuando el desmán no está activo en el río, se refugia en cavidades naturales situadas en la orilla (Fig 7). En estos refugios descansa y se reproduce, y probablemente también desarrolla otras actividades sociales.

Los radioseguimientos en los Pirineos han permitido localizar 33 refugios de desmán. Estos se hallan siempre en la ribera, con la cámara de descanso a 40-120 cm del agua, resultados básicamente coincidentes con los de Stone (1987a), quien encontró cámaras hasta 100 cm del agua, mediante excavación. El acceso a la cámara es casi siempre por una galería con acceso directo desde el agua, semisumergida o sumergida, a la que entran por agujeros pequeños (5-20 cm de ancho). Sólo en un caso se detectó un refugio esporádico con acceso situado fuera del agua, pero a corta distancia (10 cm), en una galería abandonada de *Arvicola sapidus*. Los refugios se sitúan generalmente bajo grandes bloques rocosos, de diámetro superior a 1 m, aunque también se han localizado bajo acúmulos de rocas más pequeñas e incluso en estructuras artificiales (un muro, una pequeña presa y una minicentral eléctrica).

Uno de los descubrimientos más relevantes de nuestros trabajos es que, en contra de lo que se suponía, los refugios son estructuras compartidas por varios individuos y persistentes. Se ha constatado que los refugios pueden ser utilizados simultáneamente y de forma pacífica por lo menos por dos individuos adultos, con todas las combinaciones posibles de sexos (se han documentado tres casos de macho y hembra, un caso de dos hembras y un caso de dos machos), lo que excluye que el uso compartido esté ligado a una relación de pareja. Aunque no se tengan datos, creemos probable que en algunos casos puedan descansar simultáneamente más de dos individuos en un refugio. Pero es que, además de ser compartidos de modo coetáneo, los refugios también son utilizados por varios individuos en períodos diferentes. En la zona central de nuestros estudios en el río Tor se controlaron 12 refugios durante tres años, y 8 de estos (66,7%) se verificó que fueron reutilizados por diferentes individuos en diferentes temporadas. Por lo menos 4 de los refugios fueron utilizados cada año entre 2002 y 2004, y siempre por individuos adultos diferentes (entre 3 y 6 individuos controlados durante este periodo en cada refugio).

Aunque se había dicho que lo normal es que cada individuo de desmán utilice un solo refugio (Stone, 1987a), nuestros trabajos indican lo contrario. Durante los breves períodos de radioseguimiento (entre una y cuatro semanas) el 75% de los individuos controlados (n = 20) usó más de un refugio. El número de refugios por individuo en estos períodos cortos varió entre 1 y 6 (media 2,3). A lo largo de su vida es probable que el número de refugios utilizados por un individuo sea muy superior, ya que el hecho de que unos

Estación Season	Media (m) Mean (m)	Rango (m) Range (m)
<i>Noche Night</i>		
Otoño (n=40) <i>Autumn</i>	1035,5	600-1670
Primavera-verano (n=21) <i>Spring-summer</i>	870,5	200-2720
<i>Día Day</i>		
Otoño (n=34) <i>Autumn</i>	126,5	10-520
Primavera-verano (n=41) <i>Spring-summer</i>	77,4	10-300

**Tabla 7.** - Distancias totales recorridas por un desmán durante la actividad nocturna y diurna.

**Table 7.** Total distance traveled by a desman during the day and night activity.



**Fig. 7.** - Localización de un refugio de desmán bajo la roca tras el árbol. (Autor: Pere Aymerich).

**Fig. 7.** - Location of an Iberian desman resting site below the rock behind the tree. (Author: Pere Aymerich).

mismos refugios sean usados por diferentes individuos en diferentes años sugiere que los desmanes cambian de zona de residencia temporal, y se puede suponer que en cada tramo de residencia utilizarán diferentes refugios.

Las implicaciones de estos datos sobre el uso de los refugios en el conocimiento del comportamiento y de la organización socioespacial del desmán son muy importantes, y la cuestión se ha desarrollado con más detalle en Melero *et al.* (2012). Por un lado, el simple hecho de que individuos del mismo sexo puedan compartir simultáneamente refugios invalida por completo el supuesto comportamiento altamente solitario y agresivo de la especie (Richard, 1985) y su supuesta organización socioespacial en parejas territoriales (Stone, 1987a). Por otra parte, el uso de unos mismos refugios por diferentes individuos en diferentes años indica que los refugios serían estructuras permanentes y de uso social, compartidos por los varios individuos que viven en un río. Y además, el recambio frecuente de los individuos que descansan en un refugio sugiere que el desmán no está ligado permanentemente a un determinado tramo de río, sino que cambia frecuentemente de tramo y de refugios. Considerando el uso compartido tanto a corto plazo como a largo plazo, es posible

que los refugios puedan tener una función de puntos de encuentro y comunicación para los individuos que forman una población de desmán.

La nueva información sobre los refugios tiene también consecuencias en la gestión de la especie. En general, se ha tendido a considerar que lo fundamental para el desmán eran las condiciones de los cursos de agua, y que la gestión debía centrarse en la calidad de estos. En cambio, casi no se había prestado atención a las condiciones de las riberas, y se había supuesto que los refugios no serían factores limitantes, ya que se trataría de simples cavidades de uso individual. Pero la utilización de los refugios por diferentes individuos sugiere que son un recurso limitado (no sirve como refugio cualquier cavidad) y que muy probablemente tienen un papel clave en la organización socioespacial de las poblaciones de desmán. Si se asume que los refugios son elementos singulares e importantes para las poblaciones de desmán, las perturbaciones en las riberas que los destruyen podrían resultar tan negativas para la conservación de la especie como la alteración de la calidad o la cantidad del agua. En consecuencia, habría que incorporar la conservación de las franjas de ribera a las medidas de gestión del desmán.

### **Organización socioespacial**

Los descubrimientos sobre la persistencia y el uso compartido de los refugios nos obligaron a revisar a fondo toda la información publicada hasta la fecha sobre la organización socioespacial del desmán, derivada de los trabajos de Richard (1985) y Stone (1985, 1987a), y que establecía que se trata de un animal territorial, con gran agresividad intraespecífica y que se organiza en parejas que poseen tramos de río de uso exclusivo. Este modelo ha sido asumido como referencia cierta hasta ahora y también nosotros lo utilizamos como punto de partida al iniciar los trabajos de seguimiento. Sin embargo, los datos sobre el uso de refugios y otros indicios observados (cambios de dominio, uso simultáneo de un tramo por más de dos individuos, tasas de recaptura, fluctuaciones en el número de individuos presentes en un tramo, etc) entraban en clara contradicción con este modelo territorial, lo que nos ha llevado a replantear su validez.

En la actualidad disponemos de datos que demuestran que el modelo de organización socioespacial establecido por Stone (1987a) y considerado la referencia básica no es válido: el desmán no es una especie que se estructura en el espacio en parejas territoriales con dominios exclusivos. Esto se puede afirmar con la información actual, pero los datos son aún insuficientes para ofrecer un modelo alternativo suficientemente sólido. La información fragmentaria que invalida la territorialidad y sugiere un modelo de organización diferente se desarrolla en un artículo específico en curso de elaboración, por lo que no se expone detalladamente en el presente trabajo sintético y aquí nos limitamos a apuntar la hipótesis socioespacial alternativa.

La hipótesis en la que trabajamos desde hace unos años es que el desmán es una especie no territorial, y que los individuos de una población comparten tramos de río extensos que usan con diferente intensidad en diferentes períodos. Según esta hipótesis, los individuos de desmán se desplazarían a lo largo de un río y se establecerían temporalmente en unos determinados tramos. Durante estos establecimientos temporales usarían los refugios persistentes y comunitarios disponibles en ese tramo, y se alimentarían en dominios vitales más o menos constantes (que en los Pirineos meridionales tienen longitudes típicas de alrededor de 500 m). La persistencia de un individuo en un determinado tramo podría prolongarse desde unos pocos días hasta varios meses, en función de factores aún poco conocidos, pero seguramente ligados a la disponibilidad de alimento y a la actividad reproductora. Pero no se trataría de territorios permanentes utilizados por un individuo durante toda su vida, ya que nunca se ha constatado su permanencia durante períodos de más de medio año y, en cambio, sí hay alguna evidencia de cambio de dominio vital en años consecutivos, hasta distancias de 1,5 km. Según este modelo hipotético, tanto un río como los refugios distribuidos a lo largo de sus riberas serían de uso compartido por un número indeterminado de desmanes (probablemente varias decenas), que tendrían una relación mutua de alta tolerancia o quizás claramente sociable.

Se trataría de una organización socioespacial que se podría calificar de comunal y fluida. Este modelo es anta-

gólico con el modelo territorial vigente hasta ahora y en cambio es muy similar al que se supone para el desmán ruso, una especie que siempre se ha considerado que no tiene territorios fijos, es de tendencia nómada y tiene un comportamiento muy sociable. De hecho, no debería suponer una gran sorpresa esta similitud en la organización socioespacial con la especie filogenéticamente más próxima al desmán, sino que lo sorprendente sería lo contrario, es decir que dos especies próximas tuvieran comportamientos sociales tan diferentes. En el desmán ruso el comportamiento sociable y no territorial se ha relacionado con el hecho de ocupar un hábitat con grandes fluctuaciones espaciales, las llanuras de inundación de grandes ríos. En el desmán la extensión del hábitat potencial es más o menos constante, pero no lo es la disponibilidad de alimento, ya que las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos suelen experimentar fluctuaciones importantes, por lo que el hábitat sería también inestable, y esto explicaría que evolutivamente tenga ventajas adaptativas una organización socioespacial no territorial.

### **CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS**

Después de una década de realizar trabajos diversos relacionados con el desmán y de evaluar la información existente, consideramos que el conocimiento de esta especie es aún insuficiente. Este déficit de conocimientos es atribuible en gran parte a la dificultad que comporta su estudio en condiciones naturales, lo que hace del desmán un material poco rentable para los proyectos de investigación. También ha influido mucho el hecho de que el patrón de actividad, el uso del espacio y la organización social se dieran por bien conocidos tras los trabajos de Stone (1985, 1987a), por lo que en los últimos veinte años la mayor parte de proyectos sobre el desmán se han centrado en aspectos relacionados con la conservación. Pero, como se ha ido comentado en apartados precedentes, nuestros resultados indican que muchas conclusiones de estos trabajos fueron precipitadas y excesivamente simplistas, de modo que con los datos actuales se muestran como erróneas o muy parciales. Ahora sabemos que el comportamiento del desmán en libertad es bastante más complejo de lo que se había supuesto durante mucho tiempo, y esto requiere mejorar la información disponible sobre varios aspectos y revisar críticamente lo que se ha publicado.

Siendo el desmán una especie que se considera de alto interés conservacionista, es lógico que sean prioritarios los trabajos con aplicaciones claras en la gestión de la especie. A modo de conclusión, en los puntos siguientes exponemos los aspectos que presentan déficits de conocimiento importantes y en los cuales, en nuestra opinión, habría que centrar los esfuerzos en los próximos años, con el objetivo final de disponer de una información sólida para gestionar correctamente esta especie.

#### Distribución

Existen todavía lagunas muy importantes en el conocimiento de la distribución del desmán, que afectan a la

mayor parte de su área, y en particular a la distribución a escala media (presencia-ausencia en subcuencas). Este déficit de información corológica es atribuible al esfuerzo insuficiente que se ha aplicado en muchas zonas, pero también al uso frecuente de métodos con bajo rendimiento. Los trabajos realizados en el último cuarto de siglo muestran de forma clara que el método más eficiente para conocer la distribución del desmán a escala media es la prospección de excrementos. Para que sea eficaz es necesario que los equipos de prospección tengan formación y experiencia. Además es conveniente validar por lo menos una parte de las determinaciones visuales con análisis de pelos o con análisis genéticos. También es viable establecer la distribución a media escala sin análisis posteriores, dando como válidos sólo aquellos excrementos que morfológicamente no ofrezcan dudas, pero esto puede representar desestimar hasta un 50% de las muestras obtenidas y probablemente obligaría a recorrer tramos fluviales más largos, con lo que aumenta el tiempo destinado a trabajo de campo.

La distribución actual a gran escala –de cuencas fluviales enteras o de grandes subcuencas- parece que está condicionada sobre todo por causas biogeográficas (existencia de barreras naturales que impiden la colonización por el desmán) y por causas antrópicas (aparentes extinciones regionales en algunas cuencas, aunque la información sobre este aspecto es algunas veces débil). Además, en algunos casos también podrían actuar factores limitantes ambientales que hacen que algunas cuencas sean inadecuadas para sostener poblaciones de desmán viables a largo plazo (red fluvial poco extensa, régimen torrencial de los cursos de agua,...). En cualquier caso, hay que tener en cuenta los factores naturales para explicar algunas ausencias a gran escala del desmán.

En la distribución a escala media y pequeña –subcuencas medias, ríos y tramos de río- también inciden factores naturales y antrópicos, y además es probable que influya bastante la dinámica propia de las poblaciones de desmán. Sin considerar las regresiones o extinciones por causas antrópicas, la distribución del desmán parece que se puede explicar por tres factores principales: disponibilidad de alimento (macroinvertebrados acuáticos), accesibilidad del alimento (limitada especialmente por la profundidad del agua en cursos medianos y grandes, y por el hielo en cursos pequeños) y disponibilidad de refugios adecuados en la ribera. Estos tres factores se presentan de modo irregular en una red fluvial, con variaciones espaciales y temporales que con toda probabilidad afectan a la presencia del desmán. Hay que dejar de lado la visión de que, si no han actuado factores antrópicos negativos, la distribución del desmán sería casi continua en los cursos fluviales con tipologías aparentemente adecuadas de su área de distribución. Existen evidencias de que la distribución es discontinua en el espacio de forma natural, de modo que no está presente en todos los cursos fluviales o tramos que desde una perspectiva humana pueden parecer buenos o incluso óptimos. Y hay también fuertes indicios de que la distribución es discontinua temporalmente, con zonas de presencia permanente, de presencia no

constante pero recurrente (periódica o irregular) y de presencia sólo esporádica o accidental. En resumen, la información obtenida con nuestros trabajos sugiere que hay que pasar de un modelo de distribución fijo o estático a un modelo dinámico. Este cambio conceptual no resulta nada trivial, ya que incide de forma importante en muchos aspectos referidos a la conservación de la especie: con el modelo estático –hasta hoy dominante- cualquier cambio en la presencia local solía atribuirse automáticamente a regresiones, mientras que con el modelo dinámico se plantean varias interpretaciones alternativas.

Aunque creemos que el modelo de distribución dinámica es aplicable básicamente a la presencia a lo largo de un curso fluvial, no se puede excluir que en algunas pequeñas subcuencas –en especial en las periféricas- situadas dentro del área habitual del desmán se den procesos de colonizaciones, extinciones y recolonizaciones. Es más improbable, pero no imposible, que estos procesos se den a escala de cuencas o grandes subcuencas (como por ejemplo en algunos ríos del Pirineo aragonés).

#### Organización social

Nuestros resultados evidencian que no es válido el modelo de organización social basado en parejas territoriales establecidas en tramos exclusivos de río, que generalmente ha sido aceptado como referencia desde los trabajos de Stone (1987a). Disponemos de una cantidad considerable de datos que sugieren que se trata de una especie no territorial, más o menos sociable (esta sociabilidad incluye el uso compartido de los refugios) y con dominios vitales (áreas de campeo) individuales cambiantes. Sin embargo, la información sobre este aspecto es aún fragmentaria y no permite establecer con firmeza un nuevo modelo de organización social.

Nos encontramos, pues, en una situación de transición en que no se dispone de un modelo de referencia sobre la organización socioespacial de la especie, ya que el modelo vigente desde los años 1980 se ha demostrado que no sirve, pero todavía no se ha podido definir satisfactoriamente un modelo alternativo. Esta incertidumbre condiciona los estudios sobre muchos otros aspectos de la biología del desmán y su gestión, por lo que una de nuestras prioridades actuales es obtener datos que permitan contrastar con alta fiabilidad la validez de la hipótesis alternativa que hemos formulado.

#### Demografía

No se conoce casi nada sobre la dinámica de las poblaciones de desmán. Este es, sin duda, uno de los campos en los que es necesario realizar más trabajos, pero la obtención de datos fiables resulta muy complicada a causa del gran esfuerzo que requiere la captura de individuos y de la complejidad de la interpretación de los datos. Desde el año 2004 estamos realizando campañas periódicas de captura y recaptura para intentar mejorar la información poblacional, pero por el momento tan sólo se dispone de datos parciales.

Gran parte de las dificultades para estudiar la dinámica poblacional del desmán deriva de los nuevos conocimientos sobre la variabilidad en su distribución local y sobre su organización social, comentados en los párrafos anteriores, que introducen una gran incertidumbre en la interpretación de los datos obtenidos mediante muestreos puntuales. Con el modelo de organización social territorial derivado de los trabajos de Stone (1987a) se infería una distribución más o menos regular a lo largo de los ríos, por lo que se podía asumir que los datos poblacionales obtenidos en unos pocos tramos eran extrapolables, lo que permitía teóricamente estimaciones de densidades-tipo como las publicadas en Nores *et al.*, (1998). Pero con los nuevos datos sobre la organización socioespacial de la especie estas estimaciones –y todas las obtenidas con trámites puntuales- serían bastante anecdóticas, ya que tan sólo reflejarían las densidades en unos tramos fluviales y unas fechas concretas.

Los problemas que plantean los estudios poblacionales hacen que no se disponga de información adecuada sobre dos aspectos básicos para la gestión del desmán: 1) No existe por ahora ningún método fiable para estimar la población existente en un determinado río o cuenca. 2) Se desconoce cuál es la talla mínima de una población viable a medio plazo. Por el momento tan sólo se pueden realizar aproximaciones especulativas y limitadas a un determinado contexto ambiental. Por ejemplo, en nuestro caso, las campañas recurrentes de captura en el río Tor sugieren que en los “hábitats típicos” (si es que existen) de desmán en los Pirineos meridionales las densidades medias serían de sólo unos 2 individuos/km, que es bastante menos de lo que se había supuesto a partir de muestreos puntuales y de extrapolaciones derivadas de la extensión del dominio vital individual obtenido mediante radioseguimiento. Esto no excluye que en determinados momentos las densidades locales puedan subir hasta 5-6 individuos/km, pero tampoco que lleguen hasta 0 individuos/km en tramos fluviales que habían sido considerados de presencia habitual en base a muestreos para establecer la distribución. Si se asume que estas densidades medias son extrapolables a cursos fluviales similares, podría haber poblaciones aparentemente viables con unos 50 individuos, ya que se conocen poblaciones persistentes que están aisladas o semiaisladas en subcuenca con unos 20 km de hábitat potencial.

Además, hay que considerar la posibilidad de que a escala de cuenca el desmán presente una dinámica metapoblacional, lo que dificultaría aún más la interpretación de las variaciones que se observen. En base a la información fragmentaria proporcionada por los datos de distribución, parece que lo más probable es que se trate de metapoblaciones de modelo irregular o parcheado, constituidas por un conjunto de poblaciones locales establecidas en sectores fluviales adecuados y parcialmente interconectadas gracias a desplazamientos de individuos a lo largo de sectores sin poblaciones permanentes. Sin embargo, tampoco se puede excluir que siga un modelo de población central y poblaciones satélites, siendo estas últimas más inestables. O también se podrían combinar los dos modelos a distinto nivel, con una metapoblación

parcheada extensa en las zonas centrales del área de distribución en una determinada cuenca y poblaciones satélites en las zonas marginales.

#### Genética de poblaciones

La información genética sobre el desmán era casi nula hasta la reciente publicación de Igéa *et al.* (2013), que ha supuesto un gran avance en el conocimiento de la estructuración de la diversidad genética a gran escala y de la filogenia. Sin embargo, este trabajo plantea nuevos interrogantes que deberían ser resueltos, en particular determinar cuál es el grado de separación funcional entre los dos grandes clados genéticos (que aparentemente casi no se mezclan) y aclarar la relación entre estos dos grandes clados y las dos subespecies descritas morfológicamente para el desmán (*subsp. pyrenaicus* y *subsp. rufulus*). Aparte, queda mucho por hacer en relación con el estudio de datos genéticos a escala media o intrapoblacional, algo que probablemente mejorará cuando finalicen trabajos que actualmente se realizan en el marco del Plan de Acción francés para el desmán.

#### Conservación: evaluación del estatus y adopción de medidas

La singularidad y la rareza del desmán han motivado una preocupación justificada por su conservación, lo que ha conducido a su inclusión en listas de especies amenazadas y a su protección legal, así como al desarrollo de varios proyectos y actuaciones que tienen como principal objetivo preservar al desmán. Sin embargo, la información necesaria para su gestión es manifiestamente deficiente, por lo que en bastantes casos las decisiones adoptadas han sido demasiado intuitivas.

El déficit de información condiciona algo tan básico como la evaluación fiable de su estado de conservación. Los criterios internacionales vigentes para evaluar el estado de conservación de una especie (IUCN 2001) se fundamentan en los datos sobre su regresión o sobre el tamaño poblacional. En el caso del desmán, como se ha indicado, los datos poblacionales son casi nulos, por lo que la evaluación debe sustentarse de modo exclusivo en la regresión del área de distribución. Pero la estimación fiable de las regresiones resulta muy difícil o imposible en muchos sectores, por la fragilidad de los datos corológicos sobre la especie, tanto actuales como históricos. Bastantes de los datos históricos sobre distribución pueden ser erróneos, debidos a confusiones con otras especies (en particular *Neomys sp.*), razón por la cual la regresión aparente en algunas zonas sería falsa. Incluso cuando los datos son seguros puede ser difícil confirmar que esa zona formaba parte del área de distribución histórica del desmán, ya que podría tratarse de sectores donde su presencia sólo es accidental; esto hay que tenerlo en cuenta sobre todo cuando se trata de citas muy aisladas de animales muertos, que podrían corresponder a individuos transportados a muchos kilómetros de sus zonas de origen por avenidas.

En la práctica la regresión del desmán sólo se puede asegurar cuando se dispone de datos completamente seguros de presencia histórica en una cuenca fluvial y se han realizado prospecciones recientes intensivas con resultados negativos, dos condiciones que casi nunca coinciden. En el ámbito pirenaico -en el cual hemos centrado nuestros trabajos- y siguiendo este criterio, no se ha podido constatar ningún caso de extinción a escala de cuenca o subcuenca. Al contrario, las prospecciones realizadas en la última década han permitido ampliar notablemente el área de distribución confirmada de la especie. En otras zonas que sólo conocemos parcialmente se han indicado regresiones muy importantes (Sistemas Ibérico y Cantábrico) e incluso extinciones totales (en cuencas del Sistema Central), que no se pueden excluir, pero nuestra impresión es que en algunos casos las prospecciones realizadas son insuficientes y que en otros la regresión se ha sobreestimado porque en la distribución de referencia se habían considerado datos erróneos. A causa del déficit de información histórica, tal vez se deba asumir que no conocemos nunca con seguridad la regresión experimentada por la especie en el siglo XX. Pero es inexcusable que a principios del siglo XXI no se conozca con fiabilidad la distribución actual del desmán en la mayor parte de su área, por lo que el estudio de esta cuestión debería ser la prioridad en las políticas de conservación de la especie.

Cuando se conozca con suficiente precisión la distribución regional del desmán –algo que por ahora sólo ocurre en una parte minoritaria de su área global- el siguiente paso debería ser la adopción de medidas que garanticen la preservación de las poblaciones existentes. Pero el diseño de estas medidas también está limitado por la información insuficiente sobre aspectos básicos de la demografía, la organización social y el uso del espacio. Aparentemente, los modelos derivados de los trabajos de Stone (1985, 1987a) permitían una gestión bastante sencilla basada en la conservación de determinados tramos fluviales con presencia de la especie, pero los datos obtenidos con nuestros trabajos invalidan estos modelos y complican notablemente la gestión. Los datos actuales sugieren que las poblaciones de desmán tienen dinámicas complejas (probablemente metapoblacionales), que habitualmente tienen densidades inferiores a las previstas, que para ser viables requieren redes fluviales bastante extensas y que no están condicionadas únicamente por las características del hábitat acuático. Aunque la información actual aún sea fragmentaria, este escenario hace recomendable que la conservación del desmán se base en la gestión integral de subcuenca fluviales (ríos de tamaño medio con sus afluentes).

Preventivamente se pueden adoptar medidas de conservación de tipo genérico para preservar una cierta calidad del agua y de los hábitats de ribera. Pero sería erróneo suponer que la conservación del desmán se garantiza usando como referencia los indicadores y técnicas habituales para la gestión de los hábitats fluviales. Unos niveles de calidad considerados buenos para las poblaciones de invertebrados, de peces o del bosque de ribera pueden resultar insuficientes para el desmán, ya que sus necesida-

des de recursos son más altas y la capacidad de recuperación de sus poblaciones mucho menor. En este aspecto, el desmán es un excelente indicador de la calidad del conjunto del hábitat fluvial (curso de agua más riberas), ya que su persistencia sólo parece posible si no se han producido perturbaciones importantes durante periodos prolongados.

A medio plazo es deseable que las medidas concretas que se apliquen en cada unidad de gestión del desmán (subcuenca o río) tengan una base científica, para lo que resulta imprescindible realizar estudios sobre los aspectos menos conocidos de la biología de la especie y sobre los factores de riesgo que afectan a las poblaciones. Queda, pues, mucho trabajo pendiente para afrontar con garantías la conservación del desmán.

## AGRADECIMIENTOS

Los diversos trabajos realizados durante estos años han sido financiados con fondos del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (Servei de Fauna i Flora, Parc Natural de l'Alt Pirineu), del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón, del Ministeri de Medi Ambient de Andorra y del Ministerio de Ciencia y Tecnología de España. Expresamos nuestro agradecimiento a todas las personas que en algún momento han participado en el trabajo de campo, y de modo especial a Sisco Mañas, Yolanda Melero, Cesca Casadesús, Jose Castresana y Javier Igea.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre-Mendi, P. 2004. Distribución y estado de conservación del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en la comunidad autónoma de La Rioja. Zubía 22: 55-85.
- Arribas, O. 2004. *Fauna y paisaje de los Pirineos en la era glacial*. Lynx Edicions. Barcelona.
- Aymerich, P. 2004. Els micromamífers semiaquàtics d'Andorra: distribució i estat de conservació. *Hàbitats* 9: 26-34.
- Aymerich, P., Casadesús, F., Pachés, O., Gosálbez, J. 2000. *L'almesquera (*Galemys pyrenaicus*) a Catalunya. Distribució i caracterització de l'hàbitat*. Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya. Informe inédito.
- Aymerich, P., Casadesús, F., Gosálbez, J. 2001. Distribució de *Galemys pyrenaicus* (Insectívora, Talpidae) a Catalunya. Orsis 16: 47-70.
- Aymerich, P., Gosálbez, J. 2002. Factors de distribució de *Galemys pyrenaicus* (Insectívora, Talpidae) a Catalunya. Orsis 17: 21-36.
- Aymerich, P., Gosálbez, J. 2004a. Distribución y hábitat del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) y de las musarañas acuáticas (*Neomys* sp.) en el Pirineo aragonés y en el Moncayo. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Aymerich, P., Gosálbez, J. 2004b. La prospección de excrementos como metodología para el estudio de la distribución de los musgaños (*Neomys* sp.). *Galemys* 16(2): 83-90.
- Aymerich, P., Gosálbez, J. 2004c. Guía de indicios de los mamíferos: musgaño común (*Neomys fodiens*), musgaño de Cabrera (*Neomys anomalus*). *Galemys* 16(2): 79-82.

- Aymerich, P., Gosálbez, J. 2009. El desmán ibérico en los Pirineos. *Quercus* 279: 24-30.
- Bertrand, A. 1986. Le Desman, *Galemys pyrenaicus*. Distribution dans les Pyrénées françaises, 1e. Ariège et Haute-Garonne. Ministère de l'Environnement, Direction de la Protection de la Nature. Informe inédito.
- Bertrand, A. 1993. Répartition géographique du Desman des Pyrénées *Galemys pyrenaicus* dans les Pyrénées françaises. *Proceedings of the Meeting on the Pyrenean Desman*. Lisboa. Sept. 1992.
- Bertrand, A. 1994. *Répartition géographique et écologie alimentaire du desman des Pyrénées Galemys pyrenaicus (Geoffroy, 1881) dans les Pyrénées françaises*. Thèse diplôme universitaire. Université Paul Sabatier. Toulouse.
- Cabrera, A. 1914. *Fauna Ibérica: Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Castién, E., Gosálbez, J. 1992. Distribución geográfica y hábitats ocupados por *Galemys pyrenaicus* (Geoffroy, 1811) (Insectívora, Talpidae) en los Pirineos occidentales. *Doñana Acta Vertebrata* 19 (1-2): 37-44.
- Castién, E., Gosálbez, J. 1995. Diet of *Galemys pyrenaicus* (Geoffroy, 1811) in the north of the Iberian Peninsula. *Netherlands J. Zool.* (3-4): 422-430.
- García, P., Mateos, I. 2007. Comportamiento cavernícola del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) en la montaña palentina. *Galemys* 19(1): 41-44.
- Gautron, R. 1989. A propósito de una nueva cita de desmán pirenaico en el Altoaragón: nota mastozoológica. Lucas Mallada, 1: 189-193.
- González-Esteban, J., Castién, E., Gosálbez, J. 1999. Morphological and colour variation in the Pyrenean desman *Galemys pyrenaicus* (Geoffroy, 1811). *Z. Säugetierkd.* 64 (1): 1-11.
- González-Esteban, J., Villate, I., Castién, E., Rey, I., Gosálbez J. 2002. Age determination of *Galemys pyrenaicus*. *Acta Theriologica* 47(1): 107-112.
- González-Esteban, J., Villate, I., Castién, E. 2003. A comparison of methodologies used in the detection of the Pyrenean desman *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy, 1811). *Mamm. Biol.* 68: 387-390.
- Gosálbez, J. 1987. *Insectívors i rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i catàleg faunístic*. Ketres Ed. Barcelona.
- Igea, J., Aymerich, P., Fernández, A., González, J., Gómez, A., Alonso, R., Gosálbez, J., Castresana, J. 2013. Phylogeography and postglacial expansion of the endangered semi-aquatic mammal *Galemys pyrenaicus*. *BMC Evol. Biol.* 13: 115.
- Ivlev, V.S. 1961. *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press. New Haven, Connecticut.
- Mason, C.F., Mc Donald, M. 1987 The use of spraints for surveying Otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. *Biol. Conserv.* 41: 167-177.
- Macdonald, D.W., Strachan, R. 1999. The mink and the water vole: analyses for conservation. Wildlife Conservation Unit and Environment Agency. Oxford.
- Macdonald, D.W., Sidorovich, V.E., Anisomowa, E.I., Sidorovich, N.V., Johnson, P.J. 2002. The impact of American mink *Mustela vison* and European mink *Mustela lutreola* on water voles *Arvicola terrestris* in Belarus. *Ecography* 25(3): 295-302.
- Marsol, L., Castells, X. 1989. Observations zoologiques a les valls d'Aneu. *Collegats* 3: 53-57.
- Melero, Y., Aymerich, P., Luque, J.J., Gosálbez, J. 2012. New insights into social and space use of the endangered Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*). *Eur. J. Wildl. Res.* 58: 185-193.
- Morueta-Holme, N., Flojgaard, C., Svenning, J.C. 2010. Climate change risks and conservation implications for a threatened small-range mammal species. *Plos ONE* 5(4): 1-12.
- Nores, C. 2007. Desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*). En: *Atlas y Libro Rojo de los mamíferos terrestres de España*. L.J. Palomo (Ed.): 92-98. SECEM-Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Nores, C., García-Álvarez, E. 1995. Valoración del hábitat de *Galemys pyrenaicus* en España. Seminar on the biology and conservation of european desmans and water shrews (*Galemys pyrenaicus*, *Desmana moschata*, *Neomys spp*). Council of Europe T-PVS (95) 32: 58-62.
- Nores, C., Ojeda, F., Ruano, A., Villate, I., González, J., Cano, J.M., García, H.E. 1992. Aproximación a la metodología y estudio del área de distribución, estatus de población y selección de hábitat del Desmán (*Galemys pyrenaicus*) en la Península Ibérica. Universidad de Oviedo. Informe inédito.
- Nores, C., Ojeda, F., Ruano, A., Villate, I., González, J., Cano, J.M., García, H.E. 1998. Estimating the population density of *Galemys pyrenaicus* in four Spanish rivers. *J. Zool. London* 246: 454-457.
- Nores, C., Ruano, A., Ojeda, F., Villate, I., García, H.E., Cano, J.M., González, J. 1993. Pyrenean Desman survey of Spain: first results. *Proceedings of the Meeting on the Pyrenean Desman*. Lisboa. Sept. 1992.
- Peyre, A. 1956. Ecologie et biogéographie du Desman (*Galemys pyrenaicus*) dans les Pyrénées françaises. *Mammalia* 20: 405-418.
- Peyre, A. 1961. *Recherches sur l'intersexualité spécifique chez Galemys pyrenaicus*. Thèse. Université de Toulouse. Toulouse.
- Poduschka, W., Richard, B. 1985. Hair types in the fur of the Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*), Geoffroy, 1811 (Insectivora: Talpidae: Desmaninae). *Sitzungsberichte. Akad. Wiss. Wien* 194: 39-44.
- Quaresma, C.M. 1995. Habitat use by the Desman, *Galemys pyrenaicus*, in Montesinho Natural Park (NE Portugal). Seminar on the biology and conservation of european desmans and water shrews (*Galemys pyrenaicus*, *Desmana moschata*, *Neomys spp*). Ordesa, Espagne. 7-11 June 1995. T-PVS (95) 32. Conseil de l'Europe.
- Queiroz, B. 1985. *Le desman des Pyrénées, un mammifère inconnu à découvrir*. Ed. Le Rocher. Mónaco.
- Queiroz, A.I., Alves, M.H., Almada V. 1993. The small hydroplants: predicted impacts on the Pyrenean desman populations. *Proceedings of the meeting on the Pyrenean Desman*. Lisboa. 28 September-1 October 1992.
- Queiroz, A.I., Bertrand, A., Khakhin, G. 1996. Status and conservation of Desmaninae in Europe. *Nature and Environment* 76. Council of Europe.
- Queiroz, A.I., Quaresma, C.M., Santos, C.P., Barbosa, A.J., Carvalho, H.M. 1998. Bases para a Conservação da Toupeira-de-Agua, *Galemys pyrenaicus*. *Estudos Biol. Conservação Nat.* 27: 116-118.
- Richard, B. 1976. Extension en France du Desman des Pyrénées (*Galemys pyrenaicus*) et son environnement. *Bull. d'Ecologie* 7: 327-334.
- Santamarina, J. 1993. Trophic resources of *Galemys pyrenaicus* (Geoffroy, 1811) in relation with water quality. *Proceedings of the Meeting on the Pyrenean Desman*. Lisboa. sept. 1992: 27-32.
- Stone, R. D. 1985. Home range movements of the Pyrenean Desman (*Galemys pyrenaicus*) (Insectivora, Talpidae). *Angew. Zool.* 1-2: 25-36.

Stone, R. D. 1987a. The social ecology of the pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*) as revealed by radiotelemetry. *J. Zool. London* 212: 117-129.

Stone, R. D. 1987b. The activity pattern of the Pyrenean Desman (*Galemys pyrenaicus*) (Insectivora, Talpidae), as determined under natural condition. *J. Zool. London* 213: 95-106.

Trutat, M. E. 1891. *Essai sur l'histoire naturelle du Desman des Pyrénées*. Imprimerie. Douladoure. Toulouse.

IUCN 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Comission. Gland-Cambridge.



# Ecology and conservation of the polecat *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) in Portugal: a review

Ecología y conservación del turón *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) en Portugal: una revisión

*Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) ipurtatsaren ekologia eta kontserbazioa Portugalen: berrikuspen bat

**Mafalda Costa<sup>1,2\*</sup>, Carlos Fernandes<sup>1</sup> & Margarida Santos-Reis<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Centro de Biología Ambiental, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal

<sup>2</sup>OnE - Organisms and Environment Division, School of Biosciences, Cardiff University, Wales, United Kingdom

\* Corresponding author: CostaMB@cardiff.ac.uk

## ABSTRACT

In Portugal, the current status of the European polecat *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) is Data Deficient but, although apparently widespread in the country, empirical evidence suggests a population decline. The present review summarises information from published studies and grey literature concerning the species' distribution, ecological requirements and the negative impacts of anthropogenic pressures. In southern Portugal, polecats seem to be strongly associated with riparian habitats and specialised in the consumption of lagomorphs. Main threats to the species in Portugal are habitat degradation due to agricultural intensification, decline of prey populations, direct persecution, and road mortality. Further research is urgently needed to accurately map the occurrence of the polecat and assess the current trend of its populations, so that conservation and management actions can be properly applied. Ongoing studies are expected to provide new insights into patterns of time and space use, genetic structure and putative hybridisation with domestic ferrets, and interspecific interactions with the other semi-aquatic carnivores of the Portuguese fauna, the otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) and the American mink *Neovison vison* (Schreber, 1777). Conservation actions should include the recovery and preservation of the habitats for polecats and their prey, promotion of non-intensive farming and restricted use of pesticides, surveillance of predator control activities, enforcement of mitigation measures in human-altered landscapes, and monitoring of hybridisation with ferrets. The implementation of these measures should increase polecat chances of persisting in Portuguese landscapes and, ultimately, would benefit the whole carnivore community.

**KEY WORDS:** European polecat, ecology and conservation, literature review, *Mustela putorius*, Portugal.

## RESUMEN

La información actual sobre el estado del turón *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) en Portugal es escasa; sin embargo, a pesar de que parece estar ampliamente distribuido por todo el país, evidencias empíricas parecen indicar un disminución de la población. La presente revisión es un compendio de toda la información disponible en artículos y literatura gris sobre su distribución, ecología y el impacto que la actividad humana ha ejercido sobre la especie. En el sur de Portugal, el turón parece estar fuertemente asociado a zonas ribereñas y haberse especializado en el consumo de lagomorfos. Las principales amenazas a esta especie en Portugal son la degradación de su hábitat debido a la intensificación de la agricultura, la disminución de las poblaciones de sus presas, la persecución directa de animales, y la muerte accidental en carreteras. Por lo tanto, es necesaria más investigación que permita determinar la incidencia y tendencias de las poblaciones de turón, con el fin de poder aplicar e implementar eficazmente diferentes programas de conservación y gestión. Se espera que los estudios en curso puedan contribuir con informaciones relevantes hacia los patrones de utilización del espacio y tiempo por esta especie, su estructura genética, la posible hibridación con hurones domésticos y la interacción específica con las otras especies de carnívoros semiacuáticos de la fauna portuguesa, la nutria *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) y el visón americano *Neovison vison* (Schreber, 1777). Las acciones de conservación del turón deben incluir la recuperación de su hábitat y el de sus presas; así mismo, es necesario el fomento de una agricultura no intensiva, que conlleve a una reducción del uso de plaguicidas, así como una estricta vigilancia sobre el control de depredadores, el refuerzo sobre las medidas de mitigación en paisajes alterados por el hombre, y el monitoreo de la hibridación con los hurones. La implementación de estas medidas debería incrementar las posibilidades de supervivencia de los turones en Portugal, así como beneficiar la comunidad carnívora en general.

**PALABRAS CLAVE:** Turón europeo, ecología y conservación, revisión literaria, *Mustela putorius*, Portugal.

## LABURPENA

Une honetan *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) ipurtatsaren Portugalgo egoeraren inguruan dugun informazioa urria da. Hala ere, herrialde osoan nahiko zabalduta dagoela dirudien arren, badirudi ebidentzia empirikoen arabera, populazioa txikitu egin dela. Artikuluetan eta literatura grisean espezie honen banaketari, ekologiari eta giza jarduerek erakarri dioten eraginari buruz eskuragarri dagoen informazio guztia laburbildu dugu berrikuspen honetan. Portugal hegoaldean, badirudi ipurtatsa urbazarreko eremuei oso lotuta dagoela eta lagomorfoen kontsumoan especializatu dela. Espezie honek Portugalen dituen mehatxu nagusiak nekazaritza-jarduerak areagotzeak ekarritako habitaten degradazioa, harrapakinen populazioak urritzea, animalien zuzeneko jazarpena eta errepideetan istripuz hiltzea dira. Beraz, beharrezkoa da ikerketa gehiago egitea ipurtatsaren populazioen intzidentzia eta joerak ezagutzeko, kontserbaziorako eta kudeaketarako programak eraginkortasunez aplikatu eta ezarri ahal izateko. Espero dugu abian diren azterlanek lagunduko dutela espezie honen inguruan informazio garrantzitsuak lortzen honako arlo hauei buruz: espazioaren eta denboraren erabilera buruzko ereduak, egitura genetikoa, etxeko hudoekin izan ditzakeen hibridazioak eta Portugalgo faunako beste espezie haragiiale erdi-utarrekin, *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) igarabarekin eta *Neovison vison* bisoi amerikarrarekin (Schreber, 1777) duen interakzio espezifikoak. Ipurtatsaren kontserbaziorako ekintzen artean sartu behar dira habitata eta harrapakinak berreskuratzea. Horrez gain, beharrezkoa da nekazaritza ez-intentsiboa sustatzea eta horrela, pestiziden erabilera murritzea, harraparien kontrola zorrotz zaintzea, gizakiak eraldatutako paisaietan arintze-neurriak indartzea eta hudoekin dituzten hibridazioak monitorizatzea. Neurri horiek ezartzeak handitu egingo lituzkete ipurtatsek Portugalen bizirauteko dituzten aukerak eta haragiialeen komunitateari, oro har, mesede egingo lioke.

**GAKO-HITZAK:** Ipurtatsa, ekologia eta kontserbazioa, berrikuspen literarioa, *Mustela putorius*, Portugal.

## INTRODUCTION

The European polecat *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) is one of the least known carnivore species in Portugal, with the available information being scarce and scattered in time and space. Few studies have been conducted in the country since the first review of the species status, distribution and ecology, made by Santos-Reis (1983). This was based on historical references (e.g. Vandelli, 1787; Bocage, 1863; Seabra, 1900), personal observations of museum specimens and of living animals or their signs of presence in the field. Here we revisit the knowledge on the species, summarising data from both peer-reviewed papers and grey literature (e.g. unpublished theses, technical reports) produced in the last three decades, of what we currently know about the polecat in Portugal. In total, we were able to gather 35 documents that contained information about the species, ranging from historical distributional observations to recent ecological data on feeding habits and habitat requirements, and threats to the species survival in the country.

This review is organised in three main sections: the first is an overview of the species' current distribution and trends; the second summarises ecological data and conservation issues; and finally the third discusses current knowledge gaps, research needs and provides several conservation guidelines.

## DISTRIBUTION AND STATUS

Data gathered by Santos-Reis (1983) confirmed the presence of the polecat all over the country. However, in the absence of national or regional surveys and due to the elusive, solitary and nocturnal habits of the species, population size and status could not be ascertained. Although scattered information continued to be accumulated in the following years, in the absence of specific work the species was classified as Insufficiently Known (K) in the Portuguese Red Data Book (SNPRCN, 1990). The polecat is not present in the Portuguese archipelagos of the Azores and Madeira, but its domestic form, the ferret *Mustela furo* (Linnaeus, 1758), has been introduced there, possibly in the 15th century, with the purpose of hunting wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758); some ferrets escaped during the game season and established feral populations, which in the absence of competitors thrive in the wild (Santos-Reis & Mathias, 1996; Mathias *et al.*, 1998).

In view of the scarcity of data, the Institute for Nature Conservation (ICN), the governmental body responsible for nature conservation and biodiversity policies in the country, promoted a survey in 2003 to clarify the species distribution and trends. Due to financial, time and logistic constraints it was decided to confine the survey area to the centre and north of the country, so as to make it concurrent with the survey of another largely unknown mustelid in Portugal - the pine marten *Martes martes* (Linnaeus, 1758). Written questionnaires were sent to municipalities and hunting associations (>3,500). Response rate was within normal values for the method (~30%) and,

despite the recognised uncertainty in this kind of data, a generalised distribution of the polecat but also a declining trend was indicated (Matos & Santos-Reis, 2003), in agreement with what had been previously suggested by Santos-Reis & Mathias (1996).

Despite Red Data Book recommendations (SNPRCN, 1990), knowledge on the distribution and status of the polecat in Portugal has remained essentially the same and, except for the ICN survey, no monitoring effort has been made to map the species distribution in the country. Hence, the recent review of the species' status (2nd Edition of the Vertebrates Red Data Book – Cabral *et al.*, 2005) only added some new information from unpublished technical reports. This mostly consisted of presence-absence data obtained by monitoring studies of the carnivore fauna in protected areas (e.g. Florêncio, 1993; Chambel *et al.*, 2001) or from monitoring studies under the frame of Environmental Impact Assessments (EIA) (e.g. Santos-Reis *et al.*, 1999; Matos *et al.*, 2001). The majority of these studies had few or no records of polecat's presence, even in areas in which the species had been previously reported (Florêncio, 1993; Chambel *et al.*, 2001). This might be a consequence of low densities or due to methodological biases since most of these studies were aimed at the whole mammalian community and not specifically oriented towards polecat detection. Therefore, Cabral *et al.* (2005) considered the species' status as Data Deficient (DD) and made new recommendations for an urgent clarification of its distribution and current trends using a standardised strategy and more accurate survey methods.

It is known that non-standardised methods can produce biased descriptions of a species' distribution and abundance by failing to detect the target species, particularly in small populations, due to either low detection rates or insufficient sampling effort (Gu & Swihart, 2004). Also, large scale surveys using non-systematic sampling for mapping species distribution may result in a misleading representation of a species' range and niche preference, as samples tend to be collected from relatively accessible locations near roads, urban settlements and rivers (Syfert *et al.*, 2013). This was observed in studies of mammalian communities carried out within natural areas in the centre (Beja *et al.*, 2005; Loureiro *et al.*, 2007) and north (Paupério *et al.*, 2008) of Portugal, which underlined the importance of using species-oriented methodologies to avoid sub-estimation of polecat distribution and local abundance.

Mestre *et al.* (2007) published the first contribution to understand polecat distribution in the Mediterranean agricultural landscapes of Alentejo (southern Portugal). Polecat presences (mostly originated from signs and scent stations) represented just 15% of the 220 sampled cells (1x1 km), indicating a scattered spatial pattern despite the fact that more than 50% of the area had a moderate to high suitability for the species. Still in Alentejo, Santos *et al.* (2008) investigated the status of threatened carnivores in the context of the construction of the largest dam in Europe (Alqueva, southeast Portugal) and also found a low polecat detection rate in the pre-dam situation, compatible with a fragmented population, likely to have been

aggravated with the construction and flooding of the reservoir. Beja *et al.* (2009), in an assessment of predator response to game management, compared 12 game estates and 12 non-hunting areas and only detected the presence of polecat in a single area.

Studies on vertebrate road mortality in southern Portugal showed that polecat road-kills are less frequent than other carnivore species (Grilo *et al.*, 2007, 2009; Carvalho & Mira, 2010). In a two-year study, involving 260 km of highways and 314 km of national roads, Grilo *et al.* (2009) found that only 2.5% out of 806 detected casualties of carnivores were of polecats and suggested that this might be positively correlated with the species abundance in the region. This conclusion agrees with both Grilo *et al.* (2008), in which from a total of 1,940 track records of carnivores detected in highway culverts and underpasses (marble dust track pads) only one corresponded to a polecat, and Mateus *et al.* (2010), a study conducted in the same area, to assess cost-effectiveness of monitoring methods of carnivore use of drainage culverts, in which not a single polecat was recorded.

A recent study conducted in northwest Portugal investigated the distribution of the American mink *Neovison vison* (Schreber, 1777) and its interaction with native riparian carnivores, the otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) and the polecat (Rodrigues *et al.*, 2014). Using track-recording rafts and genetic analyses of scats, it found that at a regional scale only 1.5% out of 270 genetically identified scats were from polecat. At a local scale (Área Protegida da Lagoa de Bertiandos e São Pedro d'Arcos), no evidence of polecat presence was found in 222 carnivore scats genetically assigned to species.

Data from studies based on field signs should be taken cautiously. Polecat footprints are difficult to distinguish from those of mink and are identical to those of the ferret (Blandford, 1987). The same applies to scats, which can be easily mistaken with the ones from those two species or of other mustelids (e.g. *Martes foina* (Erxleben, 1777) Monterroso *et al.*, 2013). As exemplified by Rodrigues *et al.* (2014), parallel genetic identification of scats should thus be conducted to increase the confidence of species assignment. Species-specific molecular markers have been developed for non-invasive studies of Iberian carnivores (e.g. Fernandes *et al.*, 2008a; Oliveira *et al.*, 2010). While these markers distinguish polecats from other carnivores, they are unable to discriminate polecat from ferret samples. Despite this shortcoming, it is unlikely that polecat records in mainland Portugal are significantly biased by the presence of ferrets in the wild, as in the road-kill data we have been collecting since 2000 in southern Portugal roads, only 5.6% out of 71 polecat/ferret samples corresponded genetically to ferrets (Costa *et al.*, unpubl.).

In conclusion, the results of the studies reviewed above are all consistent with the notion that the polecat, although present from north to south, occurs discontinuously and at low densities. If this pattern is a consequence of a declining trend or a long-standing si-

tuation is difficult to ascertain due to a lack of sound historical information. Nevertheless, population declines have been documented elsewhere (e.g. in Spain – Virgos, 2002, 2003). In any case, these findings are in disagreement with the species status at the European level - Least Concern (LC) (Fernandes *et al.*, 2008b), even if the species benefits of legal protection due to its listing in the Appendix III of the Bern Convention (European Council 1979) and in the Annex V of the EU Habitats & Species Directive (1992).

## ECOLOGY AND CONSERVATION

### ***Ecological requirements***

In Portugal, the ecology of the polecat is still poorly understood and, despite being one of the target species in several carnivore surveys, the small number of records generally precluded further analyses (e.g. Matos *et al.*, 2009; Pita *et al.*, 2009). Exceptions are the studies of Mestre *et al.* (2007) and Santos *et al.* (2008, 2009) that were species-oriented. The first studied the species' ecological requirements and identified landscape diversity, length of water courses, and number of scrubland and water surface patches, as the main habitat features responsible for the polecat distribution pattern observed in the agricultural landscapes of Alentejo. According to this study, polecat presence seems to be strongly associated with riparian habitats and small scrubland patches. Nevertheless, the authors remark that the animals show habitat plasticity and might be using watercourses as a last-resource shelter, due to the lack of vegetation cover in the surrounding landscape matrix. Association with riparian habitats was also observed by Manghi *et al.* (2005) who investigated activity patterns and home range sizes of radio-tracked polecats (1 adult male, 1 juvenile male and 1 adult female) in a 'montado' (*Quercus suber* L.) area in Alentejo; results indicated nocturnal activity, with individuals frequently resting during daytime in wild rabbits' burrows, and the use of linear structures, particularly riparian vegetation along stream and lagoon margins, as movement corridors between forested and cultivated habitat patches. The preference for riparian habitats has been formerly described (Blandford, 1987; Lodé, 1993, 1994; Zabala *et al.*, 2005; Rondinini *et al.*, 2006) and its importance seems to increase in fragmented landscapes, either by providing refuge and food resources or by functioning as ecological corridors that enhance connectivity between landscape patches (Virgos, 2001; Matos *et al.*, 2009). Santos *et al.* (2008) found that polecats in the Alqueva pre-dam situation were also associated with oak woodlands and cereal plantations, the dominant habitats in the area. The same study suggested that in Mediterranean woodlands, polecats seem to alter their habitat selection pattern according to habitat availability, and possibly also in response to the presence of alternative prey, and these conclusions are consistent with previous findings (Lodé, 1994). For instance, in eastern Spain, montane pine forests appear to be the preferred habitat for polecats, with only 33.3% out of 21 records situating

polecats near watercourses (Virgós, 2003), whereas in central Spain, in an area dominated by dry crops and uncultivated lands, prey availability explained the use of road verges by polecats (Barrientos & Bolonio, 2009).

Polecats are regarded as generalist feeders but, according to Lodé (1997), they might specialise locally on a particular food resource such as rodents, amphibians or wild rabbits. This seems to be the case in southeast Portugal, where diet analysis revealed a specialisation towards lagomorphs, most probably wild rabbits (Santos *et al.*, 2009). The authors expected to find an adjustment of polecat behaviour and ecological traits to long-term anthropogenic pressures, as observed in other carnivore species (Rosalino *et al.*, 2005; Rosalino & Santos-Reis, 2008; Loureiro *et al.*, 2009). However, instead of opportunistically selecting food resources in response to seasonal variation of prey, polecats maintained their preference for lagomorphs and showed a spatial arrangement around areas where wild rabbits were abundant, which could explain the fragmented distribution of the species in the region (Santos *et al.*, 2009). These results are concordant with data from Spain (Virgós, 2007; Barrientos & Bolonio, 2009) and underline the importance of wild rabbit presence in polecat distribution and abundance.

Data on feeding ecology of polecat populations is absent or unreliable elsewhere in Portugal. For instance, a study carried out in the Peneda-Gerês National Park (northwest Portugal), compared the diet of four carnivore species, including the polecat (Gomes, 1988). However, the author was forced to pool the polecat and the stone marten together in the analyses, due to difficulties in distinguishing reliably the scats of the two species. Mammalian species occurred with a frequency of more than 80% in the diet of the two species combined, but no evidence was found for the presence of lagomorphs. These results are likely biased due to differences in habitat preference, behaviour and ecological strategies of the two species involved (Santos-Reis *et al.*, 2005).

Florêncio (1993) conducted a study about the importance of the invasive red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) as a food resource for the carnivore community of the Paúl do Boquilobo Natural Reserve (central Portugal). The author stated that this natural reserve provides conditions for polecat occurrence and, although only a few polecat scats were detected during the study, the species was considered abundant in the area based on a number of direct sightings. The diet analysis, which only considered broad categories of prey, found that mammalian species composed more than 90% of the polecat diet. The role of the red swamp crayfish as prey for the carnivore community also motivated the study of Correia (2001), who found no signs of the species in the diet of the polecat.

Amphibians, a known prey in other areas of the polecat range (Lodé, 2000; Baghli *et al.*, 2002), were not detected in any of the above-mentioned studies, which could be explained by the low number of samples analysed or by geographic differences in prey preferences.

### **Conservation threats**

In Portugal, the suspected decline in polecat numbers probably results from a combination of several factors, such as habitat degradation due to agricultural intensification, decreasing prey populations, direct persecution, and road mortality (Cabral *et al.*, 2005). Secondary poisoning, the use of non-selective methods for predator control, and hybridisation with feral ferrets, may also represent threats to the species in Portugal, as they have been described to affect polecat populations elsewhere (Birks, 1998; Davison *et al.*, 1999; Packer & Birks, 1999; Shore *et al.*, 2003; Konjević, 2005; Costa *et al.*, 2013).

Due to its strong association with wetlands, the polecat is vulnerable to threats to these habitats (Santos-Reis & Matthias, 1996). Habitat fragmentation and suppression of ecological corridors can lead to the isolation of populations, decreasing genetic diversity and hence the potential for adaptation to environmental change, which in turn increases the probability of extinction (Frankham *et al.*, 2002). In southern Portugal, where water is often a limiting factor, particularly for agricultural practices, the construction of dams is responsible for the loss of suitable habitats (Mestre *et al.*, 2007). For example, the construction of the Alqueva dam not only resulted in the destruction of riparian vegetation but also flooded important areas for the species and reduced prey and shelter availability (Santos *et al.*, 2008).

The specialised diet of the polecat observed in the aforementioned studies suggests that the future of its populations in the agricultural landscapes of southern Portugal might be compromised if anthropogenic pressures persist. For instance, Santos *et al.* (2009) stated that the recovery of fragmented polecat populations could be hampered by the combined effect of the decline in wild rabbit numbers, caused by epizootic diseases (myxomatosis and haemorrhagic fever – Calvete, 1999; Mutze *et al.*, 2002) and over-exploitation by hunters.

The polecat was formerly widely hunted for sport and its fur, and persecuted as poultry-killer. In Britain, by the end of the 19th century, the polecat had been eradicated from most of its range, as a result of the development of sporting estates and persecution by gamekeepers (Birks & Kitchener, 1999; Birks, 2000). However, due to its current legal protection under European legislation (e.g. EU Habitat Directive), rates of hunting and persecution have been reduced across most of the species range (Fernandes *et al.*, 2008b).

Road mortality is one of the most visible anthropogenic impacts on wildlife communities, threatening biodiversity conservation, especially when populations already occur in low numbers (Forman & Alexander, 1998). In Portuguese roads, polecats have been recorded as being one of several vertebrate species affected by road collisions (Grilo *et al.*, 2007, 2009; Carvalho & Mira, 2010). The lower number of records for polecats, compared to other carnivore species, may be explained by low polecat densities in the area (Grilo *et al.*, 2009) or by the fact that polecats may be less prone to road mortality due to road avoidance (Grilo *et al.*, 2008). However, polecats seem to be affected by

high road and traffic densities, particularly in human-disturbed areas (Santos *et al.*, 2008). Road mortality may be related to hunting tactics of polecats on road verges, juvenile dispersal, and mating behaviour (Barrientos & Bolonio, 2009). Ultimately, the increase of the road network density could represent major barriers to gene flow between polecat populations, which again will be reflected in a lower capacity to respond to environmental change.

Polecats might be prone to contamination through pollutant bioaccumulation and accidental poisoning with rodenticides (Birks, 1998, 2000; Shore *et al.*, 2003). To our knowledge, no studies assessed the impact of pesticides on polecat populations in Portugal, but this has been shown to be one of the threats to otters in the country (Trindade *et al.*, 1998). Semi-aquatic carnivores are particularly vulnerable to toxin accumulation through the aquatic food web (Lodé *et al.*, 2001), and this is a potential cause for the decline of polecat populations. Although polecats are not strongly associated with farmyards in Portugal, the risk of primary or secondary poisoning by anticoagulant rodenticides still needs to be investigated. Data from the *Programa Antídoto – Portugal* shows no record of polecats among the 1534 poisoned animals found between 2003 and 2013 (Brandão, 2013). However, records of poisoned animals depend on species abundance, feeding habits and detectability (Lozano *et al.* 2010), and thus this issue should be considered in future studies of the species.

In Portugal, although the polecat is not considered a game species, as is the case of the red fox *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758) or the Egyptian mongoose *Herpestes ichneumon* (Linnaeus, 1758) (Decree-Law nº 201/2005), the fact is that there is no available data regarding the number of polecats captured during predator control activities allowed by law, but which may use non-selective traps. Without law enforcement to police these practices on the ground it is difficult to determine the real impact of these activities on polecat populations.

Hybridisation between polecats and other mustelid species has been reported to occur in nature (Davison *et al.*, 1999; Lodé *et al.*, 2005; Cabria *et al.*, 2011; Costa *et al.*, 2013). Although rare, hybridisation with the European mink *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) seems to pose a major threat for mink populations that are more depleted locally than polecat populations (Lodé *et al.*, 2005; Cabria *et al.*, 2011). In Britain, current hybridisation with ferrets does not seem to be a cause for concern, but it was significant in the recent past during and subsequent to the polecat demographic decline of the 19th century and prevents the reliable identification of “pure polecats” solely based on morphological characteristics (Davison *et al.*, 1999; Costa *et al.*, 2013). In Portugal, legislation regarding ferret ownership is ambiguous. In the past, only hunting associations with special permits were allowed to maintain these animals (Decree-Law nº 201/2005), although more recently there has been some attempt to regulate the keeping of ferrets also as pets (Ordinance nº 7/2010). To our knowledge, there are no records of established feral ferret populations in mainland Portugal, but some animals are likely to escape during hunting campaigns or be abando-

ned by their owners. Ferrets are occasionally found in road mortality studies but their origin has never been investigated. As illustrated by the case of the Portuguese Atlantic islands (Mathias *et al.*, 1998), in the absence of competition ferrets are able to persist in the wild, but their survivorship and whether they hybridise with polecats in continental Portugal are issues that still need to be addressed. An ongoing genetic study aims to shed some light on the impact of hybridisation with ferrets on the polecat in Portugal (Costa *et al.*, unpubl.). However, the morphological features observed on the road-killed animals used in the study suggest that hybridisation with ferrets does not currently pose a serious threat to the Portuguese polecat, since they all exhibited the wild phenotype.

## PROSPECTS AND CHALLENGES

### *Future research*

As presented above, information about the polecat in Portugal is scarce and basic knowledge is needed in order to understand the current state of its populations in the country and carry out management actions accordingly. The more pressing issue is establishing an accurate occurrence map for the species. This can be done by setting up a collaborative network to collect new data nationwide, using a standard monitoring protocol, and creating a database on the presence of the species, as suggested by Matos *et al.* (2001). Future monitoring programmes should use combined methodologies to ascertain polecat presence, such as detection of footprints and scats, genetic species identification of scats, collection of road-killed animals, and live- and camera-trapping campaigns. An example of a successful countrywide effort of this kind can be taken from Britain where two national polecat surveys, relying mainly on work from volunteers, were conducted in 1993-1997 (Birks & Kitchener, 1999) and 2004-2006 (Birks, 2008). Road-kills represented, respectively, 68% and 77% of all records in each survey and a high percentage of these records (44% and 73%) were verified by direct examination of the animal or through photographs. The first survey also included live-trapping sessions, followed by radio-tracking. A similar volunteer-based approach could be applied in Portugal to increase the number of records throughout the country in a cost-effective manner. Once a distribution baseline is established, live-, camera- and hair-trapping can be employed in areas with a high density of preliminary records, as they are powerful methods for ascertaining species presence and provide samples for genetic analyses. In association with camera- and hair-traps we suggest the use of attractants, namely Eurasian lynx *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758) urine and valerian-extract solution, since it originates investigative behaviours from captive polecats (Monterroso *et al.*, 2011). After methodological optimisation in the field, these techniques can subsequently be applied to other areas comprising suitable habitat for the species.

Future research on the polecat in Portugal should also aim to determine population size and structure, local abundance, sex ratio, dispersal rates, and expand incipient knowl-

wledge on the use of time and space by the species (Manghi *et al.*, 2005). Moreover, Matos *et al.* (2001) highlighted the importance of: (1) analysing variations in diet according to prey availability; (2) map the presence and abundance of wild rabbits in areas of polecat occurrence; (3) evaluate barrier effects in fragmented populations; (4) develop predictive models of potential distribution and habitat suitability; and (5) assess the impacts of the construction of new infrastructures (e.g. roads, dams) and of agricultural intensification in polecat populations.

There is a need for research on the less studied polecat populations of the centre and north of Portugal, areas in which ecological requirements of the species are likely to differ from the ones observed in the south, as differences in environmental conditions along the country are likely reflected on habitat and prey availability. The study by Rodrigues *et al.*, (2014) in northwest Portugal, aiming to understand the interspecific interactions between polecats, otters and American minks opens the way for additional studies in the region. The introduction of the American mink has been pointed out as one of the main causes for the rapid decline of European mink populations in Europe (Maran *et al.*, 1998), and could also affect polecat abundance and distribution through competition over resources and/or as a result of American mink aggressive behaviour regardless of resource use (Sidorovich *et al.*, 2000).

We are currently investigating the genetic structure of the Portuguese polecat, and putative hybridisation with ferrets, using samples (mostly from road-kills) collected since 2000 and a panel of 12 microsatellites developed by us (Costa *et al.*, 2012). This panel, which includes nine novel loci isolated in the polecat, has been used in a recent genetic study on the British polecat (Costa *et al.*, 2013) and should be useful for future genetic studies of polecats, ferrets and their hybridisation in Portugal and elsewhere.

### **Conservation guidelines**

At the moment there is no National Species Conservation Action Plan specific for the polecat in Portugal, but the Institute for Nature Conservation has proposed some general guidelines (SIPNAT, 2009) for the conservation of the species. These guidelines stem from the known threats to polecat populations and include habitat protection, maintenance of the heterogeneity of rural landscapes, and surveillance of predator control activities and of hybridisation with domestic ferrets. Although the latter has not yet been detected in Portugal, measures should be taken to prevent the release or escape of fertile ferrets into the wild. Cabral *et al.* (2005) also emphasised the importance of raising public awareness and understanding towards polecats, as a generally negative image of carnivores still persists in our culture.

Conservation actions should primarily be focused on the preservation and/or restoration of suitable habitats for the species, with a special emphasis on riparian systems (Mestre *et al.*, 2007; Matos *et al.*, 2009). Moreover, the establishment of ecological corridors, such as hedgerow networks and small areas of scrubs, will enhance con-

nnectivity between habitat patches in fragmented landscapes (Mestre *et al.*, 2007). In agricultural landscapes, non-intensive farming should be encouraged, with natural vegetation maintenance and restricted use of pesticides. In this context, we also suggest the implementation of a programme of ecotoxicological screening of road-killed animals to monitor contamination by rodenticides.

In southern Portugal, priority should also be given to the recovery and preservation of wild rabbit populations, the polecat's main prey, through improvement of habitat quality and implementation of restocking and immunisation programs (Santos *et al.*, 2009). Habitat improvement actions, especially the installation of crops, seem to have contributed significantly to wild rabbit abundance in Serra de Monchique (Encarnação, 2009).

Concerning polecat road mortality, mitigation measures can be implemented in order to reduce the amount of collisions. Culverts and highway underpasses are often used by carnivores to cross roads and can be vital in maintaining landscape connectivity (Grilo *et al.*, 2008). To increase the probability of usage by carnivores, Grilo *et al.* (2008) recommended several measures to be considered by highway managers: (1) construction of large passages; (2) prioritise mitigation measures in areas with ecological significance for carnivores (e.g. natural forest areas and sites with streams and riparian vegetation); (3) planting vegetation at passage entrances, to guide animals towards existing structures; and (4) restrict human use of passages. However, these structures proved to be selectively permeable, and not all species used them. Polecats showed road avoidance possibly due to its specific habitat preferences and antagonism towards artificial structures (Ascenção & Mira, 2007; Grilo *et al.*, 2008). To tackle this problem, Grilo *et al.* (2008) also suggested the maintenance of natural structures inside the passage, such as soil, logs, rocks, and woody debris.

Due to the use of non-selective traps in predator control, polecats might be frequent victims of these methods and it is therefore essential that the law enforcement authorities police such activities. There is also the need to reduce the conflict between polecat predation and game management. Mitigation of the impact of predator control methods in polecat populations can be achieved by enhancing the design of the commonly used traps to prevent the non-target capture of polecats, whereas improvements in husbandry practices could prevent the access of polecats to game and poultry (Packer & Birks, 1999).

Before generalised application, some of the aforementioned management and conservation measures could be implemented at specific sites and monitored and evaluated to test their effectiveness.

As pointed out above, most studies performed to date were carried out in southern Portugal, with the authors suggesting specific management measures that should contribute to polecat conservation in the study areas. More studies covering a broader geographical scale are needed in order to provide conservation auth-

rities with crucial information relevant to the development of management action plans at the national level. At any rate, considering the available data reviewed here, we argue that the conservation status of the polecat in Portugal needs to be re-evaluated and that it might be found that the species is now near threatened in the country.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Mafalda Basto and Nuno M. Pedroso for revisions of this chapter and Victoria San Andrés for the Spanish translation of the Abstract. We also acknowledge financial support from the Portuguese Science Foundation to M.C. (PhD fellowship SFRH/BD/32488/2006), C.F. (FCT-MCTES; contract C2007-UL-342-CBA1) and M.S.R./C.F. (Research Contract: PTDC/BIA-BEC/102433/2008). This study was supported by Centro de Biología Ambiental (PEst-OE/BIA/UI0329/2011).

## BIBLIOGRAPHY

- Ascenção, F., Mira, A. 2007. Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecol. Res.* 22: 57–66.
- Baghli, A., Engel, E., Verhagen, R. 2002. Feeding habits and trophic niche overlap of two sympatric Mustelidae, the polecat *Mustela putorius* and the beech marten *Martes foina*. *Z. Jagdwiss.* 48: 217–225.
- Barrientos, R., Bolonio, L. 2009. The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodivers. Conserv.* 18: 405–418.
- Beja, P., Espírito-Santo, C., Pedroso, N. 2005. *Estudos complementares do Plano de Ordenamento do Tejo Internacional - Comunidades de Carnívoros*. ERENA e CARNIVORA. Lisboa.
- Beja, P., Gordinho, L., Loureiro, F., Santos-Reis, M., Borralho, R. 2009. Predator abundance in relation to small game management in Southern Portugal: conservation implications. *Eur. J. Wildl. Res.* 55: 227–238.
- Birks, J.D.S. 1998. Secondary rodenticide poisoning risk arising from winter farmland use by the European polecat *Mustela putorius*. *Biol. Conserv.* 85: 233–240.
- Birks, J.D.S. 2000. The recovery of the polecat, *Mustela putorius*, in Britain. In: *Mustelids in a modern world – Management and conservation aspects of small carnivore: human interactions*. H.I. Griffiths (Ed): 141–152. Backhuys Publishers. Leiden.
- Birks, J.D.S. 2008. *The polecat survey of Britain 2004–2006: A report on the Polecat's distribution, status and conservation*. The Vincent Wildlife Trust. Ledbury.
- 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.
- Blandford, P.R. 1987. Biology of the polecat *Mustela putorius*: a literature review. *Mammal Rev.* 17: 155–198.
- Bocage, J.B. 1863. Liste des Mammifères et Reptiles observés en Portugal. *Rev. Mag. Zool. Pure Appl.* 5: 329–333.
- Brandão, R.M.L. 2013. Uso ilegal de venenos: toxicologia, protocolos de actuação e aspectos legais. Associação ALDEIA / Programa Antídoto – Portugal. *Encontro Científico Estudo e Conservação do Lobo Ibérico*. Sabugal. 12th July.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinge, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L., Santos-Reis, M. (Ed.). 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Cabria, M.T., Michaux, J.R., Gómez-Moliner, B.J., Skumatov, D., Maran, T., Fournier, P., López de Luzuriaga, J., Zardoya, R. 2011. Bayesian analysis of hybridization and introgression between the endangered european mink (*Mustela lutreola*) and the polecat (*Mustela putorius*). *Mol. Ecol.* 20: 1176–1190.
- Calvete, C. 1999. *Epidemiología de enfermedad hemorrágica (VHD) y mixomatosis en el conejo silvestre en el valle medio del Ebro. Modelización de VHD y herramientas de gestión*. Tesis Doctoral. Facultad de Veterinaria de Zaragoza. Zaragoza.
- Carvalho, F., Mira, A. 2010. Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. *Eur. J. Wildl. Res.* 57: 157–174.
- Chambel, I., Mota, M., Rodrigues, M., Santos-Reis, M. 2001. Inventariação de Mamíferos Não Voadores na Área da Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica. Relatório Final. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Correia, A.M. 2001. Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *J. Zool.* 255: 533–541.
- Costa, M., Fernandes, C., Birks, J.D.S., Kitchener, A.C., Santos-Reis, M., Bruford, M.W. 2013. The genetic legacy of the 19th-century decline of the British polecat: evidence for extensive introgression from feral ferrets. *Mol. Ecol.* 22: 5130–5147.
- Costa, M., Fernandes, C., Rodrigues, M., Santos-Reis, M., Bruford, M.W. 2012. A panel of microsatellite markers for genetic studies of European polecats (*Mustela putorius*) and ferrets (*Mustela furo*). *Eur. J. Wildl. Res.* 58: 629–633.
- Davison, A., Birks, J.D.S., Griffiths, H.I., Kitchener, A.C., Biggins, D., Butlin, R.K. 1999. Hybridization and the phylogenetic relationship between polecats and domestic ferrets in Britain. *Biol. Conserv.* 87: 155–161.
- Encarnação, C. 2009. *Influência da gestão do habitat na distribuição e abundância do coelho-bravo no Sítio Natura 2000 de Monchique*. Tese de Mestrado. Universidade de Évora. Évora.
- Fernandes, C., Ginja, C., Pereira, I., Tenreiro, R., Bruford, M.W., Santos-Reis, M. 2008a. Species-specific mitochondrial DNA markers for identification of non-invasive samples from sympatric carnivores in the Iberian Peninsula. *Conserv. Genet.* 9: 681–690.
- Fernandes, M., Maran, T., Tikhonov, A., Conroy, J., Cavallini, P., Kranz, A., Herrero, J., Stubbe, M., Abramov, A., Wozenckraft, C. 2008b. *Mustela putorius*. In: *IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2010.4. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 1st May 2013.
- Florêncio, E. 1993. *O lagostim do rio (Procambarus clarkii Girard, 1852) como recurso alimentar da comunidade de carnívoros na Reserva Natural do Paúl do Boquilobo*. Relatório de estágio profissionalizante para obtenção da Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Forman, R.T., Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 29: 207–231.
- Frankham, R., Ballou, J., Briscoe, D. 2002. *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press. New York.
- Gomes, P. 1988. *Análise da estrutura trófica de uma comunidade de mamíferos: estudo comparativo do regime alimentar de três tipos de predadores (raposa, geneta e complexo toirão/fuinha) no Parque Nacional da Peneda-Gerês*. Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica. Universidade do Minho. Braga.

- Grilo, C., Bissonette, J., Santos-Reis, M. 2008. Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodivers. Conserv.* 17: 1685–1699.
- Grilo, C., Bissonette, J., Santos-Reis, M. 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biol. Conserv.* 142: 301–313.
- Grilo, C., Silva, C., Baltazar, C., Gomes, L., Bissonette, J., Santos-Reis, M. 2007. Patterns of carnivore road casualties in Southern Portugal. *Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology & Transportation 'Bridging The Gaps, Naturally'*. Little Rock, Arkansas. 20th–25th May.
- Gu, W., Swihart, R.K. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biol. Conserv.* 116: 195–203.
- Konjević, D. 2005. The European polecat (*Mustela putorius* Linnaeus, 1758) in Croatia – management concerns. *Natura Croatica* 14: 39–46.
- Lodé, T. 1993. Stratégies d'utilisation de l'espace chez le Putois européen *Mustela putorius* L. dans le ouest de la France. *Rev. d'Ecologie (Terre Vie)* 48: 305–322.
- Lodé, T. 1994. Environmental factors influencing habitat exploitation by the polecat *Mustela putorius* in western France. *J. Zool.* 234: 75–88.
- Lodé, T. 1997. Trophic status and feeding habits of the European Polecat *Mustela putorius* L. 1758. *Mammal Rev.* 27: 177–184.
- Lodé, T. 2000. Functional response and area-restricted search in a predator: seasonal exploitation of anurans by the European polecat, *Mustela putorius*. *Austral Ecol.* 25: 223–231.
- Lodé, T., Cormier, J.P., Jacques, D. 2001. Decline in endangered species as an indication of anthropic pressures: the case of European mink *Mustela lutreola* western population. *Environ. Manag.* 28: 727–735.
- Lodé, T., Guiral, G., Peltier, D. 2005. European mink-polecat hybridization events: hazards from natural process? *J. Hered.* 96: 89–96.
- Loureiro, F., Bissonette, J.A., Macdonald, D.W., Santos-Reis, M. 2009. Temporal variation in the availability of Mediterranean food resources: do badgers *Meles meles* track them? *Wildl. Biol.* 15: 197–206.
- Loureiro, F., Sousa, M., Basto, M., Pedroso, N., Rosário, J., Sales-Luis, T., Chambel, I., Rosalino, L.M. 2007. A comunidade de mamíferos não voadores da Paisagem Protegida da Serra de Montejunto (Centro de Portugal): distribuição e situação regional. *Galemys* 19: 139–157.
- Lozano, J., Virgos, E., Mangas, J.G. 2010. Veneno y control de predadores. *Galemys* 22: 123–132.
- Manghi, G., Costa, M., Pereira, D., Mira, A. 2005. Área vital y patrones de actividad del turón (*Mustela putorius*) en el sur de Portugal. Datos preliminares. *VII Jornadas de la SECEM*. Valencia. 3rd–6th December. Poster presentation.
- Maran, T., Macdonald, D.W., Kruuk, H., Sidorovich, V., Rozhnov, V.V. 1998. The continuing decline of the European mink *Mustela lutreola*: evidence for the intraguild aggression hypothesis. In: *Behaviour and ecology of riparian mammals*. N. Dunston, M.L. Gorman (Ed.): 297–323. Symposium of the Zoological Society of London, 71. Cambridge University Press. Cambridge.
- Mateus, A.R., Grilo, C., Santos-Reis, M. 2010. Surveying drainage culvert use by carnivores: sampling design and cost-benefit analyzes of track-pads vs. video-surveillance methods. *Environ. Monit. Assess.* 181: 101–109.
- Mathias, M.L., Ramalhinho, M.G., Santos-Reis, M., Petrucci-Fonseca, F., Libois, R., Fons, R., Ferrez de Carvalho, G., Oom, M.M., Collares-Pereira, M.J. 1998. Mammals from Azores islands (Portugal): na update overview. *Mammalia* 62: 397–407.
- Matos, H., Santos, M.J., Grilo, C., Sousa, I., Santos-Reis, M. 2001. Estudos de biologia e ecologia do torão *Mustela putorius* na área de regolfo de Alqueva e Pedrógão. Relatório Técnico Final (Programa de Minimização para o Património Natural). Centro de Biologia Ambiental (FCUL). Lisboa.
- Matos, H., Santos, M.J., Palomares, F., Santos-Reis, M. 2009. Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodivers. Conserv.* 18: 373–386.
- Matos, H., Santos-Reis, M. 2003. Distribuição actual e abundância relativa de *Martes marten* e *Mustela putorius*. Relatório Final. Estudo integrado no Projecto do ICN "Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal – Revisão", Programa Operacional do Ambiente. Centro de Biologia Ambiental (FCUL). Lisboa.
- Mestre, F.M., Ferreira, J.P., Mira, A. 2007. Modelling the distribution of the European polecat *Mustela putorius* in a Mediterranean agricultural landscape. *Rev. d'Ecologie (Terre Vie)* 62: 35–47.
- Monterroso, P., Alves, P.C., Ferreras, P. 2011. Evaluation of attractants for non-invasive studies of Iberian carnivore communities. *Wildl. Res.* 38: 446–454.
- Monterroso, P., Castro, D., Silva, T.L., Ferreras, P., Godinho, R., Alves, P.C. 2013. Factors affecting the (in)accuracy of mammalian mesocarnivore scat identification in South-western Europe. *J. Zool.* 289: 243–250.
- Mutze, G., Bird, P., Kovaliski, J., Peacock, D., Jenning, S., Cooke, B. 2002. Emerging epidemiological patterns in rabbit haemorrhagic disease, its interaction with myxomatosis, and their effects on rabbit populations in South Australia. *Wildl. Res.* 29: 577–590.
- Oliveira, R., Castro, D., Godinho, R., Luikart, G., Alves, P.C. 2010. Species identification using a small nuclear gene fragment: application to sympatric wild carnivores from South-western Europe. *Conserv. Genet.* 11: 1023–1032.
- Packer, J.J., Birks, J.D.S. 1999. An assessment of British farmers' and gamekeepers' experiences, attitudes and practices in relation to the European Polecat *Mustela putorius*. *Mammal Rev.* 29: 75–92.
- Paupério, J., Monterroso, P., Rebelo, H., Moreira, P., Castro, D., Silva, A., Alves, P.C. 2008. Avaliação do estado actual do conhecimento dos mamíferos no Parque Natural do Douro Internacional. Relatório Final. Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO/ICETA-UP). Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade. Parque Natural do Douro Internacional (ICNB/PNDI). Vairão.
- Pita, R., Mira, A., Moreira, F., Morgado, R., Beja, P. 2009. Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agric., Ecosyst. Environ.* 132: 57–65.
- Rodrigues, D., Moreira, M., Simões, L., Lampa, S., Fernandes, C., Rebelo, R., Santos-Reis, M. 2014. Tracking the expansion of the American mink (*Neovison vison*) range in NW Portugal. *Biol. Invasions* (online 4 may) DOI 10.1007/s10530-014-0706-1
- Rondinini, C., Ercoli, V., Boitani, L. 2006. Habitat use and preference by polecats (*Mustela putorius* L.) in a Mediterranean agricultural landscape. *J. Wildl. Zool.* 269: 213–219.
- 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. *Mamm. Biol.* 70: 12–23.
- Rosalino, L.M., Santos-Reis, M. 2008. Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammal Rev.* 39: 67–78.

- Santos, M.J., Matos, H.M., Baltazar, C., Grilo, C., Santos-Reis, M. 2009. Is Polecat (*Mustela putorius*) diet affected by "mediterraneity"? *Mamm. Biol.* 74: 448–458.
- Santos, M.J., Pedroso, N., Ferreira, J.P., Matos, H., Sales-Luís, T., Pereira, I., Baltazar, C., Grilo, C., Cândido, A.T., Sousa, I., Santos-Reis, M. 2008. Assessing dam implementation impact on threatened carnivores: the case of Alqueva in SE Portugal. *Environ. Monit. Assess.* 142: 47–64.
- Santos-Reis, M. 1983. Status and Distribution of the Portuguese Mustelids. *Acta Zool. Fenn.* 174: 213–216.
- Santos-Reis, M., Mathias, M.L. 1996. The historical and recent distribution and status of mammals in Portugal. *Hystrix* 8: 75–89.
- Santos-Reis, M., Rosalino, L.M., Rodrigues, M. 1999. Lagomorfos, Carnívoros e Artiodáctilos (Mamíferos). In: *Caracterização da Flora e Fauna do Montado da Herdade da Ribeira Abaixo (Grândola-Baixo Alentejo)*. M. Santos-Reis, A.I. Correia (Ed.): 249–262. Centro de Biologia Ambiental (FCUL). Lisboa.
- Santos-Reis, M., Santos, M., Lourenço, S., Marques, J., Pereira, I., Pinto, B. 2005. Relationships between Stone Martens, Genets and Cork Oak Woodlands in Portugal. In: *Martens and Fishers (Martes) in human-altered environments Part II*. D. Harrison, A. Fuller, G. Proulx (Ed.): 147–173. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Seabra, A.F. 1900. Mamíferos de Portugal no Museu de Lisboa. *Jornal das Ciencias Mathematicas, Physicas e Naturaes* 6: 90–115.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S., Afsar, A., Wienburg, C.L., Kitchener, A.C. 2003. Spatial and temporal analysis of second-generation anticoagulant rodenticide residues in polecats (*Mustela putorius*) from throughout their range in Britain, 1992–1999. *Environ. Pollut.* 122: 183–193.
- Sidorovich, V.E., Macdonald, D.W., Kruuk, H., Krasko, D.A. 2000. Behavioural interactions between the naturalized American mink *Mustela vison* and the native riparian mustelids, Ne Belarus, with implications for population changes. *Small Carniv. Conserv.* 22: 1–5.
- SIPNAT – Sistema de Informação do Património Natural. 2009. Caracterização das Espécies – *Mustela putorius*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) <<http://www.icn.pt/sipnat/>>. Downloaded on 1st May 2013.
- SNPRCN. 1990. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Vol. I – Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios*. SNPRCN. Lisboa.
- Syfert, M., Smith, M.J., Coomes, D.A. 2013. The Effects of Sampling Bias and Model Complexity on the Predictive Performance of MaxEnt Species Distribution Models. *PloS ONE* 8: e55158.
- Trindade, A., Farinha, N., Florêncio, E. 1998. *A distribuição da Lontra (Lutra lutra) em Portugal – Situação de 1995*. Instituto da Conservação da Natureza/Divisão de Espécies Protegidas/Programa Life. Lisboa.
- Vandelli, D. 1787. *Florae et Faunae Lusitanicae Specimen. Memorias da Academia Real das Sciencias de Lisboa*. 1: 37–49.
- Virgós, E. 2001. Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodivers. Conserv.* 10: 1039–1049.
- Virgós, E. 2002. *Mustela putorius Linnaeus, 1758*. In: *Altas de los Mamíferos Terrestres de España*. L. Palomo, J. Gisbert (Ed.): 262–265. Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Universidad de Málaga. Madrid.
- Virgós, E. 2003. Association of the polecat *Mustela putorius* in eastern Spain with montane pine forests. *Oryx* 37: 484–487.
- Virgós, E. 2007. *Mustela putorius Linnaeus, 1758*. In: *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. L. Palomo, J. Gisbert, J.C. Blanco (Ed.): 294–296. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU. Madrid.
- Zabala, J., Zubergotia, I., 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. *Eur. J. Wildl. Res.* 51: 157–162.



# Beaver *Castor fiber* (Linnaeus, 1758) recovery and monitoring in France

Gestión de una población introducida de castor  
*Castor fiber* (Linnaeus, 1758) en Francia

Frantzian sartutako *Castor fiber* (Linnaeus, 1758)  
izeneko kastorearen populazioaren kudeaketa

**Julien Steinmetz<sup>1\*</sup>**

<sup>1</sup>National game and wildlife agency (Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage).

\* Corresponding author: julien.steinmetz@oncfs.gouv.fr

## ABSTRACT

Due to hunting, the distribution of Eurasian beaver *Castor fiber Linnaeus, 1758* has declined in the whole of Europe until the end of the XIX<sup>th</sup> century. In France, legal protection since 1909 had lead to a natural increase of population on the Rhone water system (south-east France). Since the 1960's, a program of about 20 translocations involving more than 300 individuals have favoured the still ongoing recovery of the species. Currently the beavers occur in five out of the six main water systems of France, on more than 8000 km of waterways. Population monitoring and management is ensured by a special network, led by the national game and wildlife agency, and including NGOs and other national or local institutions. This network monitors the evolution of beaver distribution by recording its signs of presence. Owing to its diet, the beaver can create damage to trees and crops near the riverbanks. Nonetheless damage is still quite rare. The beaver network works with local communities to prevent damage by different types of effective measures. Thanks to the work of several institutions the beaver has recovered its place in most French aquatic ecosystems.

**KEY WORDS:** Beaver, *Castor fiber*, reintroduction, damage, monitoring, managing network.

## RESUMEN

Debido a la caza, la distribución del castor euroasiático *Castor fiber Linnaeus, 1758* se ha reducido en el conjunto de Europa hasta finales del siglo XIX. En Francia, su protección legal desde 1909 ha dado lugar a un aumento natural de la población en el complejo acuático del Ródano (sureste de Francia). Desde la década de 1960, un programa de cerca de 20 traslocaciones que involucraron a más de 300 ejemplares han favorecido la recuperación aún en curso de la especie. Actualmente los castores se distribuyen por cinco de los seis sistemas de agua principales de Francia, en más de 8.000 km de cauces. El seguimiento y la gestión de la población está asegurada por una red de trabajo dirigida por la Agencia Nacional de Caza y Vida silvestre, con la ONG y otras instituciones nacionales o locales. Esta red de trabajo realiza un seguimiento de la evolución de la distribución del castor registrando sus signos de la presencia. Debido a su dieta, el castor puede crear daños a los árboles y los cultivos cerca de las riberas del río, sin embargo, los daños registrados son bastante raros. La red de trabajo sobre el castor trabaja conjuntamente con las comunidades locales para prevenir daños, utilizando diversas medidas de probada eficacia. Gracias a la labor de varias instituciones el castor ha recuperado su lugar en la mayoría de los ecosistemas acuáticos franceses.

**PALABRAS CLAVE:** Castor, *Castor fiber*, reintroducción, daños, seguimiento, red de gestión.

## LABURPENA

Ehiza dela eta, *Castor fiber Linnaeus, 1758* kastore euroasiarraren banaketa gutxitu egin zen Europa osoan XIX. mendearren amaierara arte. Frantzian, 1909tik lege mailako babes du eta horrek populazioa modu naturalean areagotzea ahalbidetu du Rodanoko ur-konplexuan (Frantziazko hego-ekialdea). 60ko hamarkadatik, 300 kastore-ale baino gehiago biltzen zituen 20 traslokazazio inguruko programak espezieari berreskuratzetik lagundu dio nahiz eta oraindik programa abian dagoen. Gaur egun, kastoreak Frantziazko sei ur-sistema nagusitik bostetan banatuta daude, ubideen 8.000 km baino gehiagotan. Populazioaren jarraipena eta kudeaketa Ehiza eta Bizitza Basatiaren Agentzia Nazionalak zuzendutako lan-sareak bermatzen du GKEarekin eta Estatuko zein tokiko beste erakunde batzuen laguntzarekin. Lan-sare horrek kastorearen banaketaren bilakaeraren jarraipena egiten du presentzia-zantzuak erregistratuta. Haien dieta dela eta, kastoreak kalteak eragin ditzake ibaiertzetatik gertu dauden zuhaitz eta laboreetan. Dena den, kalteak ez dira oso ohikoak izaten. Kastorearen inguruko lan-sareak tokiko komunitateekin batera egiten du lan kalteak prebenitzeko eta eragingarritasun handiko hainbat neurri erabiltzen du. Erakunde ugariren lanari esker, kastoreak bere tokia berreskuratu du Frantziazko ekosistema urtar gehienetan.

**GAKO-HITZAK:** Kastorea, *Castor fiber*, berriro sartzea, kalteak, jarraipena, kudeaketa-sarea.

## INTRODUCTION

Originally spread over a wide and continuous area from Spain to eastern Siberia, the European beaver *Castor fiber Linnaeus, 1758* included 9 subspecies (Gabrys & Wazna, 2003), among which *Castor fiber galliae* (Geoffroy, 1803) in the Rhone valley.

Hunted for its fur, flesh and the *castoreum*, beaver populations have started to decline since the Middle Ages, and progressively disappeared from many countries, including Spain, in the 18<sup>th</sup> century. Only eight small and isolated populations still occurred across Eu-

rope in the early 20<sup>th</sup> century (Nolet & Rosell, 1998), when people became aware of the necessity to protect this species.

In Europe, two main methods have been followed: either the creation of protected areas where beaver hunting was prohibited (e.g. in Russia and Poland), or the complete protection of the species on the whole territory (e.g. in Germany, Norway and Sweden) (Richard, 1980). In France, just a few individuals still occurred in the lower valley of the River Rhone when, in 1909, it was established to protect them. Following the slow recovery of that population, protection was extended to the whole country in 1968.

As a result of conservation programmes, the beaver has recovered across much of its former range, particularly within Europe. Also thanks to reintroductions and translocations that have been carried out throughout Europe since the 1920s, the overall Eurasian beaver population raised from 1200 individuals at the beginning of the 20<sup>th</sup> century, to at least 593000 in 2002 (Halley & Rosell, 2002).

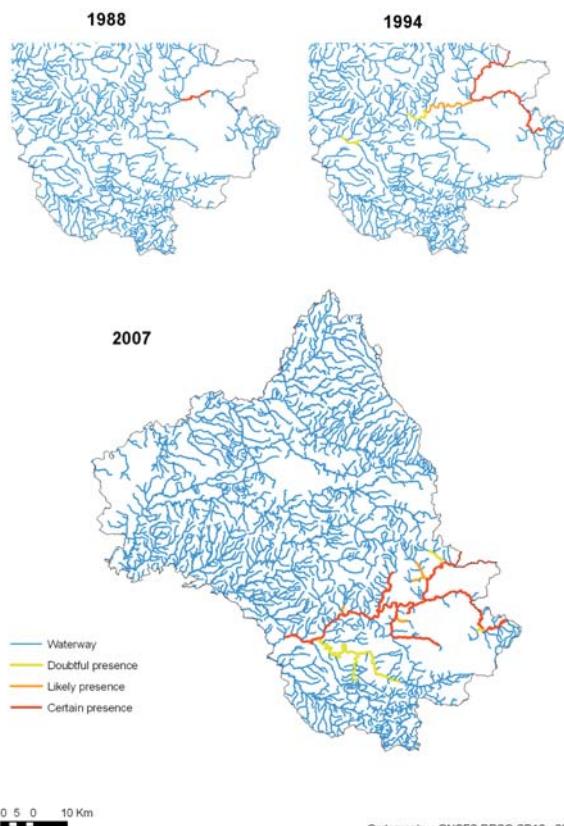
As a consequence, since 2008 its status in the IUCN red list has been changed from "Near threatened" to "Least concern". Moreover, the European beaver is now listed in the appendix II and IV of the "Habitats Directive".

## BEAVER RECOVERY IN FRANCE

In France, since 1957 more than 20 translocations have been conducted in 15 different departments with beavers coming from the residual population of the Rhone valley. Beavers were captured at sites where they caused conflicts. To create new viable populations, each time, a minimum of 3 or 4 couples were released in areas at least 5 km far from each other, as to avoid contacts in the first post-release period. In the department of Aveyron, located on the edges of the Massif Central (SW France), the current population originated from the reintroduction of 13 beavers in 1977-1980 in the Cévennes National Park and 12 more individuals in 1988-1989 next to Millau in the valley of the River Dourbie. From this last reintroduction area, the beaver has colonised 289 km of waterway, among which 201 km filed as "certain presence" (Fig. 1). In 2009 the beaver was recorded in a neighbour department (Tarn), 30 km downstream the last known beaver territory.

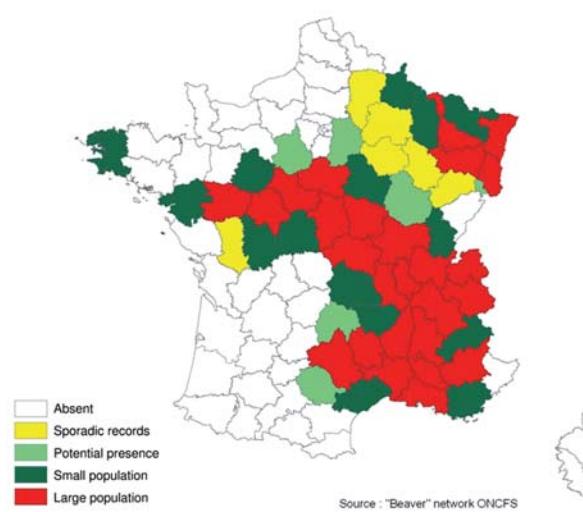
In 2008, about 8000 km of waterway were occupied by the species (Fig. 2), with a population close to 10000 individuals in 1997 (ONCFS, 1997). Five out of the six largest water systems are now occupied by growing populations of *Castor fiber galliae*.

Family groups include a pair of adults and 1 to 3 generations of sub-adults and cubs. Single individuals are also fairly common. Home range size ranges from 1,5 to 3,5 kilometres of waterway (Rouland, 1992). Lairs consist of holes or huts made of branches, depending on the soil structure of river banks. In south-eastern France, some lairs have also been observed in caves. Beaver dams are not widespread.



**Fig. 1.** - Beaver colonization of the Aveyron Department.

**Fig. 1.** - Colonización del castor en el Departamento de Aveyron.



**Fig. 2.** - Beaver distribution in French departments in 2008.

**Fig. 2.** - Distribución del castor en Francia por Departamentos en 2008.

In France, the abiotic factors limiting beaver settlement are the slope of the waterway, that has to be less than 1% (Erome, 1982 in Rouland, 1992), and the depth of the stream that has to be greater than 50 cm. Habitat attractiveness depends on food availability in winter.

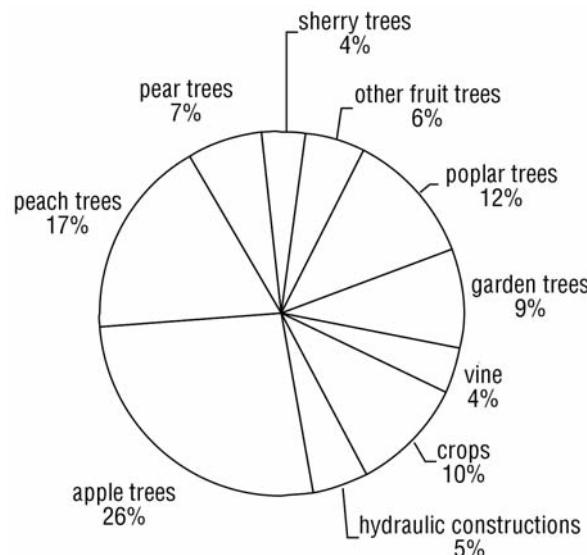
High human density and organic water pollution seem not to have negative effects on beaver occurrence. Although they cannot be considered as absolute barriers, dams may slow beaver dispersal and the colonization of new territories.

Road collisions are the main cause of man-induced known mortality (38 cases out of 55 deaths recorded in 2008; ONCFS, 2008).

## PREVENTION OF DAMAGE

The beaver mainly feeds in a 20 to 30 metres wide strip from the riverbanks. Its diet is constituted of vegetal plants, bark, buds, leaves and fruits, depending on seasonal availability. Salicaceae trees (poplars and willows) with a diameter from 3 to 8 cm are preferentially consumed. Locally, beavers can cause damage to crops, especially to ligneous plantations (85% in France according to Rouland, 1992). In France, damage includes (Fig. 3): barking up to 1,20 m above the ground, cutting of the lower branches of fruit trees and, rarely corn eating. Beavers can also damage dykes by digging, while their dams can modify the flow of watercourses in industrial contexts such as nuclear power stations or water supplied factories.

Damage is quite rare. Less than 50 statements are made in France each year mainly for damage on poplar trees (ONCFS, 2008). The challenge for the monitoring network is to anticipate damage as much as possible. Among prevention methods, mechanical protections are mainly used. Depending on the context, 4 major types of protection are advised. Individual protections with fences or wire netting are recommended for a few tree species of economic interest. If the length of the area to protect is less than 100 m, wire fences with a 20 cm flap at the basis



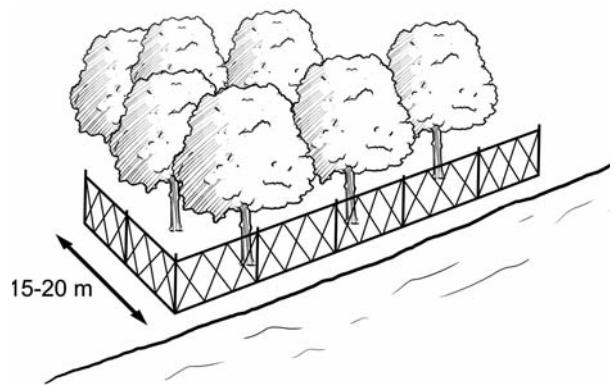
**Fig. 3.** - Percent distribution of damage types from 1982 to 1989 ( $N = 110$ ; in Rouland, 1992).

**Fig. 3.** - Distribución porcentual de tipos de daños desde 1982 a 1989 ( $N = 110$ ; en Rouland, 1992).

on the water side are recommended (Fig. 4). For larger areas, electrical fence placed 20 cm above the ground can be used. Finally, a so-called "Anti up-streaming system" has been developed to prevent access to little streams and then protect large areas at a very low cost (Fig. 5; Rouland & Pedot, 1990). Chemical compounds are rarely used because of their low persistence in the environment and high cost. Removal of individuals or dam destruction are exceptional events. Predators odours (Roull & Czech, 2000) are not used in France.

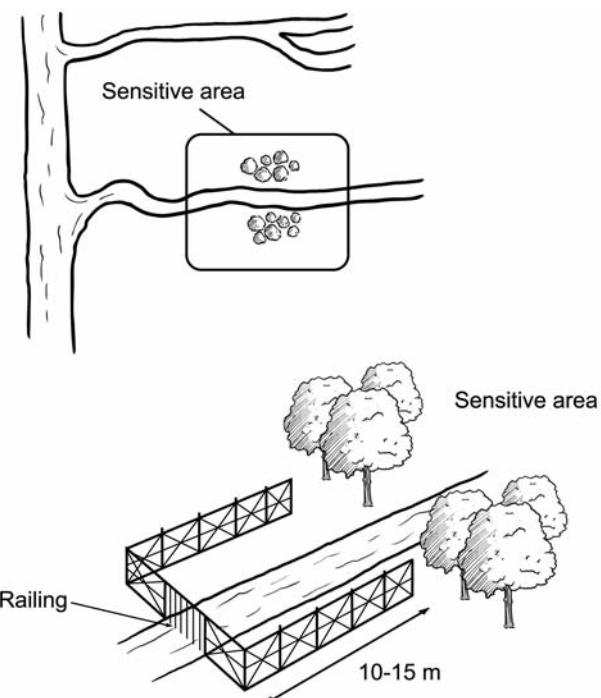
## CONCLUSIONS AND FUTURE PERSPECTIVES

In France as so as in the whole western Europe, beaver populations are above or will soon reach the mini-



**Fig. 4.** - Wire fence.

**Fig. 4.** - Cercado de alambre.



**Fig. 5.** - Anti up-streaming system (Rouland & Pedot, 1990).

**Fig. 5.** - Sistema anti-remontada (Rouland & Pedot, 1990).

mum viable population size. Beaver populations are still growing in France and have a wise potential for development, especially in the south-west, where all the Garonne water system could be naturally colonized.

Direct persecution by humans is probably underestimated, but it is not a major concern for beaver conservation. The main conservation issue is thus related with introduction of Canadian beaver *Castor canadiensis* Kuhl (1820) as shown by the problems they caused to the Finnish population of European beaver. Populations of Canadian beaver have been identified in Belgium, Luxembourg and Germany. The expansion of these populations or the accidental introduction of individuals could threaten French beavers. Therefore, improved overseeing is being led on Beaver near the borders in North of France.

As long as damage statements are so few, there is no need for specific management policies into the beaver's range. All considered, the work done by the "beaver network" seems to be sufficient to support the ongoing beaver expansion in France.

The European beaver recover is currently a flagship for conservation programmes. Many private and public organisations have been working so that this species could recover its place in the aquatic ecosystem.

<b>Signs of presence</b>	<b>Presence</b>
Floating cut wood	Doubtful
Beaver carcass	
Visual observation by a not-expert	
Cut standing wood	
Barking on standing wood	
Barking on cut wood	
Barking on roots	
Refectory	Likely
Banks access or run	
Tracks	
Secondary lairs	
Visual observation by a network representative	
Castoreum	
Well kept dam	Certain
Main lairs Pantry (food reserve)	

**Table 1.** - Signs of presence monitored by the beaver network in France.  
**Tabla 1.** Red de trabajo de seguimiento de indicios de presencia de castor

## BIBLIOGRAPHY

- Gabrys G., Wazna A. 2003. Subspecies of the European Beaver *Castor fiber* Linnaeus, 1758. *Acta Theriologica* 48 (4): 433-439.
- Halley D.J., Rosell F. 2002. The beaver's reconquest of Eurasia: status, population development and management of a conservation success. *Mamm. Rev.* 32 (3): 153-178.
- Nolet B.A., Rosell F. 1998. Comeback of the beaver *Castor fiber*: an overview of old and new conservation problems. *Biol. Conserv.* 83 (2): 165-173.
- Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage 1997. *Les Castors dans le Sud-Est de la France*.
- Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage 2008. *Synthèse annuelle nationale de l'activité du réseau Castor*.
- Richard B. 1980. *Les castors*. Balland. Collection Faune Flore.
- Rosell F., Czech A. 2000. Responses of foraging Eurasian beavers *Castor fiber* to predator odours. *Wildl. Biol.* 6 (1): 13-21.
- Rouland P. 1996. Le réseau Castor de l'Office national de la chasse. *Ann. Biol. Centre* 5: 31-36.
- Rouland P. 1992. Essai de synthèse sur la réintroduction du Castor en France et perspectives. Proceedings of the XIVème Colloque francophone de Mammalogie: Introductions et réintroductions de mammifères sauvages. *Ann. Biol. Centre*: 33-57.
- Rouland P., Pedot P. 1990. Conception et expérimentation d'une protection contre les dégâts de castors sur les cours d'eau de faible largeur: le système anti-remontée. *Bull. Mens. l'Office Natl. Chass.* 148: 21-28.

# The habitat of the water vole *Arvicola sapidus* Miller, 1908 in France: description and conservation

El hábitat de la rata de agua *Arvicola sapidus* Miller, 1908 en Francia: descripción y conservación

*Arvicola sapidus* Miller, 1908 mendebaldeko ur-arratoiaren habitata Frantzian: deskribapena eta kontserbazioa

Pierre Rigaux<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères (SFEPM).

\* Corresponding author: prl.rigaux@laposte.net

## ABSTRACT

The water vole *Arvicola sapidus* Miller, 1908 is a semi-aquatic species found in both Spain and France. It is highly probable that the water vole will experience a significant decline throughout a large part of its range of distribution. The preservation of its habitat is an important issue for its conservation in France. Numerous surveys have been carried out over several years providing enough information about the typical habitat of the water vole in France, and enabling us to make some general recommendations in support of its conservation. The water vole can be found in diverse aquatic areas yet always with certain characteristics in common. In the main, common features include the facies of the river substrate and its vegetation. Ground vegetation is typically herbaceous, generally hygrophilous, and above all sufficiently tall so that the water voles can move without being seen. Ideal environments are more often those that are not long-lasting on the river network. These places are at times unstable due to natural or human disturbance. The local distribution of these micro-habitats, their evolution and their connection conditions effect, to a great extent, the local distribution of the species as well as their presence across the network of sites. A great deal of the French countryside, particularly in rural areas, is maintained and the state of these areas depends heavily on human use. The conservation of the water vole in these areas completely depends on maintaining these sites as suitable habitats for this species.

**KEY WORDS:** Bank management, blue corridor, semi-aquatic mammals, water network.

## RESUMEN

La rata de agua *Arvicola sapidus* Miller, 1908 es un roedor semiacuático que se distribuye por España y Francia. Es probable que esté experimentando un importante descenso a lo largo de gran parte de su área de distribución. El mantenimiento de su hábitat es una cuestión prioritaria para su conservación en Francia. Se han llevado a cabo numerosos estudios durante varios años que han proporcionado suficiente información sobre el hábitat característico de la rata de agua en Francia, y que nos permite hacer algunas recomendaciones generales en pro de su conservación. La rata de agua se puede encontrar en diversas zonas acuáticas pero siempre con ciertas características en común. En general, las características habituales son la granulometría del fondo del río y su vegetación. La vegetación es típicamente herbácea, generalmente higrófila, y lo suficientemente alta para que las ratas de agua se puedan mover durante el día sin ser vistas. Los ambientes idóneos son frecuentemente aquellos que se mantienen temporalmente en la red fluvial. Estos lugares son a veces inestables debido a perturbaciones naturales o humanas. La distribución local de estos micro-hábitats, su evolución y sus efectos, condicionan en gran medida la conexión y la distribución local de las especies, así como su presencia a través de la red de sitios. Una gran parte de la campiña francesa, en particular las zonas rurales que se mantienen, mantienen su estado en gran medida gracias a la actividad humana. La conservación de la rata de agua en estas áreas depende completamente del mantenimiento de estos sitios como hábitats adecuados para esta especie.

**PALABRAS CLAVE:** Gestión de márgenes fluviales, corredor fluvial, mamíferos semiacuáticos, red acuática.

## LABURPENA

*Arvicola sapidus* Miller, 1908 mendebaldeko ur-arratoia espezie erdi urtarra da eta Espanian eta Frantzian bizi da. Seguruenik, mendebaldeko ur-arratoiak gainbehera nabarmena izango du haren banaketaren zati handi batean. Espezie hau Frantzian kontserbatzeko, garrantzitsua da haren habitata zaintzea. Azterlan ugari egin izan dira duela hainbat urtetatik hona eta jada badugu Frantzian mendebaldeko ur-arratoiek ohiko dituzten habitatei buruzko behar adina informazio. Horrek aukera ematen digu kontserbazioan laguntzeko hainbat gomendio orokor emateko. Mendebaldeko ur-arratoia askotariko ur-ingurutan bizi da, baina toki guztiek partekatzen dituzte ezaugarri jakin batzuk. Toki horietan dauden ohiko ezaugarriak, batez ere, ibaietako substratuaren faziesari eta landarediari lotutakoak dira. Lurzoruko landaredia belarkara izan ohi da, gehienetan higrofiloa eta, batez ere, behar bezain garaia, mendebaldeko ur-arratoiak egunean zehar inork ikusi gabe batetik bestera mugitzen. Inguru egokienak ibai-sarean luze irauten ez dutenak izaten dira. Toki horiek, batzuetan, ezezonkorrik izaten dira asaldura naturalen edo gizakiek eragindako asalduren ondorioz. Mikro-habitat horien tokiko banaketak, bilakaerak eta lotura-baldintzek, hein handi batean, eragin egiten diote espeziearen tokiko banaketari eta guneen sarean duen presentziari. Frantziako mendi-inguruaren zati handi batean, batez ere landaguneetan, mantentze-lanak egiten dira eta inguru horien egoera giza erabileraaren araberakoa da neurri handi batean. Inguru horietan, ur-arratoien kontserbazioa aipatu ditugun gune horiek espeziearentzat habitat egoki izaten jarraitzearen mende dago erabat.

**GAKO-HITZAK:** Bankuaren kudeaketa, korridore urdina, ugaztun erdi urtarra, ur-sarea.

## INTRODUCTION

The water vole *Arvicola sapidus* Miller, 1908 is specific to aquatic environments. It can be found in stagnant or slow-running streams, canals, ponds and wetlands, from sea level up to at least an altitude of 2,300 meters. Its world distribution is Iberian-French, limited to a part of the Iberian Peninsula and metropolitan France where it is historically absent from the north-east side of the country (Baudouin, 1984). The water vole has experienced a decline over much of its range of distribution over the last few decades. While it may be a common sight locally, the water vole is, in general, uncommon or rare in France, missing locally, with a great difference between one place and another. This supposed decline is not measurable, and the causes have not been completely identified. It would seem that this is largely due to the loss and degradation of its habitat. To a lesser extent, it could be due to the growing number of exogenous species introduced: mainly the common muskrat *Ondatra zibethicus* (L., 1766), and probably the wild, brown brown rat *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769), and lastly the American mink *Neovison vison* (Schreber, 1777) in certain regions where it lives.

About 40% of the places where you can find the water vole are located in France, giving this country the important task of being responsible for the conservation of this species in the world. A national survey on the water vole performed between 2008 and 2013 has given us a greater insight into the distribution of this species and the places where it can be found in France. This survey was coordinated by the SFEPM and supported by numerous local centres and/or independent naturalists. It is expected that the results of this survey will inform on the situation of the species. The field-terrain observations already made in a wide range of landscapes of its distribution area as a whole in France have provided us with considerable information about its habitat.

The main points in this article are a direct result of the observations made by the author in different regions, during surveys carried out and field-tests that have not been published. These observations have been amended and contribute significantly to the elements of the National Survey. To this end, this article is complimented by some information from the said bibliography. During the National Survey on the water vole, about 9,500 sections of banks of 100 meters long were surveyed following a defined protocol, in 480 squared areas of 10x10 km (20 sections per squared area). Each section surveyed has been chosen for it being the most similar to that frequented by the species in the area. For each section surveyed, the presence/absence of the water vole has been detected by signs of presence indicators. This is possible because these characteristic presence indicators are visible after analysis when the water vole settles on the bank; to the contrary, should no signs be detected following exhaustive research this means that there are no water voles in that section. In this way, the habitat of each surveyed section has been researched in a standardised manner.

First, the habitat of the water vole is described at of site of presence level where it is present with emphasis on certain physical habitat conditions required for the species to live there. Then, this description is applied across a section of landscape that constitutes a set of sites inhabited by the water vole with the objective of extending the understanding of the conditions necessary to keep it there. As a result of these two approaches, some general suggestions can be made on how to maintain these areas to promote conservation of the water vole.

## MICRO-SCALE HABITAT DESCRIPTION

The water vole generally lives in several, individual confined groups on a site of a size that does not usually exceed 50 to 200 meters of a long linear environment (waterway, bank of large pond...) or a 5000 m<sup>2</sup> surface environment (marshland and water way complex) (pers. obs.; Pita *et al.*, 2010; Rigaux *et al.*, 2009a). The water vole is more demanding in terms of facies than other rodents living in aquatic environments, in particular exogenous species present in Europe: common muskrat, coypu *Myocastor coypus* (Molina, 1782), and wild, brown rat (pers. obs.). Furthermore, the needs of the water vole seems very similars to those found in France for the european water vole *Arvicola terrestris* (L., 1758) (formerly *A. terrestris terrestris*) (pers. obs.; unpublished data). European water vole *Arvicola terrestris* can be found in the north and north-east of France, in an area to be clarified but whose overall appearance does not match that of the water vole (unpublished data).

At this point, a description of the inherent conditions of the habitat that are required to attract and to keep the water vole on the site is given. This involves a habitat occupied for at least one reproduction cycle by territorial mammals; outside this situation, the water voles could have come into contact on a temporary basis with all types of aquatic habitats when travelling from site to site for diverse reasons (physical disruption of reproduction site habitat, established dispersion, or in search of territory, etc...) (pers. obs.).

The water vole can be found in all sorts of aquatic places, from brackish marshlands on the Mediterranean or Atlantic coast to mountain heath in the Pyrenees. It lives by small streams or on the banks of large rivers, in vast ponds or in a network of small pools, in natural creeks or artificial channels, in certain forest environments as well as farmed countryside and even in urban areas.

Although the water vole can be found in extremely varied aquatic places, it depends upon certain characteristics that are common to all the different types of habitats where it lives. The main requirements of this species are based on the structure of the bank and bank line vegetation as well as certain water regime characteristics (unpublished data, pers. obs.). With regards to other characteristics of the place (physico-chemical, quality of the water...), it would seem that none of these have been clearly identified as being a decisive factor for the water vole to live there and remains to be determined.

## Water

The water vole needs the constant presence of open water. Some exceptions to this have been found on the Iberian Peninsula (Alis *et al.*, 2009; Fedriani *et al.*, 2002; Román, 2003) are not found in France (unpublished data). When the water disappears from a site (artificial drainage of a pond, natural drying-up of part of the waterway), new indicators about the activity of the water vole could perhaps be found on the site for a short period of time. However, the species staying under these conditions has never been confirmed in France beyond a few days or several weeks (pers. obs.).

The depth of the water in the different occupied areas is diverse, but rarely lower than 10 cm. The flow of the water can be non-existent or slight. It is not known what measure could be applied here but it is quite clear that water voles do not inhabit a site where the water flow is too strong inhibiting viable water activity. These animals make a burrow in the bank where the entrance is normally above water from which they can easily swim. Water voles have been found to inhabit areas of moderately fast flowing water if there are frequent intermittent micro-areas of calmer currents. The mammals that inhabit this type of site are usually found in these micro-areas. It is assumed that they could move between them over land using the banks that run alongside the more strongly running currents.

## Structure of vegetation coverage

The settlement of the water vole on a site is dependent on the presence of an herbaceous vegetation cover, thick and perennial on the immediate edge of the water. This cover must be along a strip of at least 30 to 50 cm from the outer edge of the water. It must also be at least 30 cm tall. This characteristic seems to be extremely important. The water vole must be able to move around under the shelter of this cover. The need for this sheltered movement is due to the real need for protection against predators (Graells, 1897; Román, 2003). In the natural environment in France, a site inhabited by water voles where the embankment does not give some form of partial cover allowing for the sheltered movement of the water voles on the surface is not known of (unlike the Norway Rat or the Coypu or even the Musk Rat who might suffice with bare banks or cropped vegetation (unpublished data). The water vole also feeds on this vegetation.

At site level, the facies of banks over one meter high from the water do not appear to have any determining influence over their presence. There is evidence of this for example where the same stretch of river passes through agricultural areas used for a variety of purposes, woods and even urban areas: the water vole can inhabit suitable sections regardless what the general environment is beyond the banks. This is the case in many of the rural landscapes in France. You can even find the water vole at a very local level in certain areas of large-scale intensive cereal farming. In this case, the species cannot be present if the waterway itself and its immediate banks do not have a sui-

table facies of some 10 centimetres in width. This exists for example in the Paris Basin, on the cultivated plains of Auvergne or in the south-west of France. It would seem, however, that the species is scarce in these landscapes and in most cases non-existent. The reasons for this absence could be examined from a larger landscape perspective rather than the proximity of the inhabited area and its adjacent land (pers. obs.; unpublished data).

The density and the length of cover provided by vegetation of a few tens of centimetres or metres from the water's edge seem to have a positive influence over the water vole staying for a medium term. In addition, the vegetation cover is even more suitable if it is in direct contact with the water. To the contrary, the predominance of bare or open ground for several tens of centimetres long between the water and the vegetation is adverse to species installation. However, it could happen that the species stays to a certain extent on a site where the facies are growing: for example, when the water level lowers in a pond and reveals an area with bare ground between the river water and vegetation. But their stay is more often temporary (pers. obs.).

## Composition of vegetation coverage

A suitable site where the water vole is likely to settle is where the vegetation right on the edge of its banks is herbaceous, and in general hygrophilous. Its botanical composition does not appear to have any influence over the presence of the water vole in terms of food. This is quite evident when observing their "refectories"; small eating places where the water vole leave plant fragments that is cut up (pers. obs.), and confirmed by some surveys performed on the mammal's diet (Fabien, 2000; Garde & Escala, 2000): all of the herbaceous species growing on the banks throughout the year are eaten as well as the soft above-ground plants that are accessible close to the ground. Nevertheless, it is likely that the water vole is attracted by the above-ground plants with aerial parts still appent during the winter months, such as the rush (*Juncus sp.*) (pers. obs.).

The botanical diversity of the bank's herbaceous coverage does not seem to have any influence over the water vole. A lack in specific richness does not seem to be a limiting factor either; in the case of certain single-species rush (*Juncus sp.*) in which the density of the water vole could be high (Grasset, 2011; obs pers.). This could be explained by the fact that the presence of certain species of plants is conducive to maintaining the water vole due to the structural role that they play. These plants are suitable because they are high enough to cover the water vole, being thick, and stable throughout the year (in the case of rush *Juncus sp.*). Conversely, in the summer, herbaceous vegetation offers an attractive shelter but its structure is not so attractive to the water vole when it changes during autumn and the winter months making it an unsuitable habitat. This could perhaps be the case for vegetation that is composed of certain sedge (*Carex sp.*) that is tall in the growing season but collapse completely in the autumn, inhibiting the mo-

vement of the water vole over land. The opposite is true for vegetation that is enough tall during the spring-time growth that flattens during the winter months being less suitable medium-term than vegetation offering more stable coverage throughout the year (pers. obs.).

To a lesser degree the water vole can be found on sites where the vegetation coverage right on the river banks is partially ligneous (unpublished data). This vegetation type is suitable because its lower layer is thick enough for the water vole to move around underneath. It could have thorns being part of the bramble (*Rubus sp.*) or a bushy variety close to the ground. This type of vegetation however is not enough to attract the water vole because it is not something that it eats, or very rarely. Some distinct eating habits exist: for example the water voles feed on willow-genus branches *Salix sp.* when there are no herbaceous plants available during the winter months on a frozen pond (pers. obs.). Overall, to make the site viable, if the bank's vegetation is partially ligneous, it must be sufficiently abundant to guarantee the food source. This twofold requirement in terms of vegetation (structural coverage/food source) is found in an edifying way in some marshland where the vegetation is primarily composed of woody *Salicornia* (*Arthrocnemum sp.*, *Sarcocornia sp.*). In this marshland, the vegetation layer close to the ground takes the form of a thick, bushy coverage at the water's edge giving the water voles a shelter that is not very attractive as such. On the other hand, the tip of the salicornia branches is herbaceous and clearly appetising. These branches grow in abundance very close to the ground and are therefore accessible. In this way, the juicy parts of these branches are abundantly eaten by the water voles up to the point that they form the main source of their food supply and can be seen in their "refectories".

#### **Structure of the bank**

The need for the water vole to dig a dry burrow in the bank with an entrance that is quite often underground means that the bank must have certain characteristics or type of waterside substratum: the latter must be sufficiently soft but firm and be at least 15 cm above water level so that the burrow keeps dry. On the other hand, a bank that is too high or steep would not be suitable because the water vole would not be able to move around or stand right on the edge of the river bank. This criterion is linked to the importance of the presence of a vegetation coverage that guarantees free movement on land and facilitates an interface between water and land.

However, it has been known for the water vole to inhabit sites where the bank is high and with no vegetation right on the water's edge. This situation occurs when the bank has a solid sub-surface; that is, when the lower part of the bank has a culvert that forms a large niche in a straight line like a sheltered corridor at the water's edge. This rather particular bank structure allows the water vole to move on land along the water's edge, whilst being camouflaged by the sloped edge of the bank making up

for the lack of vegetation coverage where the land meets the water. In this situation, their food source is found above the edge of the bank. If these plants are not accessible or scarce to non-existent, the site would not be a suitable habitat for the water vole (pers. obs.).

In swamp areas, where there are no banks, water voles might still build their nests. They could settle in the vegetation where it is sufficiently thick, dense and solid to form a substratum that would be like the ground of a bank. This would be the case for "tussock" facies that are hillock-type structures made by sedge *Carex spp.* growing in dense mounds. This is also common to reed beds in which the water vole can build a nest hidden amongst the reeds and lying on a heap of plant debris or any type of substratum that is not covered by water. This nest is the shape of a ball made out of plant debris of about 30 cm in diameter. Nonetheless, this type of nest installation is not very common (pers. obs.). Above all, marshland does not have any type of substratum that facilitates the making of a sheltered nest and the water vole cannot build a habitat out of the water.

#### **Conclusion: the four requirements of the water vole**

The structural conditions required for the water vole to settle on the site can be summarised into the following four points:

- open water facilitating under water swimming (exceptions excluded)
- physical coverage between water/land allows sheltered land movement
- appropriate substratum for building a nest right on the water's edge
- accessible herbaceous vegetation to eat

Obviously the aforementioned requirements are not an exhaustive description of the structural conditions needed so that the water vole settles on the site and should be viewed as its vital domain in order to stay. In this way, to make up a suitable habitat, the bank facies may not be on ground level all of the time or cover the entire land mass normally inhabited by a group of these mammals but must be predominant on the site.

#### **HABITAT DESCRIPTION AT THE LANDSCAPE LEVEL**

At the landscape level, a suitable habitat for the water vole rarely exists all the way along the water system catchment area. There are only certain places, very specific and very limited, that have a suitable and continuous habitat over a long distance or large surface area. This is the case, for instance, of the old man-made drainage ditches on the île de Noirmoutiers, in Vendée: these ditches are edged with a thick covering of rushes several kilometres in length. There is a continuous presence of the water vole in this area (Grasset, 2011). To a lesser extent, this is the case in other marshland, and in particular coastal

marshland on the Atlantic and Mediterranean coasts. Here, the habitats appears to be suitable continuous across large surface areas however this does not mean that the water vole is common. More often, it is not even found at these sites and is rather scarce with irregular sightings and frequently absent.

### **A network of interconnected sites**

Often, a suitable habitat for a water vole is only available at certain points along the water course system. At times these places can be clearly and easily identified in landscapes with water course systems if the sections are differentiated making their habitat easy to characterise. For example, in the case of some of the long, mid-mountain rivers in the Alps. These streams for the most part have an appearance of vast gravel shores on which the water vole could not settle, whereas he only settles in some confluences. Petits annexes hydrauliques provide a very suitable facies, completely different to that of the river itself (Rigaux, 2013a). In terms of length, they make up a small portion of the local water system catchment area. The river connects them enabling the water voles to colonise them. This network of macro-sites keeps the population alive along the points of the river basins (pers. obs.).

### **An unstable network due to human activity**

In many of the landscapes in France, the facies of the embankments right on the water's edge is largely related to human activities: mowing, crushing, grazing, scrub clearing, etc. This is the same for the majority of rural landscapes and in particular for the smaller streams. Yet the majority of water vole populations in France are very likely to be found in rural spaces. Human activities as a whole as well as historic development of these rural spaces have clearly influenced and are still influencing the local distribution of this species. The understanding of how water vole populations work in connection with human activity is particularly significant for the conservation of this species.

When a site occupied by the water vole experiences an upheaval to the extent that the habitat is destroyed, the water vole usually abandons the site in the short term. Its habitat could be damaged in such a way that one of the aforementioned facies disappears. This is the case for example when the vegetation right on the banks is cut too close to the ground and the water vole can no longer move in a sheltered area (pers. obs.; Rigaux *et al.*, 2009b). These upheavals are usually linked directly to human activity on the banks or driven into the stream (mowing, grazing, clearing....). It could also be independent to direct human activity (flood, drought...). These disturbances can result in a temporary change (waiting for the vegetation to grow back the following year) or can result in a more lasting change (physical change to the river).

In the same way, sites can be abandoned when the habitat does not evolve in a satisfactory way for reasons

relating to the lack of human pressure (mowing, grazing). As a result, the lack of intervention can, in certain cases, lead to, in the medium to long term, the development of woody vegetation making the herbaceous vegetation close to the ground disappear: development of bushes, brambles *Rubus* spp. Small irrigation or drainage channels abandoned by farmers could make the habitat less suitable to the water vole (pers. obs.; Bonnet, 2006 ; Rigaux & Charruaau 2007).

It has been observed that sites abandoned after undergoing an upheaval of facies (mowing, clearing) can be colonised once again one or several years afterwards, because the other nearby sites with a suitable habitat welcome the species. These nearby sites are of course refuges (Rigaux *et al.*, 2009b). Temporary sites can only accommodate a handful of mammals because the in reliable on smalls, linear zones. In general, these sites are only inhabited if there are other, suitable sites nearby and that they are connected by a water network. These interconnected sites are usually less than 3 km apart along the water network and very rarely exceed 10 km. (pers. obs.).

At times, the distance between habitats and their distribution can be clearly identified in rural landscapes. When a small stream runs through a multitude of agricultural land, the facies is extremely variable according to the different plot of land and the different farmers concerned. This variety is due to current actions or actions in the past that have affected the banks: mowing (or not), frequency, installation (or not) of an electric fence to stop the cattle accessing the stream and subsequent tramping, etc. River-side farmers, without knowing it, could condition their actions with regards to the the local distribution of the water vole (Rigaux & Charruaau, 2007).

### **An unstable network due to natural causes**

This network organisation of unstable, inter-connected sites can also be found in places where there is no human activity. A river is known for being an important, dynamic waterway and is a case apart for causing instability in the habitat of the water vole in a natural way. Rivers where the current and the facies are continually being reclaimed by floods, sections of the suitable habitat disappear, while others just disappear over time. For example, a flood could create a secondary channel to the slow-running current in which sediment settles and by consequence herbaceous vegetation starts growing on the banks. On the contrary, sections of the suitable habitat are continually being wiped out by floods that strip away the vegetation. This can be seen in the rivers in the vicinity (approach) areas of the Alps, or sometimes in the Loire in the centre of France. In these places, it is recognised that the local populations of the water vole is due to the sustainability of the site network, even if each site is highly unstable (pers. obs.).

Unstable sites can also be found in certain river systems that have dried up in part during the summer months. This is the case of Maures, a vast forested area

to the south-east of France in the Mediterranean. Here the river system is such that the streams practically dry up for several months of the year. Under these conditions, during the summer, the water voles seek refuge and stay on a temporary basis in the micro-sections of the river network where there is still some open water. These micro-sites are natural basins that hold water edged by vegetation. Throughout the rest of the year when the water is wide spread across the river system, the local distribution of the water vole is very different (and more difficult to characterise). What does seem to be clear is that at a very specific landscape level, the presence of a water vole population depends on the existence of open-water refuges (pers. obs.).

#### **Conclusion: distribution of the water vole in the landscape**

The water vole has a certain ability to adapt to the temporary nature of its habitat. This is very likely to be related to two key facts: the water vole is completely dependent on its habitat and this habitat does not always exist in a way that is long-standing and sustainable.

The most common spatial organisation of water vole populations in French landscape where the species can be found can be described in the following three points:

- On random sites on the edge of a stream, pond, or marsh where the water vole can be found along the banks that are about a few dozen to a few hundred metres.
- Sites that are inter-connected and usually distributed over a radius of a few kilometres in such a way that they form "isolated populations" some being on lower (2 to 3) or higher sites.
- Site occupation is usually stable if there are no disturbances, but there could be a spatio-temporal variability over the years within these isolated populations due to human activity and/or natural circumstances that could compromise the habitat of the species.

In most cases, a linear waterway occupied by the water vole with isolated populations is a minority. This apparent low population count may be explained due to the lack of suitable habitats available along the waterway; this could be related to human activity, or not. In other cases, the habitat does not seem to be a limiting factor and the low population count is inexplicable. Furthermore, in between these isolated populations, there are often vast areas where the water vole cannot be found. The absence of the water vole in these isolated populations cannot always be due to not having a suitable habitat.

This organisation is confirmed by the observations and land surveys carried out in different regions in France where the species can be found (pers. obs.; unpublished data), even if very little bibliographical material is available (Rigaux & Charrua, 2007; Noblet, 2008; Barré, 2009; Legrand, 2009 ; Rigaux & Charrua, 2009; Hervieu, 2011; Pellegrin, 2011; Sorrel, 2011; Rigaux, 2013b). Numerous studies on the water vole, carried out with more effective means (genetic) in the Iberian Peninsula also confirm this

(Fedriani *et al.*, 2002; Centeno-Cuadros *et al.*, 2011...). Above all, there is a strong similarity on what is known about the water vole (*Arvicola terrestris*) in England (Stratton & Moorhouse, 2006...).

#### **PRESERVE THE WATER VOLE IN THE LANDSCAPE**

In natural areas where the habitat is suitable for water voles and is sustainable independent to human activities, it goes without saying that it is recommended that they should not be disturbed to ensure the conservation of this species. These places could be sections of water ways, marshland, or bogs, or different types of wetlands. If, however, human activity has to be performed on these places, it is essential that the sections where there is a suitable habitat for the water vole are conserved.

When the existence or the sustainability of the habitat is directly linked to human activities, its preservation must be comprehended at both site and landscape level (or network of sites).

To make sure that the water vole stays on the site, it is important to foster stability and, in particular, herbaceous vegetation coverage at the water's edge. This vegetation must be kept sufficiently high and long-lasting. In pasture areas, the conservation of the habitat could be made better if the cattle were kept one metre away from the water to stop them stamping the ground and/pulling up such important vegetation. Herbaceous vegetation beside rivers must only be cut if there is a medium-term requirement because there is a natural scrubland cycle. Maintenance must be performed preferably outside the reproduction period of the water vole, namely October through February.

At landscape level, this means there is always the possibility that there exists a network of suitable sites. In this way, when the habitat of the water vole is destroyed along a section of the bank, it is imperative that other sections of the bank are preserved close to the affected site. If actions are performed at the level of the river network as a whole or on its banks (mowing, crushing...), it is important that they are carried out in sections, leaving sections untouched each year to serve as a refuge for the water voles.

It could be said that this approach is a natural process in certain landscapes in France. This maintenance is performed in an uncoordinated way and it is quite obviously done without any intention to preserve the water vole species and unwittingly helps the water vole in a positive way. This is particularly apparent in small streams and channels in breeding areas in many regions. In general, farmers with river plots of land are not aware of the existence of the water vole but their actions could be beneficial in the medium-term. If the farmers cut the banks every now and then to stop them becoming overgrown this could help preserve the habitat of the water vole. If these actions are not performed along the local river network the same year, a group of suitable sites continue to be permanent and enables the species to stay (Rigaux & Charrua, 2007; Rigaux *et al.*, 2009b).

On the contrary, certain actions are harmful on the short-term: burning of bank vegetation over large areas, general clearing, etc. It has been confirmed that the water vole disappears after a certain degree of disturbance to their habitat at the level of the river network as a whole even if there are few random, more isolated bank sections with suitable habitats. The level of intensity that causes this disappearance is difficult to evaluate in the sections where human activities on the water's edge is relatively moderate but is very clear in areas of high activity where the activities along the waterway and banks are intense. In many of these landscapes, it is quite obvious that the pressure of human activities is such that the water vole's habitat no longer exists: radical transformation of the waterway, concreting of banks, continuous clearing, and destruction of wetlands, etc.

The impact of these human disturbances on the habitat of the water vole also affects other elements of the vegetation coverage: physical structure of the banks, artificial variations in the level of the water, etc. Nonetheless, the impact of these human actions on river vegetation seems to be affecting many French landscapes and is one of the main factors that has a direct influence on whether the water vole settles and the density of the subsequent colonisation.

The water vole is by nature absent from rather large areas where the river network is not a suitable habitat due to natural circumstances (rocky banks, forestation, unsuitable river network...). Elsewhere, the historic degradation and regression of wetlands in France are without doubt factors that have influenced local decline and disappearance of the species. It is highly likely that the absence of the species in large areas in France is due to the indirect or direct impact of human activities on the river network. In the areas that are currently populated, the loss of its habitat due to the harmful activities by humans along the waterway seems to be an important factor that threatens water vole populations. Taking into consideration the water vole's habitat seems to be one of the main initiatives to put into place in order to preserve this species.

Even so, is it really necessary that precise conservation measures be implemented to conserve the habitat specific to the water vole? This would involve close management specific to waterways and their banks with the objective of preserving or creating suitable places for this species. It would seem that such measures have shown their ability to preserve the water vole as part of a Restoration Plan in England where the state of conservation of the water vole was critical (Strachan & Moorhouse, 2006). To establish more stronger protection of water areas policies. It is perhaps not necessary to put into place a specific maintenance system orientated towards the precise, ecological requirements of this species, if the waterways, their banks and the water places are better protected on a global basis. The water vole was inscribed in 2012 on the French list for protected mammals in France just as nearly all native semi-aquatic animals in the country have been gradually inscribed over time: the European beaver

*Castor fiber* L., 1758, European otter *Lutra lutra* (L., 1758), European mink *Mustela lutreola* (L., 1761), Eurasian water shrew *Neomys fodiens* (Pennat, 1771) and Southern water shrew *Neomys anomalus* Cabrera, 1907. It is hoped that statutory protection of the water vole is a starting point for possible actions in favour of the protection of continental aquatic areas in France benefiting the water vole itself as well as the ecosystem as a whole.

## ACKNOWLEDGEMENTS

A big thank you to all the group of people, naturalist associations and different centres that have contributed in one way or another to the knowledge and protection of the water vole in France. Special thanks to: Groupe Mammalogique d'Auvergne, Groupe Mammalogique Breton, Groupe Mammalogique Normand, Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin, Groupe d'Etude des Mammifères de Lorraine, CPIE Gers, CPIE Oise, CPIE Collines normandes, CPIE Brenne, PIR Marais Poitevin, PN Ecrins, PNR Landes de Gascogne, PNR Anjou-Touraine, PNR Monts d'Ardèche, CREN Aquitaine, LPO Champagne-Ardenne, LPO Aveyron, LPO Anjou, LPO Franche-Comté, LPO Provence-Alpes-Côte d'Azur, LPO Charente-Maritime, LPO Drôme, LPO Vendée, Mayenne Nature Environnement, Sarthe Nature Environnement, Nature Environnement 17, NaturEssonne, Nature Midi-Pyrénées, Picardie Nature, Vienne Nature, Perche Nature, Nature 18, Deux-Sèvres Nature Environnement, Naturalistes Vendéens, Charente Nature, Sologne Nature Environnement, Loiret Nature Environnement, Eure-et-Loir Nature, Loir-et-Cher Nature, Naturalistes de Champagne-Ardenne, Haute-Saône Nature Environnement, GREGE, SEPANT, SEPANSO, Lot Nature, Gard Nature, Cistude Nature, Centre ornithologique d'Île-de-France, Association lozérienne pour l'étude et la protection de l'environnement, Société d'histoire naturelle d'Autun, RNN Courant d'Huchet, RNN Marais de Bruges, RNN Etang noir, RNN la Mazière, RNN Grand-Pierre-et-Vitain, RNR Polder de Sébastopol, Maisons de la Loire du Loir-et-Cher et d'Indre-et-Loire, CORA Faune Sauvage, FRAPNA, Réseau Mammifères ONF, AAPO Pont de Gau, F. Poitevin, C. Riols, D. Beauthéac, P. Charruaud, M. Chalbos, F. Auvity, S. Trouillet, E. Braure, C. Marinosci, C. Dupasquier, M. Georgeault, E. Mirouze, L. Halliez, R. Barbance, C. Bouit, B. Collet, C. Roubinet, J. Maguin, Y. Lebecel, M. Batista, F. Landré, D. Pagès, S. Boursange, C. Arthur, D. Pain, G. Abadie, V. Toussaint, C. Favier, M. Bertilson and to all contributors to the national survey as not all of you can be mentioned here.

## BIBLIOGRAPHY

Alís, S., Narváez, M., Rivilla, J.C., Román, J. 2009. *Distribución y abundancia de la rata de agua (Arvicola sapidus) en las provincias de Sevilla, Cádiz y Huelva*. IX Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos. Bilbao (Póster).

Barré, K. 2009. *Evaluation des potentialités d'accueil du water vole sur la partie amont du bassin versant du Couasnon: état des*

- lieux, diagnostic et propositions de gestions.* Syndicat Intercommunal pour l'Aménagement du Couasnon, rapport de stage de BTS GPN.
- Baudouin, C. 1984. Le campagnol amphibia *Arvicola sapidus*. In: *Atlas des Mammifères sauvages de France*. A. Fayard: 162-163. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, Paris.
- Bonnet, X. 2006. *Répartition et sélection de l'habitat du Campagnol amphibia, Arvicola sapidus, sur le domaine de la Tour du Valat.* Rapport de stage.
- Centeno-Cuadros, A., Román, J., Delibes, M., Godoy, J.A. 2011. Prisoners in their habitat ? Generalist dispersal by habitat specialists: a case study in southern water vole (*Arvicola sapidus*). *PLoS ONE* 6(9): e24613. doi:10.1371/journal.pone.0024613.
- Fabien, L. 2000. *Impact du Campagnol aquatique Arvicola sapidus sur la végétation à la source de Cressenval (76430)*. Université du Havre, Faculté des Sciences et Techniques. Rapport de stage.
- Fedriani, J.M., Delibes, M., Ferreras, P., Román, J. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Écoscience* 9: 12-19.
- Garde, J.M., Escala, C. 2000. The diet of the southern water vole, *Arvicola sapidus* in southern Navarra (Spain). *Folia zool.* 49 (4): 287-293.
- Graells, M.P. 1897. Fauna Mastodológica Ibérica. *Mem. R. Ac. Cienc. Exactas Fís. Nat.* XVII: 504-506.
- Grasset, V. 2011. *Répartition et exigences écologiques du Water voleau cœur de la RNR du polder de Sébastopol.* Réserve naturelle régionale du polder de Sébastopol. Rapport de stage de BTS GPN.
- Hervieu, F. 2011. *Le Water vole et la Crossope aquatique sur un secteur de marais confronté aux espèces invasives – ENS des Ponts d'Ouve - Manche.* Espace Naturel Sensible des Ponts d'Ouve. Rapport de stage de BTS GPN.
- Legrand, N. 2009. *Etude sur les exigences du Water vole Arvicola sapidus en termes d'habitats sur la partie limousine du PNR Périgord-Limousin.* Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin. Rapport de stage de Master 1.
- Noblet, J.F. 2008. *La situation du Water vole (Arvicola sapidus) dans les Alpes-de-Haute-Provence – France.* Nature & Humanisme, rapport d'étude.
- Pellegruy, T. 2011. *Le water vole Arvicola sapidus au Bioparc Zoo de Doué - Analyse des effectifs, de la répartition de la population et conséquences sur la gestion du site.* Bioparc zoo de Doué la Fontaine/Université Bordeaux 1. Rapport de stage de Master 1.
- Pita, R., Mira, A., Beja, P. 2010. Spatial segregation of two vole species (*Arvicola sapidus* and *Microtus cabrerae*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *Eur. J. Wildl. Res.* 56: 651-662.
- Rigaux, P., Charruau, P. 2007. *Le Water vole Arvicola sapidus dans le bassin versant de la Sioule (Allier, Puy de Dôme et Creuse).* Etat de la population, influence de facteurs naturels et anthropiques et apport général à l'étude des populations. Groupe Mammalogique d'Auvergne. Rapport d'étude.
- Rigaux, P., Charruau, P. 2009. Eléments pour l'étude du water vole (*Arvicola sapidus*) et des facteurs de sa répartition. Exemple du bassin versant de la Sioule (Allier, Puy-de-Dôme, Creuse). *Arvicola* 19 (1).
- Rigaux, P., Chalbos, M., Auvity, F., Braure, E., Trouillet, S. 2009 (a). *Eléments sur la densité locale et l'utilisation de l'espace du water vole (Arvicola sapidus): exemple de trois sites en Auvergne.* Groupe Mammalogique d'Auvergne. Rapport d'étude.
- Rigaux, P., Chalbos, M., Auvity, F., Trouillet, S., Christianne, L., Bartalucci, A.L., Braure, E. 2009 (b). *Trois années de suivi du Water vole (Arvicola sapidus) dans le bassin versant de la Sioule (Allier, Puy-de-Dôme, Creuse).* Groupe Mammalogique d'Auvergne. Rapport d'étude.
- Rigaux, P. 2013 (a). *Inventaire du Water vole (Arvicola sapidus) et éléments de préconisations de gestion en faveur de la conservation de l'espèce dans le cadre de travaux de restauration sur quatre adoucs de la haute Durance (Hautes-Alpes).* Ligue pour la Protection des Oiseaux Provence-Alpes-Côte d'Azur. Rapport d'étude.
- Rigaux, P. 2013 (b). *Répartition de la Loutre d'Europe (Lutra lutra), du Water vole (Arvicola sapidus) et du Castor d'Eurasie (Castor fiber) en Provence-Alpes-Côte d'Azur.* LPO PACA, Faune-PACA Publication n°35.
- Román, J. 2003. Hábitat y hábitos de la rata de agua (*Arvicola sapidus*) durante el periodo de sequía estival en Doñana. VI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. Ciudad Real.
- Sorrel, D. L. 2011. *Les espèces de Campagnols du genre Arvicola en Aquitaine: Éléments de connaissance sur leur répartition et leurs habitats.* Cistude Nature/Université de Montpellier 2. Rapport de stage de Master 1.
- Strachan, R., Moorhouse, T. 2006. *Water vole conservation handbook.* Environnement agency, Wildlife conservation Research Unit.

# Status of the polecat *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) in France and management implications

Status del turón *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758)  
en Francia e implicaciones para su gestión

*Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) ipurtatsaren estatusa  
Frantzian eta kudeaketarekin lotutako inplikazioak

Rachel Berzins<sup>1\*</sup>, Sandrine Ruette<sup>2</sup>

<sup>1</sup>DIROM ONCFS

<sup>2</sup>ONCFS - CNERA PAD

\* Corresponding author: rachel.berzins@oncfs.gouv.fr

## ABSTRACT

The polecat *Mustela putorius* Linnaeus, 1758 is an elusive species whose lifestyle is relatively unknown. In France, the species might be legally hunted. Knowledge of the distribution of the species on the national scale is a necessary prerequisite for the implementation of appropriated management and conservation measures. The National Wildlife and Hunting Agency (ONCFS) has developed a method for collecting data at the national scale so that to create presence maps of small and medium-sized carnivores. The presence map of the polecat is presented in this note, based on data collected from 2001 to 2010. The map shows that the species is fairly well distributed throughout the country with the exception of some regions that deserve further study. According to current knowledge, the factors threatening the polecat in France are above all the deep modifications of the preferential habitats of the polecat, particularly the important decrease of wetlands and hedged farmland; the increase of the road network and the poor state of rabbit *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758) populations, an important food resource notably in the Mediterranean regions. The importance of secondary rodenticide poisoning needs to be evaluated. We postulated that trapping is not nowadays a major threat to the species in France. Management and conservation measures of its habitat through the implementation of public policies could favor its maintenance.

**KEY WORDS:** Conservation, Distribution, European polecat, France, Threats.

## RESUMEN

El turón *Mustela putorius* Linnaeus, 1758 es una especie huidiza de costumbres poco conocidas. Su caza en Francia podría estar permitida. Conocer la distribución del Turón en territorio nacional es indispensable para tomar medidas de gestión y de conservación apropiadas a su estatus. La Oficina Nacional de Caza y Fauna Salvaje (ONCFS) ha desarrollado un método de recogida de datos a escala nacional con el fin de realizar mapas de presencia de pequeños y medianos carnívoros. En este artículo, se muestra el mapa de presencia del Turón obtenido a partir de los datos recogidos del año 2001 al 2010. Éste, indica que la especie está bien distribuida en el territorio a excepción de algunas regiones que merecerían un más estudios. Basándose en los conocimientos actuales, los factores que amenazan al Turón en Francia son sobre todo las enormes modificaciones de su hábitat, particularmente una disminución importante de los humedales y de las zonas boscosas; el aumento de la red de carreteras y el mal estado de ciertas poblaciones de conejos *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758), importante fuente alimenticia, especialmente en las regiones mediterráneas. La gestión y la conservación del hábitat del Turón a través de la realización de políticas públicas serían unas medidas que podrían favorecer el mantenimiento de esta especie.

**PALABRAS CLAVE:** Conservación, Distribución, Turón, Francia, Amenazas.

## LABURPENA

*Mustela putorius* Linnaeus, 1758 ipurtatsa oraindik ere ohitura ezezagunak dituen espezie iheskorra da da. Frantzian ehizatzea baimentuta egon daiteke. Ipurtatsak lurralde nazionalean duen banaketa ezagutza ezinbestekoa da estatusaren araberako kudeaketako eta kontserbazioko neuriak adostu ahal izateko. Ehiza eta Fauna Basatiaren Bulego Nazionalak eskala nazionalean datuak jasotzeko metodoa garatu du haragiiale txiki eta ertainen presentziari dagokien mapak prestatu ahal izateko. Artikuluan ipurtatsaren presentziaren mapa azaltzen da 2001 eta 2010 urtean artean jasotako datuetatik abiatuta. Mapan ikus daitekeenez, espeziea lurraldean ondo banatuta dago, ikerketa gehiago egin beharko litzatekeen eskualde batzuetan izan ezik. Egungo ezagutzak oinarriztat hartuta, Frantzian ipurtatsa mehatzaten duten faktoreak honako hauek dira: batez ere, habitataren aldaketa handia (bereziki, hezeguneek eta zonalde oihantsuek jasan duten jaitisiera handia); errepi-deen sarea handitu izana eta *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758) uxien populazio batzuek bizi duten egoera txarra (bereziki eskualde mediterraneoetan), hori baita ipurtatsaren elikadura-iturri nagusietako bat. Ipurtatsaren habitata politika publikoen bidez kudeatzea eta kontserbatzea litzateke espezieari bizirauten laguntzeko neurrietakoa bat.

**GAKO-HITZAK:** Kontserbazioa, banaketa, ipurtatsa, Frantzia, mehatxuak.

## INTRODUCTION

Among carnivores, the mustelids family is one of the most poorly known (Schaller, 1996), but also one of the

most threatened (Bright, 2000). Despite a large number of members present in France, they are poorly known and are not emblematic, except the otter *Lutra lutra* (Linnaeus,

1758). In France, most of them (the pine marten *Martes martes* (Linnaeus, 1758), the stone marten *Martes foina* (Erxleben, 1777), the American mink *Mustela vison* (Schreber, 1777), the polecat *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) and the weasel *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766) might be legally hunted, and could be trapped in some part of France until 2012. Their behavior, most of the time crepuscular and solitary, does not facilitate their study in their natural habitat and many aspects of their biology are still unknown. This is the case of the polecat, whose status is judged worrying by some associations of nature protection. Various factors might threaten the polecat in France, as in Europe. The deep modifications of the preferential habitats of the polecat, particularly the important decrease of wetlands and hedged farmland are the mentioned in literature (Roger *et al.*, 1988; Birks & Kitchener, 1999; Baghli, 2003). The increase of the road network (Birks, 2000; Ruette *et al.*, 2008), the poor state of rabbit *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758) populations, an important food resource notably in the Mediterranean regions, and secondary rodenticide poisoning (Shore *et al.*, 1996; Birks, 1998; Shore *et al.*, 1999; Shore *et al.*, 2003; Fournier-Chambrillon *et al.*, 2004) are also important threats but their impacts on populations needs to be evaluated. In France, studies on this species have focused on its diet (Lodé, 1991; Roger, 1991), its habitat use in relation to available resources (Lodé, 1994; Lodé, 1999) and its use of space (Lodé, 1993; Lodé, 1996). Although this information is essential to a better knowledge of the species biology, its distribution throughout the national territory remains an important prerequisite not only for the implementation of appropriated management and conservation measures but also to evaluate the conservation status of the species both at the national and European scale. Indeed, the species is listed in annex V of the Habitat directive, i.e "animal species of Community interest whose taking in the wild and exploitation may be subject to management measures" (European Council 1992). Various methods to assess the presence and even the density (Gros *et al.*, 1996; Balme *et al.*, 2003; Maffei *et al.*, 2005) of small and large carnivores have been tested and compared (Barea-Azcon *et al.*, 2006; Gompper *et al.*, 2006; Long *et al.*, 2007). However, most of them can only be applied at the scale of a study area, because of the cumbersome implementation protocols.

The aim of this work is to present the latest distribution of the polecat in France, based on a methodology developed by the National Hunting and Wildlife Agency (ONCFS) since 2001 (Ruette *et al.*, 2008). We discuss possible limitations of such a method. We then describe the potential threats and needs in term of conservation in France in the light of current knowledge of the species.

## MATERIAL AND METHODS

The methodology developed by the ONCFS refines results based on inquiries (Ruette *et al.*, 2004). Most often, inquiries at a large spatial scale are based on interviews (Gros, 1998; Gros, 2002) or volunteers involvement (Sewell *et al.*, 2010; Bonardi *et al.*, 2011) so that both the training of participants, their recognition skills and the time devoted to the inquiries can hardly if not be standardized. The wildlife protection officers are professionals of hunting and environmental police regulations, officially designated as agents who are commissioned by the Minister of Ecology and, as such, may intervene as sworn expert witnesses. Thus, they are trained to the recognition of species. There are around 1000 wildlife protection officers on the field, whose work implies the survey of territories for environmental and hunting policy on all the territory all the year round. This large distribution of trained professionals represents a good opportunity to collect reliable observations on small and medium carnivores all over the country, despite a heterogeneous road network according to regions and a variable observation effort between the officers. The method is based on a notebook put in each vehicle, in order to record all their observations of small and medium-sized carnivores, dead or alive, along with the date and the locality name (the locality is the smallest French administrative unit). Analysis of these notebooks provide an annual total number of observations of each species and allow to build a presence map at the national scale, each observation being located on a fixed grid of 10x10 km of the European Agency of Environment (EAE).

We estimated the proportions of areas sampled by comparing locations of data collected for all species versus the polecat. We considered 21 regions in France, representing administrative areas of  $25701 \pm 10775 \text{ km}^2$  on average, excluding Corsica where the polecat has never been mentioned. We also compare our results to previous inquiries realized in 1998/1999 (Ruette *et al.*, 2004, map available at [http://carmen.carmencarto.fr/38/petits\\_carnivores.map](http://carmen.carmencarto.fr/38/petits_carnivores.map)) based on data gathered from the Departmental Associations of Trappers, the Departmental Federation of Hunters and the wildlife protection officers.

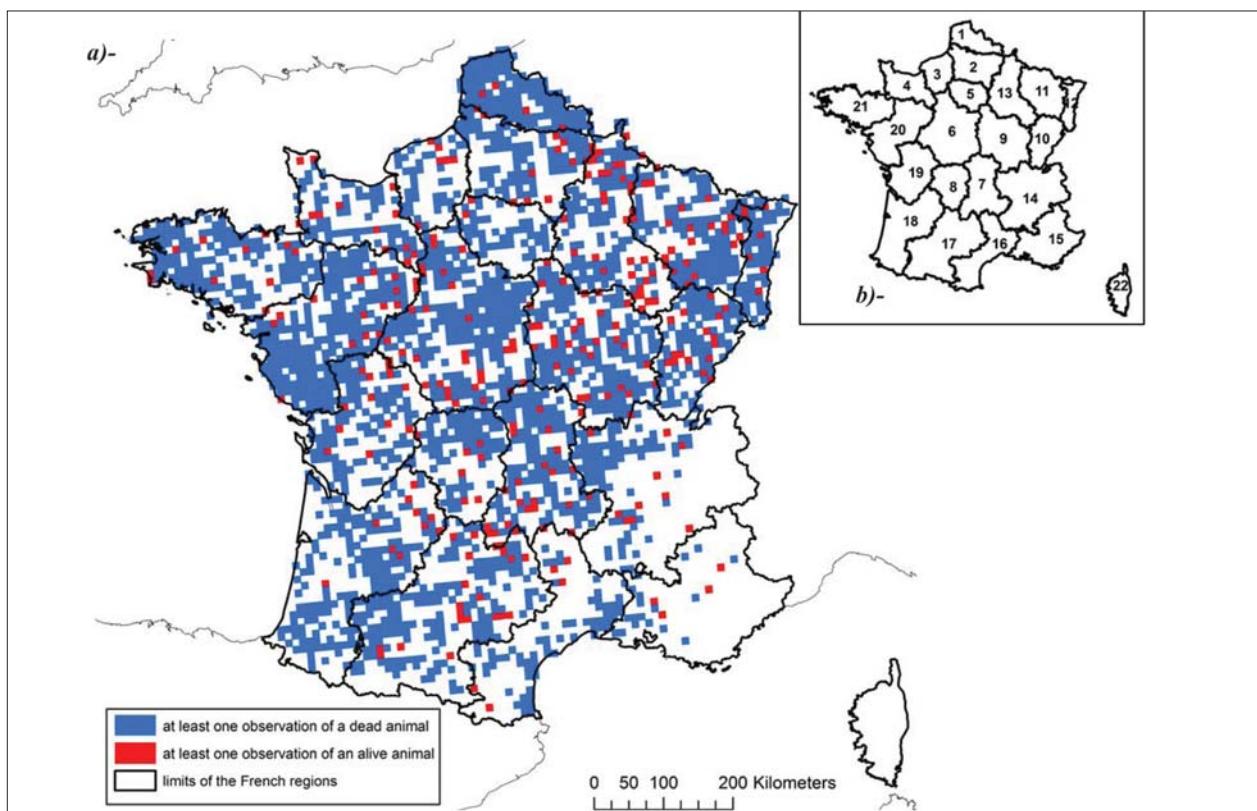
## RESULTS

Between 2001 and 2010, all observations of small carnivores ( $n = 79064$ ) covered 53% of the localities and 100 % of the territory on 10x10 km EAE grid, for an annual average of 7900 observations. For the polecat, 7440 observations were recorded for an average of  $744 \pm 176$  observations per year covering about 44% of the country (on the 10x10 km grid). Polecat observations were collected in all regions in France except in Corsica. However, strong variations existed between regions (Table 1). Whereas percents of cells with at least one polecat observation (on the 10x10 km EAE grid) are beyond 50% in most regions of north, east, west and center of France (regions 1 to 13 and 19 to 21, Fig. 1), observations were less frequent in south-west (regions 17 and 18) and even rare in south-east France (regions 14, 15 and 16). In the Alpines and Pyreneans mountains (in regions 14, 15, 17 and 18), the lower frequency of observations may be linked to the fact that polecat occurs up to 2000m altitude. The lack of observations in the south-east part of France is probably linked to the scarce and irregular presence of the species in these regions.

Name of the region	Number (see Fig. 1)	Total number of 10x10 km EAE cells	2001-2010 period		%	1998-1999 inquiries	
			Number of 10x10 km EAE cells with at least one polecat observation	%		Number of 10x10 km EAE cells with at least one polecat observation	%
NORD-PAS-DE-CALAIS	1	136	118	87%	115	85%	
PICARDIE	2	199	101	51%	177	89%	
HAUTE-NORMANDIE	3	127	46	36%	117	92%	
BASSE-NORMANDIE	4	181	76	42%	181	100%	
ILE-DE-FRANCE	5	119	47	39%	110	92%	
CENTRE	6	396	245	62%	377	95%	
AUVERGNE	7	263	150	57%	252	96%	
LIMOUSIN	8	174	83	48%	170	98%	
BOURGOGNE	9	318	189	59%	279	88%	
FRANCHE-COMTE	10	172	96	56%	146	85%	
LORRAINE	11	243	136	56%	205	84%	
ALSACE	12	86	60	70%	59	69%	
CHAMPAGNE-ARDENNE	13	258	128	50%	244	95%	
RHONE-ALPES	14	449	99	22%	273	61%	
PROVENCE-ALPES-COTE D'AZUR	15	332	21	6%	80	24%	
LANGUEDOC-ROUSSILLON	16	281	71	25%	239	85%	
MIDI-PYRENEES	17	457	193	42%	450	98%	
AQUITAINE	18	426	178	42%	424	100%	
POITOU-CHARENTES	19	261	118	45%	266	100%	
PAYS DE LA LOIRE	20	329	229	70%	349	100%	
BRETAGNE	21	303	154	51%	267	88%	

**Table 1.** - Repartition by French region of the polecat observations collected by the National Hunting and Wildlife Agency officers between 2001 and 2010 and comparison to the results obtained from the 1998-1999 inquiries, on the 10 x 10 km European agency for the environment grid.

**Tabla 1.** Reparto por región francesa de las observaciones de turón recogidas por los funcionarios de la Agencia Nacional de Caza y Fauna Salvaje de 2001 y 2010 y la comparación con los resultados obtenidos de las consultas 1998-99, en una cuadrícula de 10 km x 10 km de la Agencia Europea de Medio Ambiente.



**Fig. 1.** - a)- Distribution of the observations of the polecat collected in France by the National Hunting and Wildlife Agency officers between 2001 and 2010 and reported on a grid of 10km x 10km of the European agency for the environment. b)- Localisation of the French regions.

**Fig. 1.** - a)- Distribución de las observaciones de turón recogidas en Francia por los funcionarios de la Agencia Nacional de Caza y Fauna Salvaje de 2001 y 2010 sobre una cuadrícula de 10 km x 10 km de la Agencia Europea de Medio Ambiente. b)- Ubicación de las regiones francesas

This map of presence of the species is globally similar with the first reference map available on the species (Roger *et al.*, 1988, map available at [http://inpn.mnhn.fr/espece/cd\\_nom/60731/tabc/rep](http://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/60731/tabc/rep)) based on the inquiries carried out more than 20 years ago (1983/1984), even if the number of observations was clearly lower. It is also comparable to results of the inquiries realized in 1998/1999 (Ruette *et al.*, 2004, map available at [http://carmen.carmencarto.fr/38/petits\\_carnivores.map](http://carmen.carmencarto.fr/38/petits_carnivores.map)) based on data gathered from the Departmental Associations of Trappers, the Departmental Federation of Hunters and the wildlife protection officers. In the second case, percents of cells with at least one polecat observation were higher varying between 24 and 100 % with on average  $85 \pm 23\%$  per region (on the 10x10 km EAE grid, Table 1). Differences in methodology between the inquiries exclude quantitative comparisons. However, whereas lowest percents were observed south-east France (regions 14, 15 and 16) in 1998/1999 as for the 2001-2010 period, observations were more frequent in south-west (regions 17 and 18).

## DISCUSSION

The ONCFS notebook provides a valuable and cost effective tool to monitor the evolution of the presence of the species at a large scale. Species monitoring (Birks, 1997; Linnell *et al.*, 2007; De Angelo *et al.*, 2011; Virgos, 2003; Bonardi *et al.*, 2011) or biodiversity monitoring (Foster-Smith & Evans, 2003; Schmeller *et al.*, 2008) on large scale often rely on volunteers involvement to assess populations trends. These methods have proven to be reliable as soon as volunteers have been trained enough and appropriately to species recognition or specific techniques (Newman *et al.*, 2003; Foster-Smith & Evans 2003). The notebook implementation by professional officers allows collecting data in real time rather than using the memory of the observers, a limit often encountered in surveys of distribution. However, when regarding all the data collected for all species, it is also obvious that some differences in the numbers of observations collected are not only linked to the species densities but also to the observers' motivation and to the heterogeneity of the road network between regions. We could not control for these biases but advocated that they are minimal when compared to volunteers-based inquiries.

Various limits should be pointed out regarding the result of the species distribution. As often, the lack of observations in a region does not indicate that the species is absent from the region, but simply that no observation was reported. In addition, although the number of new localities with at least one observation tends to increase since the implementation of the method (Ruette *et al.*, 2008), the number of observations is still low and confirm the small probability of observation of the species, especially when compared to other species e.g. the badger or the stone marten. Whether this indicates a very low density or an inherent elusive behavior of the species is an important point that the method cannot address. Whatever the issue, this tool is only intended to monitor the species distribution at 5

to 10 years intervals, so that only major modifications of the species distribution could be detected.

Polecat observations were collected in all regions in France except in Corsica. The total number of observations was lower than in the 1998-1999 inquiries and far more numerous than in 1983-1984. Comparisons are limited because the methods used were clearly different between inquiries. However, following the scarce and irregular presence of the species in south-east France mentioned for more than 30 years, observations collected were rare in this region. Results in south-west France were more surprising and stressed the need for further studies to assess the presence of the species. Several methods have been used to estimate presence of carnivores (Kelly *et al.*, 2012), such as small mustelids using molecular census (Riddle *et al.*, 2003; Colli *et al.*, 2005; Rosellini *et al.*, 2008), spraint surveys (Reuther *et al.*, 2000) or for larger species, tracks counting (Linnell *et al.*, 2007) or camera trapping (Karanth, 1995; Blanc *et al.*, 2012; Tobler *et al.*, 2012). However, all have been developed at a small spatial-scale and cannot be easily undertaken at a national or regional scale. The results obtained at the national scale could be advantageously used to define priority regions where such studies should be undertaken.

Several threats and factors could explain the current distribution and trends observed since the 80's. The polecat is a species vulnerable to trapping. It had almost disappeared from Britain due to intensive trapping in the 50s (Langley & Yalden, 1977). However, this species recolonized the country following the cessation of this practice (Birks & Kitchener, 1999; Birks, 2000) and the increase of rabbit populations (Birks, 2000). In France, the polecat can be legally hunted and could be destroyed by trapping. Since August the 2nd 2012, the French legislation about "pest" species has been modified and, for 3 years, the polecat cannot be killed and trapped in France anymore. The species was classified as "pest" in half of French departments in 1997, 1999 and 2001. However, the intensity of trapping in France seemed to be limited: in 1998, catches were performed on only 8.6% ( $\pm 14\%$ ) of localities where the species could be trapped (Ruette *et al.*, 2004). Thus, trapping does not appear nowadays as a major threat for the species in France. However, trapping is still legally possible in France on other mustelid species and non selective predator control (Treves & Naughton-Treves, 2005) could represent a threat for the polecat. For example, the American mink is now classified as an invasive species and can be killed or trapped all over the country. Confusion between both species may exist, particularly for the dark phenotype of polecat, whose facial mask is almost invisible (Fig. 2) and which presents a morphological convergence with the American mink and the European mink (Lodé, 1995). Some polecats may thus be eliminated by mistake. The training of trappers is therefore an essential measure where these mustelids, as well as the European mink, are present to avoid any misidentification. Beyond trapping, these species can also be subject to secondary poisoning that is le-



**Fig. 2.** - The dark polecat is characterized by an absence of facial mask.  
**Fig. 2.** - El turón oscuro se caracteriza por la ausencia de la máscara facial.

gally used to control rodent (Fournier-Chambrillon, 2004; Giraudoux *et al.*, 2006).

Recolonization of part of its territory in Britain suggests that the polecat has a good capacity for recolonization depending on factors such as availability of food resources and habitat (Birks, 2000). However, these two parameters, closely related, are subject to strong temporal fluctuations and changes. In France, the drying of wetlands and the increase of agricultural land have dramatically reduced wetlands areas in more than half between 1940 and 1990 (Report Claude Bernard 1994). In areas where the polecat preferably uses this kind of habitat, this reduction is particularly damaging in autumn and winter, during periods of lower abundance of amphibians that constitute one of its main prey (Weber, 1989a; Lodé, 1991; Baghli *et al.*, 2002).

In the hedged farmland, the presence and abundance of polecats seem related to the presence of the rabbit and the importance of hedges providing adequate cover for displacement (Birks, 2000). Consequently, the leveling of the slope and the destruction of hedgerows could contribute to the decline of the species, impacting habitat as the one of its prey. Indeed, despite a slowdown

in the uprooting of hedgerows since the 1990s, the surfaces of hedgerows have declined by 5% per year from 1982 to 1990 (Pointereau, 2002).

In the French Mediterranean region, the observations of polecat are much less frequent and its presence seems linked to the presence of wetlands that corroborates the results of Rondinini *et al.* (2006) and Mestre *et al.* (2007), respectively in Italy and Portugal. In these areas, the polecat is specialized in the predation on lagomorphs (Roger, 1991; Santos *et al.*, 2009). However, rabbit populations are in steep decline for 25 years because of illness, such as the myxomatosis (Calvete *et al.*, 1997) or the rabbit haemorrhagic disease (RHD) (Delibes-Mateos *et al.*, 2009; Moreno *et al.*, 2007), modification of its habitat and hunting (Calvete *et al.*, 2006). Restocking operations are trying to rebuild these populations particularly in the Mediterranean region (Letty *et al.*, 2006), but methods need to be improved (Calvete *et al.*, 1997; Moreno *et al.*, 2007). These transactions may prove beneficial in maintaining the polecat (Birks, 2000).

Last, the increase in the road network is another threat affecting polecats, as small carnivores in general. Mustelids are indeed described as vulnerable to traffic

(Birks, 1993; Birks, 1997) and the density of the network can be a barrier to their expansion (Birks & Kitchener, 1999). Moreover, the presence of prey near roads may also increase its traffic collision mortality (Birks, 1993; Barrientos & Bolonio, 2008).

To fill the gap on the species knowledge, particularly in the regions where the density of polecat is low, studies at a finer scale, based on GIS modeling methods (Gough & Rushton, 2000; Zabala *et al.*, 2005; Mestre *et al.*, 2007) would better determine its situation. Analysis of habitat parameters (area of wetlands and hedged farmland, and network traffic) and their evolution, in relation with the presence of the species are needed to better understand the influence of these parameters on the abundance and distribution of the polecat. Thus, local or regional management and conservation measures locally adapted could be implemented to reduce the impact of anthropogenic factors unfavorable to the species. In France, this kind of measure is partially implemented through the documents of objectives Natura 2000. This tool for management and conservation of habitats, including wetlands, could benefit the maintenance and preservation of this species. Moreover, national policy implementation of green and blue network will likely favor polecat which lives at the water / land interface.

The phenomenon of hybridization between polecats and domestic ferrets in Britain (Davison *et al.*, 1999; Birks & Kitchener, 1999) has fortunately not yet been described in France. However, few hybridization cases have been reported between polecats and European mink in France (Lode *et al.*, 2005) and Eastern Europe (Maran & Raudsepp, 1994; Tumanov & Abramov, 2002). These observations are very punctual and the phenomenon is now more damaging to European mink populations than polecat population.

Finally, the dynamics of populations is poorly known and the parameters needed to estimate population viability, e.g. age-class survivals and reproduction parameters.

## CONCLUSIONS

Even if the distribution of the species at the national scale is not alarming, so that the polecat is not considered threatened in France, nor Europe, its habitat is more and more fragmented (Baghli & Verhagen, 2003; Santos-Reis, 1983; Roger *et al.*, 1988). On a finer scale, the status of the polecat is still uncertain. Further studies, particularly in the Mediterranean and south-west regions where observations are scarce, would enhance results from the analysis. In France, the rehabilitation of wetlands, studies on the impact of roads on mortality of small carnivores, the trappers training in the recognition of mustelids, the restocking of rabbits are all measures that allow the maintenance, and even could improve the situation of the polecat in France. Public policies (Natura 2000, blue and green network) that contribute to the maintenance of biodiversity represent essential and useful tools for the conservation of wildlife (Donald *et al.*, 2007).

Beyond these applied aspects, studies on population dynamics would provide knowledge relevant to the implementation of management measures. Maintaining a watch on the evolution of its distribution, already assured by the implementation of the ONCFS notebook, is essential.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank the national wildlife protection officers for their collaboration.

## BIBLIOGRAPHY

- Baghli, A., Engel, E., Verhagen, R. 2002. Feeding habits and trophic niche overlap of two sympatric Mustelidae, the polecat *Mustela putorius* and the beech marten *Martes foina*. *Z. Jagdwiss.* 48: 217-225.
- Baghli, A., Verhagen, R. 2003. The distribution and status of the polecat *Mustela putorius* in Luxembourg. *Mamm. Rev.* 33: 57-68.
- Baghli, A. 2003. *Ecology of the polecat Mustela putorius, Linnaeus 1758 (Mammalia, Carnivore) in Luxembourg*. PhD thesis. University of Antwerpen. Antwerp.
- Balme, G.A., Hunter, L.T.B., Slotow, R. 2003. Evaluating methods for counting cryptic carnivores. *J. Wildl. Manag.* 73: 433-441.
- Barea-Azcon, J.M., Virgos, E., Ballestros-Duperon, E., Moleon, M., Chirosa, M. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodivers. Conserv.* 16: 1213-1230.
- Barrientos, R., Bolonio, L. 2008. The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodivers. Conserv.* 18: 405-418.
- Birks, J.D.S. 1993. The return of the polecat. *Br. Wildl.* 5: 16-25.
- Birks, J.D.S. 1997. A volunteer-based system for sampling variations in the abundance of polecats (*Mustela putorius*). *J. Zool.* 243: 857-863.
- Birks, J.D.S. 1998. Secondary poisoning risk arising from winter farmyard used by the European polecat *Mustela putorius*. *Biol. Conserv.* 85: 233-240.
- Birks, J.D.S. 2000. The recovery of the polecat, *Mustela putorius*, in Britain. In: *Mustelids in a modern world - Management and conservation aspects of Small carnivore: human interactions*. H.I. Griffiths (Ed.): 141-152. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands.
- Birks, J.D.S., Kitchener, A.C. 1999. *The distribution and status of the polecat Mustela putorius in Britain in 1990s*. The Vincent Wildlife Trust. London.
- Blanc, L., Marboutin, E., Gatti, S., Gimenez, O. 2013. Abundance of rare and elusive species: empirical investigation of closed versus spatially explicit capture-recapture models with lynx as a case study. *J. Wildl. Manag.* 77(2): 372-378.
- Bonardi, A., Manenti, R., Corbetta, A., Ferri, V., Fiacchini, D., Giovine, G., Macchi, S., Romanazzi, E., Soccini, C., Bottoni, L., Padoa-Schioppa, E., Ficetola, G.F. 2011. Usefulness of volunteer data to measure the large scale decline of « common » toad populations. *Biol. Conserv.* 144: 2328-2334.
- Bright, P.W. 2000. Lessons from lean beasts: conservation biology of the Mustelids. *Mamm. Rev.* 30: 217-226.
- Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., Oscar, J.J. 1997. Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *J. Zool.* 241: 271-277.

- Calvete, C., Pelayo, E., Sampietro, J. 2006. Habitat factors related to wild rabbit population trends after the initial impact of rabbit haemorrhagic disease. *Wildl. Res.* 33: 467-474.
- Colli, L., Cannas, R., Deiana, A.M., Gandolfi, G., Tagliavini, J. 2005. Identification of mustelids (Carnivora: Mustelidae) by mitochondrial DNA markers. *Mamm. Biol.* 70: 384-389.
- Davison, A., Birks, J.D.S., Griffiths, H.I., Kitchener, A.C., Biggins, D., Butlin, R.K. 1999. Hybridization and the phylogenetic relationship between polecats and domestic ferrets in Britain. *Biol. Conserv.* 87: 155-161.
- Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2009. European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mamm. Rev.* 39: 24-140.
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., Bierman, S.M., Gregory, R.D., Waliczky, Z. 2007. International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science* 317: 810-813.
- Fournier-Chambrillon, C., Berny, P.J., Coiffier, O., Barbedienne, P., Dassé, B., Delas, G., Galineau, H., Mazet, A., Pouzenc, P., Rossouw, R., Fournier, P. 2004. Evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: implications for conservation of European mink (*Mustela lutreola*). *J. Wildl. Dis.* 40: 688-695.
- Gompper, M.E., Kays, R.W., Ray, J.C., Lapoint, S.D., Bogan, D.A., Cryan, J.R. 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wildl. Soc. B.* 34: 1142-1151.
- Gough, M.C., Rushton, S.P. 2000. The application of GIS-modelling to mustelid landscape ecology. *Mam. Rev.* 30: 197-216.
- Gros, P.M., Kelly, M.J., Cato, T.M. 1996. Estimating carnivore densities for conservation purposes: indirect methods compared to baseline demographic data. *Oikos* 77: 197-206.
- Gros, P.M. 1998. Status of the cheetah *Acinonyx jubatus* in Kenya: a field-interview assessment. *Biol. Conserv.* 85: 137-149.
- Gros, P.M. 2002. The status and conservation of the cheetah *Acinonyx jubatus* in Tanzania. *Biol. Conserv.* 106: 177-185.
- Karanth, K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biol. Conserv.* 71: 333-338.
- Kelly, M.J. Betsch J., Wultsch, C., Mesa, B., Mills, S. 2012. Noninvasive sampling for carnivores. In: *Carnivore ecology and conservation, a handbook of techniques*. L. Boitani, R.A. Powell (Ed.): 47-69. Oxford University Press. New York.
- Langley, P.J.W., Yalden, D.W. 1977. The decline of the rarer carnivores in Great Britain during the nineteenth century. *Mamm. Rev.* 7: 95-116.
- Letty, J., Aubineau, J., Berger, F., Marchandieu, S. 2006. Repeuplements de lapins de garenne: enseignements des suivis par radio-pistage. *Faune Sauvage* 274: 76-88.
- Linnell, J.D.C., Fiske, P., Herfindal, I., Odden, J., Broseth, H., Andersen, R. 2007. An evaluation of structured snow-track surveys to monitor Eurasian lynx *Lynx lynx* populations. *Wildl. Biol.* 13: 456-466.
- Lodé, T. 1991. Evolution annuelle du régime alimentaire du putois en fonction de la disponibilité des proies. *Bull. Ecol.* 22: 337-342.
- Lodé, T. 1993. Stratégies d'utilisation de l'espace chez le putois européen dans l'Ouest de la France. *Rev. Ecol. Terre Vie* 48: 305-322.
- Lodé, T. 1994. Environmental factors influencing habitat exploitation by the polecat *M. putorius* in western France. *J. Zool.* 234: 75-88.
- Lodé, T. 1995. Convergences morphologiques du putois (*Mustela putorius*) et du vison américain (*M. vison*) avec le vison d'Europe (*M. lutreola*). *Gibier Faune Sauvage*. 12: 147-158. Disponible en web: <http://storage.canalblog.com/18/05/451329/51904605.pdf>.
- Lodé, T. 1996. Conspecific tolerance and sexual segregation in the use of space and habitats in the European polecat. *Acta Theriol.* 41: 171-176.
- Lodé, T. 1999. Time budget as related to feeding tactics of European polecat. *Behav. Process.* 47: 11-18.
- Lodé, T., Guiral, G., Peltier, D. 2005. European mink-polecat hybridization events: hazards from natural process? *J. Hered.* 96: 1-8.
- Long, R.A., Donovan, T.M., Zielinski, W.J., Buzas, J.S. 2007. Comparing scat detection dogs, cameras, and hair snares for surveying carnivores. *J. Wildl. Manag.* 71: 2018-2025.
- Maffei, L., Noss, A. J., Cuellar, E., Rumiz, D. I. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *J. Trop. Ecol.* 21: 1-6.
- Maran, T., Raudsepp, T. 1994. Hybrids between the European mink and the European polecat in the wild – Is it a phenomenon concurring with the European mink decline? *Second North European symposium on the ecology of the Small and medium-sized carnivores*. Lammi, Finland. 8-11 April 1994.
- Mestre, F.M., Ferreira, J.P., Mira, A. 2007. Modelling the distribution of the European polecat *Mustela putorius* in a Mediterranean agricultural landscape. *Rev. Ecol. Terre Vie* 62: 35-47.
- Moreno, S., Beltran, J.F., Cotilla, I., Kuffner, B., Laffite, R., Jordan, G., Ayala, J., Quintero, C., Jimenez, A., Castro, F., Cabezas, S., Villafuerte, R. 2007. Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Res.* 34: 652-658.
- Pointereau, P. 2002. Les haies, évolution du linéaire en France depuis quarante ans. *Le Courr. Environ. l'INRA*. 46: 69-73.
- Reuther, C., Dolch, D., Green, R., Jahrl, J., Jefferies, D.J., Krekemeyer, A., Kucerova, M., Madsen, A.B., Romanowski, J., Roche, K., Ruiz-Olmo, J., Teubner, J., Trindade, A. 2000. Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*): Guidelines and evaluation of the standard method for surveys as recommended by the European section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group. *Habitat* 12: 1-152.
- Riddle, A.E., Pilgrim, K.L., Mills, L.S., McKelvey, K.S., Ruggerio, L.F. 2003. Identification of mustelids using mitochondrial DNA and noninvasive sampling. *Conserv. Genet.* 4: 241-243.
- Roger, M. 1991. Régime et disponibilités alimentaires chez le putois (*Mustela putorius* L.). *Rev. Ecol. Terre Vie* 46: 245-261.
- Roger, M., Delattre, P., Herrenschmidt, V. 1988. *Le Putois* (*Mustela putorius Linnaeus, 1758*). *Encyclopédie des carnivores de France*. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères. France.
- Rondinini, C., Ercoli V., Boitani, L. 2006. Habitat use and préférence by polecats (*Mustela putorius* L.) in a Mediterranean agricultural landscape. *J. Zool.* 269: 213-219.
- Rosellini, S., Osorio, E., Ruiz-González, A., Pineiro, A., Barja, I. 2008. Monitoring the small-scale distribution of sympatric European pine martens (*Martes martes*) and stone martens (*Martes foina*): a multievidence approach using faecal DNA analysis and camera-traps. *Wildl. Res.* 35: 434-440.
- Ruette, S., Léger, F., Albaret, M., Stahl, P., Migot, P., Landry, P. 2004. Enquête sur la répartition de la marte, de la fouine, de la belette, de l'hermine et du putois en France. *Faune Sauvage* 263: 28-34.

- Ruette, S., Albaret, M., Vandel, J.M., Léger, F. 2008. *Suivi des petits carnivores en France – Analyse des données des carnets de bord récoltées entre 2001 et 2005 par les Services départementaux de l'ONCFS*. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Auffargis.
- Santois-Reis, M. 1983. Status and distribution of the Portuguese Mustelids. *Acta Zool. Fennica*. 174: 213-216.
- Santos, M.J., Matos, H.M., Baltazar, C., Grilo, C., Santos-Reis, M. 2009. Is polecat (*Mustela putorius*) affected by «mediterraneity»? *Mamm. Biol.* 74: 448-455.
- Schaller, G.B. 1996. Introduction: carnivores and conservation biology. In: *Carnivore behavior, ecology, and evolution*, vol. 2. J.L. Gittleman (Ed.): 1-10. Cornell University Press. Ithaca.
- Sewell, D., Beebee, T.J.C., Griffiths, R.A. 2010. Optimising biodiversity assessments by volunteers: the application of occupancy modelling to large-scale amphibian surveys. *Biol. Conserv.* 143: 2102-2110.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S., Freestone, P., Kitchener, A.C. 1996. Second-generation rodenticides and polecats (*Mustela putorius*) in Britain. *Environ. Pollut.* 91: 279-282.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S., Freestone, P. 1999. Exposure of non-target vertebrates to second-generation rodenticides in Britain, with particular reference to the polecat *Mustela putorius*, *New Zeal. J. Ecol.* 23: 199-206.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S., Afsar, A., Wienburg, C.L., Kitchener, A.C. 2003. Spatial and temporal analysis of second-generation anticoagulant rodenticide residues in polecats (*Mustela putorius*) from throughout their range in Britain, 1992-1999. *Environ. Pollut.* 122: 183-193.
- Stahl, P., Léger, F., Migot, P. 1997. *Répartition des petits carnivores en France. Bibliographie et recommandations pour la poursuite du recueil des informations*. Office National de la Chasse - CNERA Prédateurs et animaux déprédateurs, en collaboration avec le Service du patrimoine naturel du Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- Tobler, M.W., Powell, G.V.N. 2012. Estimating jaguar density with camera traps: problems with current designs and recommandations for future studies. *Biol. Conserv.* 159: 109-118.
- Treves, A., Naughton-Treves L., 2005. Evaluating non-lethal control in the management of human-wildlife conflict. In: *People and wildlife: conflict or coexistence*. R. Woodroffe, S. Thirgood, A. Rabinowitz (Ed.): 86-106. Cambridge University Press. Cambridge.
- Tumanov, I.L., Abramov, A.V. 2002. A study of the hybrids between European mink *Mustela lutreola* and the polecat *M. putorius*. *Small Carniv. Conserv.* 27: 29-31.
- Weber, D. 1989a. The diet of polecats (*Mustela putorius* L.) in Switzerland. *Z. Säugetierkd.* 54: 157-171.
- Zabala, J., Zuberojitia, I., Martinez-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. *Eur. J. Wild. Res.* 51: 157-162.

# Status, threats and management actions on the European mink *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) in Spain: a review of the studies performed since 1992

Estatus, amenazas y acciones de conservación del visón europeo *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) en España: revisión de los estudios realizados desde 1992

*Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) bisoi europarraren estatusa, mehatxuak eta kontserbazio-ekintzak Espainian: 1992tik egindako ikerketen berrikusketa

**Santiago Palazón<sup>1,2\*</sup>, Yolanda Melero<sup>2,3</sup>**

<sup>1</sup>Biodiversity and Animal Protection. Department of Agriculture, Livestock, Fish, Food and Wildlife. Generalitat of Catalonia, Spain.

<sup>2</sup>Department of Animal Biology, University of Barcelona, Spain.

<sup>3</sup>School of Biological Sciences, University of Aberdeen, Aberdeen, UK.

\* Corresponding author: santiago.palazon@gencat.cat

## ABSTRACT

There are only three remaining populations of European mink *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) in Europe: the Western (Spain and France), the Romanian (Danube Delta) and the Russian population (divided into several subpopulations). The current Spanish population is composed of less than 500 individuals, distributed along 2300 kilometres of watercourses. The presence and the ecological competition with the American mink, the loss of available habitat, water pollution, the isolation and the small size of the population, a high human-induced mortality and the prevalence of the Aleutian mink disease are the main threats faced by the European mink in Spain and other European countries. The National Conservation Strategy aims to ensure the viability of Spanish European mink population by increasing its population size and distribution. However, the first urge is to control the American mink and improve the riparian habitat. Otherwise, European mink could be displaced by the American mink in few years.

**KEY WORDS:** Conservation, distribution, European mink, Spain, threats.

## RESUMEN

En Europa existen tres poblaciones de visón europeo *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761), la occidental (España y Francia), la rumana (Delta del Danubio) y la rusa (dividida en varias subpoblaciones). La población actual de esta especie en España seguramente está formada por menos de 500 ejemplares, que habitan a lo largo de menos de 2.300 kilómetros de cursos fluviales del centro-norte de la Península Ibérica. La presencia y competencia ecológica del visón americano, la destrucción progresiva del hábitat, la contaminación de los sistemas acuáticos, el aislamiento y el pequeño tamaño de la población, la elevada mortalidad por causas antrópicas –atropellos-, y una elevada prevalencia de visones europeos infectados por el virus de Enfermedad Aleutiana del Visón, además de otras enfermedades, son las principales amenazas que acechan a este pequeño mamífero carnívoro en España y también en los otros países europeos donde todavía sobrevive. El objetivo de la Estrategia nacional de conservación de esta especie es asegurar la viabilidad a largo plazo de las poblaciones españolas de visón europeo, incrementando su área de distribución y el número de sus efectivos. Las principales y más urgentes acciones que se deben acometer para conseguir este objetivo son la eliminación y control de las poblaciones de visón americano, y la conservación y recuperación del hábitat para la especie (áreas de refugio y alimentación). En caso contrario, es posible que en pocos años, el visón americano desplace al visón europeo de casi la totalidad de su área actual de distribución.

**PALABRAS CLAVE:** Amenazas, conservación, distribución, España, visón europeo.

## LABURPENA

Europako *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) bisoi europarraren hiru populazio daude: mendebaldekoa (Espainia eta Frantzia), Errumania-ko (Danubioko delta) eta Errusiakoa (hainbat azpipopulaziota banatuta). Espezie horren egungo populazioa, Espainian, seguru asko, 500 animaliak baino gutxiagok osatzen dute eta iberiar penintsulako erdialdeko-iparraldeko ibai-bideen 2.300 kilometro baino gutxiagoko azalean bizi dira. Espainian eta oraindik bizirautea lortu duen Europako beste herrialde batzuetan ugaztun haragijale txiki horrek aurre egin beharreko mehatxuak honakoa hauetako dira: bisoi amerikarraren presentzia eta lehia ekologikoa, habitata pixkanaka suntsitzea, ur-sistemen kutsadura, isolamendua eta populazioaren neurri txikia, kausa antropikoak (harrapatuta hiltzea) direla eta haien heriotza-tasa alta eta bisoiaren gaixotasun auletiarraren birusak infektatutako Europako bisoien prebalentzia handia eta beste gaixotasun batzuk. Espezie hori kontserbatzeko Estatuko estrategiaren helburua bisoi europarraren Espainiako populazioen epe luzerako bideragarritasuna bermatzea da. Horretarako, banaketa eremua eta efektibo/kide kopurua ugaritu behar dira. Helburu hori lortzeko egin beharreko ekintza nagusiak eta presazkoenak honakoa hauetako dira: bisoi amerikarraren populazioak desagerrarazi eta kontrolatu, eta espezierako habitata suspertu eta kontserbatu (babeseko eta elikatzeko eremuak). Bestela, baliteke urte gutxi barru bisoi amerikarrak bisoi europarra ordezkatzea egungo banaketa eremu ia osoan.

**GAKO-HITZAK:** Mehatxuak, kontserbazioa, banaketa, Espainia, bisoi europarra.

## INTRODUCTION

The European mink *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) is a semiaquatic mustelid with sexual dimorphism (Youngman, 1982, 1990). Morphologically it is characterized by a long thin body with small ears, short legs and a tail half the length of the body. Its fur presents a brown "chocolate" colour with a typical white patch on its lower and upper lips.

The species, endemic from Europe, was extensively distributed through the continent in the 19th century. At that time its distribution covered the Central and Northern Europe, ranging from the Atlantic French coast to the Urals Mountains and from the Arctic Polar Circle (Karelia and Finland) to almost the coasts of the Mediterranean and the Black sea (Youngman, 1982, 1990). However, its current distribution is approximately less than 20% of its historical range (Fig. 1). This reduction was first recorded in Central European countries in the 19th century (Novikov, 1939) although major declines are thought to have taken place by the end of the 20th when it got extinct in 20 different countries (Maran & Henttonen, 1995; Sidorovich,

2000; Tumanov, 1992). In the last years the decline seems to have slowdown; however remnant populations continue decreasing and it has gone recently extinct in Estonia (Maran, 2006). Currently, only three separated populations remain in the wild: the North-eastern population in Russia (Michaux *et al.*, 2004; Sidorovich, 2000); the South-eastern population in the Danube river delta in Romania (Kranz *et al.*, 2006; Michaux *et al.*, 2004) and Ukraine (de Jongh *et al.*, 2007); and the Western population in Northern Spain and South-western France (Palazón *et al.*, 2002, 2003). The first, the Russian population, ranges from North of European Russia to the Ural Mountains, with a population size lower to 20000 individuals (Tumanov, 1999) and a high decreasing trend from the last two decades (Maran, 2007). The Romanian population was thought to be disappeared but re-found in the decade of the 90s, although its current size is unknown (Gotea & Kranz, 1999; Kranz *et al.*, 2006). Finally, the Western population, estimated on 1000 mink approximately, is geographically divided by the Pyrenees with little contact between individuals of both sides (Maizeret *et al.*, 2002; Fournier & Maizeret, 2006). As a result, the species is cu-



**Fig. 1.** - Current distribution of European mink in Europe.

**Fig. 1.** - Distribución actual del visón europeo en Europa.

rently the second most threaten mammal in Europe, after the Iberian lynx *Lynx pardinus* (Temminck, 1827) and one of the most threatened mustelids worldwide. Indeed, the European Union classified it as In Critical Danger (Temple & Terry, 2007), and it is included in the Catalogue of Directive Habitat (Directive 92/43/CEE, modified by Directive 97/62/CE).

Although the causes of decline of European mink are still in discussion, trends in local populations have been explained by a different combination of the same pool of causes. In general there is a common set of caused implied in the species decline but different combinations of them seem to act in each location. In any location there was a single factor involved in this decline if not an effect of multiple causes. Of them, habitat loss and fragmentation, road casualties, water pollution, trapping and poaching, competition with American mink and diseases as the Aleutian have been singled out as the most important and frequent reasons (Lodé, 2002; Lodé *et al.*, 2001; Mañas *et al.*, 2001; Maran *et al.*, 1998a; Maran & Henttonen, 1995; Palazón, 2011).

In Spain, the European mink is considered a new comer since its presence is only known since 1955. According to the most feasible hypothesis, the Spanish section was founded by French individuals whose origins come from Central Europe (Rodríguez de Ondarra, 1955, 1963; de Bellefroid, 1999, 2005). The process of its arrival is, however, under discussion with currently two hypotheses: human introduction or natural invasion (Michaux *et al.*, 2004, 2005). Nonetheless, there is a consensus on the fact that the entire Western population (Spain and France) is the result of a "bottleneck" effect that reduced the genetic variability of the population in the area (Michaux *et al.*, 2004; 2005). In Spain, the species is currently distributed along Navarra, La Rioja, Basque Country, Eastern Castilla y León (NW Burgos and North Soria) and Central Aragón (West Zaragoza) (González-Esteban *et al.*, 2001; Palazón *et al.*, 2003; Zabala *et al.*, 2004) (Figure 2). Other smaller fragmented populations have been found in the Cantabric basins. In addition, occasional dispersers have been found in the Western extreme area of Cantabria, Burgos and in the Southeast extreme of Catalonia (Ruiz-Olmo & Palazón, 1990).

The initial population size in Spain is unknown but it has suffered a decline since the decade of the 90s. Since 2005, this population is classified as In Danger of Extinction and included in the Spanish Terrestrial Mammals Red Book (Palomo *et al.*, 2007). At that time, the "Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino" launched the Spanish European mink Conservation National Strategy (MAGRAMA, 2009a) which since then works on the conservation of the species in Spain. Moreover, there are parallel regional programs to counteract the population declines in their regions (La Rioja: Recovery Plan 2002, Alava: Management Plan 2003, Bizkaia: Management Plan 2006, Gipuzkoa: Recovery Plan 2006, and two programs in draft phase in Castilla y León and Navarra. Research studies, research studies have been carried out

since the first one in 1992 in Navarra (Palazón *et al.*, 2006c) extended later to all the regions where inhabited by the species. Here we expose and resume the results related to the current distribution, status and threats of the European mink population in Spain obtained during these years of studies and the related management actions taken.

## MATERIAL AND METHODS

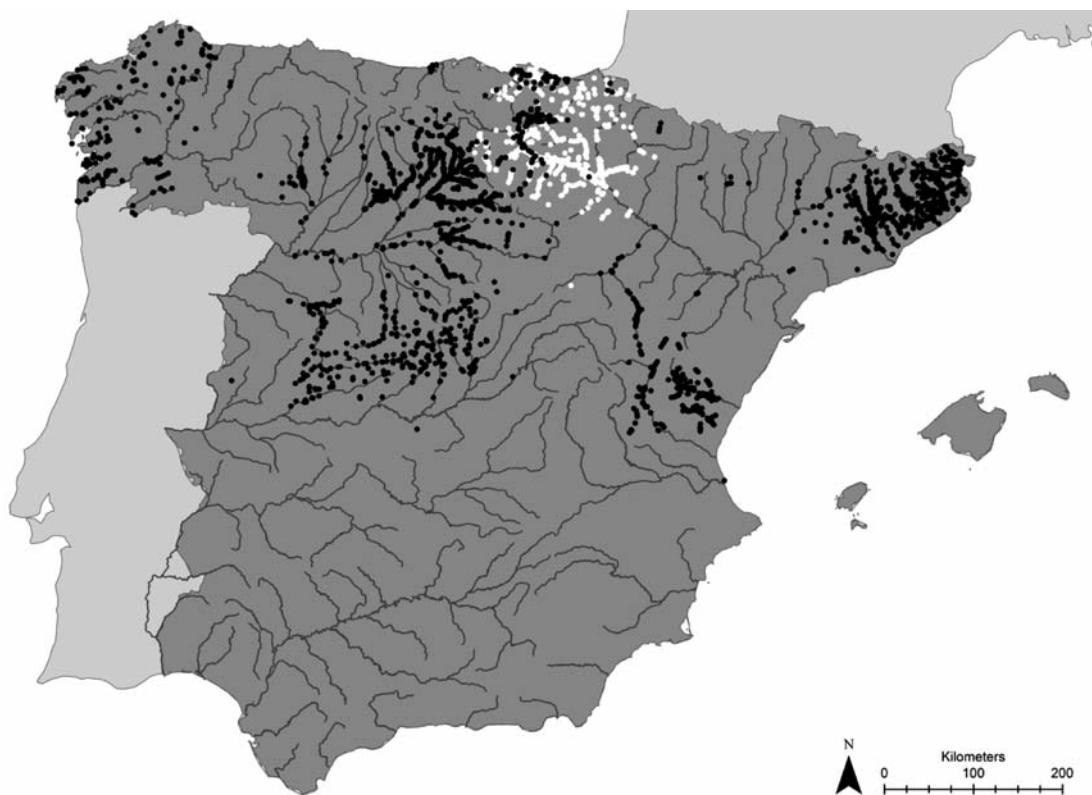
We did a review of the scientific, grey literature and our own published and unpublished data of the studies carried out on the Spanish population of European mink in Spain.

In all the studies done in Spain since 1992, methodology has been similar with population monitoring mainly via live-trapping with at least one trapping station per 10x10 km<sup>2</sup> U.T.M. cells in Navarra, Aragón (Zaragoza and Huesca), La Rioja, Basque Country (Bizkaia, Gipuzkoa and Alava), Castilla and León (Burgos and Soria), Cantabria and Catalonia (Tarragona and Lleida) (Zabala *et al.*, 2001; Palazón *et al.*, 2003, 2006a; Gómez *et al.*, 2011, 2012a). Trapping has been complemented with track and sign surveys and data compilation on road casualties (Palazón *et al.*, 2012a) and direct observations. In addition, photographic trapping (González-Esteban *et al.*, 2004) and genetic analysis of scats and hairs have been used (Gómez-Moliner *et al.*, 2004; Zuberogoitia *et al.*, 2012,) in the Basque Country. This information was then used to set the distribution of the population and its temporal trends (e.g. sex-ratio, age-ratio, population growth rate).

Morphological data on the captured individuals was also taken to check the status of the individual, e.g. sex, weight, length, sexual condition and teeth condition; as well as samples of ectoparasites and endoparasites, scat and stomach content and genetic tissue (muscle, liver and hair). Ecological behaviour on activity and space patterns, social interactions, den and resting site use, and habitat selection (Palazón, 1998; Zabala *et al.*, 2003) were also studied by means of radiotracking.

## RESULTS AND DISCUSSION

The studies carried out since 1992 have allowed us to estimate the current population size of European mink in Spain on ca.500 individuals during the prebreeding season (Palazón *et al.*, 2006c; Palazón *et al.*, 2012b). This number can increase after breeding when dispersal occurs but not enough to overcome mortality. The biggest population is located along 250km of the upper Ebro and tributaries. However its total distribution covers 2300km watercourses mainly low and medium streams with slow water flow, extensive forests, dense riparian vegetation (e.g. brambles, reed-grasses, alder-trees and willows) and good water quality. The population has been found in an altitude range of 0-200m above sea level in Bizkaia, Gipuzkoa and North Navarra (Atlantic basin) and 300-1200m in North Burgos, Álava, La Rioja, North Soria, Central and South Navarra and West Zaragoza (Mediterranean basin) (Palazón, 1998; Palazón *et al.*, 2006b) (Fig. 2).



**Fig. 2.** - Current distribution of European (white points) and American mink (black points) in Spain.

**Fig. 2.** - Distribución actual del visón europeo (puntos blancos) y el visón americano (puntos negros) en España.

## POPULATION THREATS

The main threats endangering the Spanish population seem to be: presence of American mink *Neovison vison* (Schreber, 1777); habitat loss, deterioration and fragmentation; low genetic variability and high inbreeding; diseases and epizooties; high human-induced mortality rate; low implementation of current law and normative (Management and Recuperation Plans and National Conservation Strategy); poor scientific knowledge; lack of social awareness.

### **The American mink**

The non-native invasive American mink has been pointed as one of the most important threats to the European mink in Spain mainly due to the strong ecological competition between both species. American mink is larger, almost twice in weight, and more aggressive than the European mink (Sidorovich & Macdonald, 2001; Macdonald & Harrington, 2003; Pôdra *et al.*, 2013). American mink are more successful breeders thanks to their higher reproduction capacity (between 6 and 10 cubs versus 2-5 in the Spanish European mink population), implantation delay of embryos (up to 30-32 days) (Enders, 1952; Mead, 1989) so the litter can be born in favourable environmental conditions and thus increase its survival probability. The invasive mink also shows a wider trophic

niche and it is more adaptable to bad habitat quality in their range of introduction (Woodroffe *et al.*, 1990; Sidorovich, 1992; Maran *et al.*, 1998b; Macdonald *et al.*, 1999). Overall, the higher ecological plasticity of the invasive has provoked displacement and reduction of the European mink (Santulli *et al.*, 2014 under review; Harrington and Macdonald 2008). In addition, American mink has been seen directly attacking and killing several released European mink in Salburua wetland, Alava (Pôdra *et al.*, 2013).

The widespread spread and distribution of American mink in Spain increases its importance as a threat to the European mink which is currently almost surrounded by American mink populations (Fig. 2) (Bonesi & Palazón, 2007). Moreover, there are still active fur farms of American mink that can't be closed due to the current and next Spanish legislation, although that would be the best solution (Fig. 2). Otherwise, intensive and continuous trapping must be carried out inside and in the area around the farm.

In the Basque Country there are three patches that could merge and increase the threat to the European mink. In Alava, the American mink population is set in the centre of European mink distribution area (Ceña *et al.*, 2003; Carreras *et al.*, 2006), occupying the river Zadorra, its tributaries and associated water reservoirs. Control trapping sessions are done recurrently since 2000 managing to reduce the American mink population to some few

individuals (Carreras *et al.*, 2006). In Northern Bizkaia, the invasive mink occupies the Cantabrian coast and the river Nervion-Ibaizabal (Zuberogoitia & Zabala, 2003; Zabala, 2006) spreading towards the South and thus, threatening with connecting with the population in Alava. In the last years a trapping project has started with a relative success. American mink in Western Gipuzkoa could also link to the population in Alava and Northern Bizkaia creating a unique population.

The population of American mink in Central Spain is the largest Spanish population (Bravo & Bueno, 1992; Gómez *et al.*, 2013) with 14 covered provinces (the entire Castilla and León, Cantabria, Cáceres, Madrid, Toledo and Guadalajara). It threatens the European mink from Northern Palencia, Burgos and Soria. During the 2000s intensive trapping has been done, especially in Burgos (more than 3000 mink captured). Currently, some American mink have reached the Ebro basin, in northern Burgos and Western-southern La Rioja (Pôdra *et al.*, 2011).

The population in Teruel-Castellón has rapidly spread in the Mediterranean rivers, arriving to Castellón and the Ebro basin in Zaragoza from Teruel. There is a strict trapping control but this population could become an important barrier to the European mink expansion though the Ebro (Jordán *et al.*, 1993) (Gómez *et al.*, 2012b). The same problems could be provoked by the population in Catalonia which has spread Western from East and Centre Catalonia and thus, with a potential spread to the river Ebro (via Tarragona and Lleida) (Ruiz-Olmo, 1987).

Finally, the French Western Pyrenees population of American mink is a biological barrier for the connection of the Spanish and French sides of the Western European mink population. It is also a source area from American mink since several American mink has been observed arriving to the Basque Country.

In all cases, the objective is to control and potentially eradicate American mink by means of "live-trapping" especially in the areas close to the European mink population and expansion fronts (MAGRAMA-TRAGSA, 2009). Without the control of the invasive mink, the European mink is expected to disappear in 7-10 years (Páizón *et al.*, 2012b).

### **Habitat loss and fragmentation**

The conservation of good riparian habitat is essential for the conservation of the European mink. Habitat fragmentation and loss by infrastructures increases population fragmentation while reduces connectivity. Destruction and loss of riparian forests, wetlands drainages and water pollution have been very important factors affecting European mink for last 50 years in Spain. Water quality variation by organochlorate compounds -PCBs- and heavy metals caused reproduction and growth problems in mink (López-Martín *et al.*, 1994). There is also the incorrect idea that rivers must be "cleaned", destroying the whole or greatest part of riparian vegetation with a subsequent decrease of refuges and

preys and an increase of their vulnerability to predation and non-natural mortality (e.g. hunting).

Currently, compensatory measure has taken action such as the creation of new wetlands connected with European mink areas and the rehabilitation of much damaged streams. Nonetheless, we also recommend the application of current environmental normative to protect the riparian vegetation and strictly protect the riparian habitat at least 10m wide from the watercourse; avoid human intervention (e.g. vegetation removal) during breeding and reproduction seasons (April-August). Works on the river never should be done in both riverbanks concurrently. The study of Calvo-Tomás (2006) could be used to prioritise the protection of areas based on habitat characteristics.

In the last years, many there have been in increase on information on river rehabilitation and technical recommendations on riparian forests that should also be used as management references (CEDEX, 2005).

### **Genetic problems**

The bottleneck effect occurred during the formation of the Western population of European mink, together with its small size and the isolation between the French and the Spanish areas has caused low genetic variability in both areas (Michaux *et al.*, 2005). Populations with low genetic variability are more susceptible to inbreeding, genetic drift and extinction by accidental or random process (genetic drift). In addition, hybridization with sympatric European polecat has also been detected in Spain Tumanov & Abramov, 2002; (Cabria *et al.*, 2011) but in very low numbers of maximum one per year (Melero *et al.* in prep).

A potential solution could be to translocate European mink from Russia (where the species presents higher genetic variability) into Spain. However, experts decided not to translocate individuals so to keep populations as different genetic units. Moreover, translocate individuals could also be a source of new endoparasites and diseases, or present adaptability problems.

### **Diseases and epizooties**

The presence of American mink in the wild has spread the Aleutian Mink Disease (ADV) parvovirus, pathology without preventive or curative treatment. The virus causes physiological malfunctions, immunological problems, sterility, fertility decrease and spontaneous miscarriages with cases of direct death. Moreover, mink infected by ADV are more susceptible to secondary infections. The prevalence of this disease is very high in the Spanish population of European mink (30%; n=79) (Mañas *et al.*, 2001, 2003).

In the last years, some mink were also detected with Canine Distemper in Navarra (Gobierno de Navarra-GAVRN, 2005) and Aragon (Gómez *et al.*, 2012a).

The presence of ectoparasites (*Ixodes hexagonus* Leach 1815 and *Ixodes acuminatus* Neumann 1901) (Ro-

dírguez-Refojos *et al.*, 2006) and endoparasites (trematodae, flukes, cestodae, nematodae and acantocefalae) can cause diseases in the skull, liver, lungs and intestines (Torres *et al.*, 2003, 2006a, 2006b; Shimalov & Shimalov *et al.*, 1993; Zhemchuzina & Tumanov, 2006). They can reduce the immunological activity of mink, decrease the female fertility and the cub survival, and stimulate the development of bacterial and viral diseases.

Sanitary and veterinary monitoring should be continued to better know the situation and impact of the ADV and the Canine Distemper. Up to date, there is not treatment for any of these diseases or those caused by endoparasites.

#### **Human-induced mortality**

There is a high non-natural mortality, mainly caused by road traffic, but also by drownings and crushing caused by infrastructures and works on riparian and aquatic ecosystems. In 1970s the first European mink killed by road casualty record was confirmed (Palazón & Ruiz-Olmo, 1997; Palazón, 1998; Palazón *et al.*, 2012a) but it became the first cause of human-induced mortality in the 1990s and 2000s (Fig. 3) (Palazón *et al.*, 2012a). Mortality due to road kills increases during mating and dispersal seasons when mink move more actively (Palazón *et al.*, 2012a).

Other sorts of human-induced mortality include captures and shots (especially important before the effective legal protection of 1989, and currently casualties due to channels, water power stations or construction works among other of difficult quantification).

As previously suggested in Palazón *et al.* (2012a) road black points should be located, registered and marked accordingly or avoided via lower fauna passages. Several studies on this subject are being carried out in La Rioja (Gobierno La Rioja-TRAGSA, 2008a, 2008b, 2008c) and Navarra (Forcada, 2008). In the first black points have

been pointed and corrected to avoid road casualties by passageways. In Navarra, some black points have been prepared with passageways complemented with posterior monitoring. In La Rioja, the most dangerous points and streams for European mink were studied, and several corrections were designed.

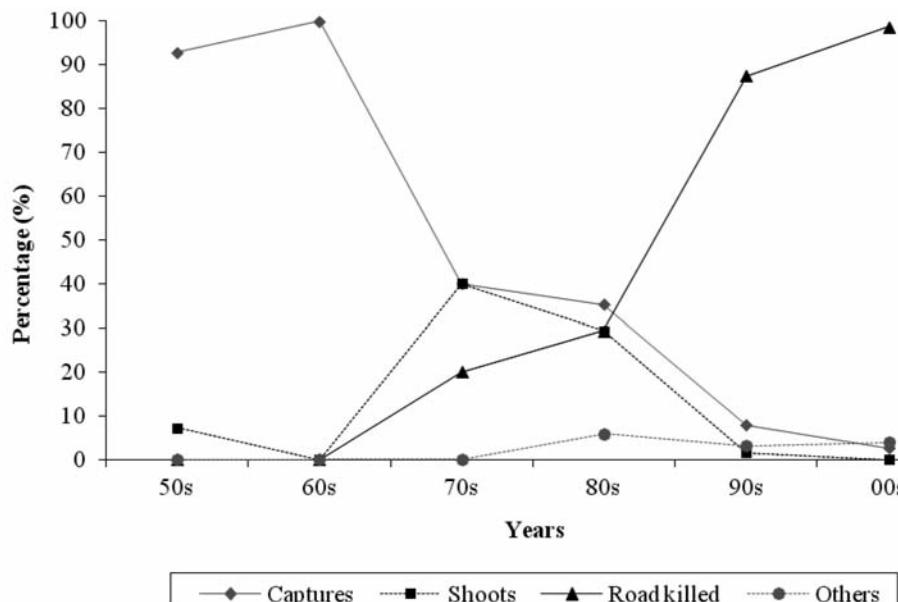
Presence and conservation of European mink should be considered when planning the construction of new infrastructures (e.g. roads, highways, channels, bridges, power station or dams). River permeability should be continued to disruption of mink territories to avoid mink confronting risks. Population monitoring after infrastructure changes is recommendable to track the species mortality and its causes (Rosell & Velasco Ribes, 1999; Hervás *et al.*, 2006).

### **CURRENT DIRECT MANAGEMENT ACTIONS**

#### **Captive Breeding Program**

In 2008, a Captive Breeding and ex situ Conservation Program was approved in Spain, although it was running since 2004 when the first European mink founders were captured (MAGRAMA, 2009b). The main objective is to have a stock of the Spanish European mink population to counteract potential catastrophes in the wild population via reinforcements via reintroductions (MAGRAMA-TRAGSA, 2010). Studies on European mink behaviour, reproduction and adaptation have been carried out in parallel.

A total of nine mink captured in 2004 and two more in 2005 mink were captured and taken as founders for the program. Overall, 108 mink have been born between 2005 and 2012 from 30 original litters with an average of 2.92 cubs per litter ( $SD = 1.09$ ) and a sex-ratio of 1:1 (49 males and 50 females) ( $P > 0.05$ ). Currently, there are 50 mink in captivity in ten breeding centres (Podra & Palazón,



**Fig. 3.** - Temporal variation of human-induced mortality in the European mink in Spain.

**Fig. 3.** - Variación temporal de la mortalidad por causas antrópicas del visón europeo en España.

zón, 2012). Life expectancy in the wild ranged between 2-3 years although there were few cases of mink older than 5 years (Palazón *et al.*, 2013).

Eight captive bred mink (one male and seven female) were released in 2008; 16 (eight males and eight females) in 2009 and three females more in 2010. All mink were released in Salburua (Álava) in 2008, 2009 and monitored to evaluate their adaptation to the wild (MAGRAMA-TRAGSA, 2010). Main problem in the wild was predation by American mink, dogs, feral cats and raptors (MAGRAMA-TRAGSA, 2010; Podra *et al.*, 2013). Males survived more than females, and mink released by means of pre-release facilities were a higher survival (MAGRAMA-TRAGSA, 2010).

### **In situ Conservation Management**

Several LIFE projects have been and are carried out in Spain: Castilla and Leon (Burgos and Soria) (Temiño, 2005), La Rioja and Alava (2001-2004), Catalonia (2002-2005) and Navarra (2005-2008) and (2010-2014). There is a Working Group of European mink, created in 1999 and coordinated by the Department of Agriculture and Environment. In 2005 the European mink Conservation National Strategy was accepted (MAGRAMA, 2009a) with the implementation of the American mink control and eradication Plan as first action of the Strategy (MAGRAMA-TRAGSA, 2009). Moreover, several Recuperation (La Rioja) and Management (Alava, Gipuzkoa and Bizkaia) Plans of European mink were approved in the decade of the 2000s.

Nonetheless, the Spanish political situation complicates the collaboration and joined efforts between the different regions where European mink is present. In spite of the narrow distribution and the low number of mink, its population is divided in five administrative regions (Autonomous Communities) with different local administrations (local governments). Indeed, in the case of Basque country, there is even a secondary division with three territories each with its own legislation and management guidelines.

### **CONCLUSIONS**

The Spanish population of European mink, as well as other populations of the species, could benefit from a more exhaustive monitoring of both the species and its competitor the American mink. This should include a deeper research on the species and management actions motivated by research findings. The main effort should be focused on improving the current monitoring methodologies (e.g. live trapping or non-invasive genetic monitoring) so to increase our knowledge on the population and the accuracy of the findings. Research should be leaded by a collaborative approach where current local databases are all linked and available for the local and national administrations; information should be interchanged between them and collaboration could be open to international researchers and managers. A better knowledge on the species in general and on the population in particular could lead more adapted management actions following an active-adaptive ma-

nagement approach where actions are guided by the latest findings on the population (e.g. latest status and distribution, migration waves and their directions). Nonetheless, management actions should be applied to the entire distribution of the population via coordination of the different local administrations. Under this aegis, a coordination framework could be created between the local administrations and the National Department of Agriculture and Environment, composed by a head technician and of at least one representative of each local administration where European mink is present or from where there could be a threat (e.g. the spread of the American mink from Catalonia and Teruel). Overall, administrations, institutions and people must work in the same way and direction or the European mink will disappear from Spain in the next years.

### **ACKNOWLEDGEMENTS**

We are grateful to the people who have collaborated in the different studies carried out for all these years. We are also grateful to the local and national administrations, especially to the technicians from La Rioja, Alava, Navarra, Castilla y León, Gipuzkoa, Bizkaia, Cantabria, Aragón, Valencia, Catalonia, the Spanish Department of Agriculture and Environment, TRAGSA, Hydrographical Confederation of Ebro river, European Mink Association, ACS-Dragados, University of Barcelona, University of Basque Country and the European Union (Life Projects). Especial thanks to Asun Gómez, Madis Podra, César Aguilar, Sonia Oreca, Sisco Mañas, Vicky Asensio, Mirenka Ferrer, Javier López de Luzuriaga, Javier Pinedo, Haizea Aguirre, Rebeca Pérez de Eribe, Giulia Santulli-Sanzo, Mireia Plaza, Karla García, Eva Lahoz, Elena Rafaert and Mikel Arenas.

### **BIBLIOGRAPHY**

- Bonesi, L., Palazón, S. 2007. The American Mink in Europe: status, impacts, and control. *Biol. Conserv.* 134: 470-483.
- Braun, A.J. 1990. The European mink in France: past and present. *Mustelid & Viverrid Conservation* 3: 5-8.
- Bravo, C., Bueno, F. 1992. Nuevos datos sobre la distribución del visón americano (*Mustela vison* Schreber) en la España Central. *Ecología* 6: 161-164.
- Cabria, M.T., Michaux, J.R., Gómez-Moliner, B.J., Skumatov, D., Maran, T., Fournier, P., López de Luzuriaga, J., Zardoya, R. 2011. Bayesian analysis of hybridization and introgression between the endangered european mink (*Mustela lutreola*) and the polecat (*Mustela putorius*). *Mol. Ecol.* 20: 1176-1190.
- Calvo-Tomás, A. 2006. Caracterización del hábitat de la distribución real y potencial del visón europeo (*Mustela lutreola*) en la cuenca hidrográfica del Ebro: Metodología de caracterización. *Naturaleza aragonesa* 17: 65-71.
- Carreras, J., López de Luzuriaga, J., Gómez, A., Ceña, A., Pinedo, J., Lobo, L., Ceña, J.C. 2006. Substitution of the European mink (*Mustela lutreola*) for the American mink (*Mustela vison*) in the Zadorra river basin (Basque country, Spain). *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (*Mustela lutreola*)*. Logroño: 301-302.

- CEDEX. 2005. *II Curso sobre ecología fluvial y restauración de ríos y riberas*. Madrid.
- Ceña, A., Ceña, J.C., Lobo, L. 2003. Sustitución del visón europeo (*Mustela lutreola*) por el visón americano (*Mustela vison*) en el municipio de Vitoria-Gasteiz. *Galemys* 15: 131-143.
- De Bellefroid, M.N. 1999. *Étude biogeographique de l'évolution de la population de vison européen, Mustela lutreola, en France. Statut, répartition, écologie, facteurs de déclin et stratégie de conservation pour l'espèce*. Thèse de diplôme doctoral de recherches. Université de Rennes. Rennes.
- De Bellefroid, M.N., Rosoux, R. 2005. *Le Vison d'Europe*. Belin Éveil Nature. Paris.
- De Jongh, A.W.J.J., Tokar, G.A., Matveyev, A.S., et al. 2007. European mink (*Mustela lutreola*) still surviving in Ukrainian deltas of the Danube and Dniester. *Lutra* 50: 49-52.
- Enders, R.K. 1952. Reproduction in the mink. *Proc. Amer. Phil. Soc.* 96: 691-755.
- Forcada, J. 2008. *Adecuación de infraestructuras viarias existentes en hábitats de alta calidad para visón europeo*. Grupo de Trabajo de Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
- Fournier, P., Maizeret, C. 2006. Status and conservation of the European mink (*Mustela lutreola*) in France. *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 95-102.
- Gobierno de Navarra-GAVRN. 2005. *Proyecto LIFE: Gestión Ecosistémica de Ríos con Visón Europeo*. Pamplona.
- Gobierno de La Rioja-TRAGSA. 2008a. Manual técnico de gestión para reducir la probabilidad de atropellos de visón europeo en la Comunidad Autónoma de La Rioja. Logroño.
- Gobierno de La Rioja-TRAGSA. 2008b. *Manual técnico de gestión para Centrales Hidroeléctricas en zonas con presencia de visón europeo en la Comunidad Autónoma de La Rioja*. Logroño.
- Gobierno de La Rioja-TRAGSA. 2008c. *Manual técnico de gestión para Obras Hidráulicas en zonas con presencia de visón europeo en la Comunidad Autónoma de La Rioja*. Logroño.
- Gómez, A., Oreca, S., Pódra, M., Sanz, B., Palazón, S. 2011. Expansión del visón europeo *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) hacia el este de su área de distribución en España: primeros datos en Aragón. *Galemys* 23 (NE): 37-46.
- Gómez, A., Oreca, S., Sanz, P., Pérez, M., Palazón, S., Pódra, M. 2012a. *Monitorización del visón europeo en Aragón*. Gobierno de Aragón-TRAGSA. Zaragoza.
- Gómez, A., Oreca, S., Sanz, P., DGregorio, A., Egido, D., Barroso, S., Palazón, S., Pódra, M. 2012b. *Control del visón americano (Neovison vison) en las provincias de Teruel y Zaragoza*. Gobierno de Aragón-TRAGSA. Zaragoza.
- Gómez, A., Pódra, M., Pérez, M., Ferrer, M., Palazón, S., González, L.M. 2013. Cambios en la distribución y el estado actual del visón americano (Neovison vison) en España. *XI Congreso de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos*. Avilés. 5-8 Diciembre 2013.
- Gómez-Moliner, B.J., Cabría, M., Rubines, J., Garín, I., Madeira, M.J., Elejalde, A., Aihartza, J., Fournier, P., Palazón, S. 2004. PCR-RFLP identification of mustelid species: European mink (*Mustela lutreola*), American mink (*M. vison*) and polecat (*M. putorius*) by analysis of excremental DNA. *J. Zool.* 262 (3): 311-316.
- González-Estebar, J., Villate, I., Irizar, I. 2001. *Área de distribución y valoración del estado de las poblaciones del visón europeo en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Gobierno Vasco. Bilbao.
- González-Estebar, J., Villate, I., Irizar, I. 2004. Assessing camera traps for surveying the European mink *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) distribution. *EJWR* 50: 33-36.
- Gotea, V., Kranz, A. 1999. The European mink in the Danube Delta. *Small Carniv. Conserv.* 21: 23-25.
- Harrington, L.A., Macdonald, D.W. 2008. Spatial and Temporal Relationships between Invasive American Mink and Native European Polecats in the Southern United Kingdom. *J. Mammal.* 89(4): 991-1000.
- Hervás, I., Suárez, F., Mata, C., Herranz, J., Malo, J.E. 2006. *Pasos de fauna para vertebrados. Minimización y seguimiento del efecto barrera de las vías de comunicación*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, CEDEX. Madrid.
- Jordán, G., Marco, G., Gortázar, C., Calvete, C. 1993. Distribución del visón americano (*Mustela vison*) en la Comunidad Autónoma de Aragón. *Resúmenes I Jornadas Sociedad Española Conservación y Estudio de los Mamíferos*. Málaga: 41.
- Kranz, A., Toman, A., Polednikova, K., Polednik, L., Kiss, J.B. 2006. The European mink in the Romanian Danube Delta and adjacent lagoon complexes: distribution, status and conservation priorities. *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 103-112.
- Lodé, T. 2002. An endangered species as an indicator of freshwater quality: fractal diagnosis of fragmentation within a European mink *Mustela lutreola* population. *Arch. Hydrobiol.* 155: 163-176.
- Lodé, T., Cormier, J.P., Le Jacques, D. 2001. Decline in endangered species as an indication of anthropic pressures: the case of European mink *Mustela lutreola* Western population. *Environ. Manag.* 28: 221-227.
- López-Martín, J.M., Ruiz-Olmo, J., Palazón, S. 1994. Organochlorine Residue Levels in the European mink (*Mustela lutreola*) in Northern Spain. *Ambio* 23 (4-5): 294-295.
- Macdonald, D.W., Barreto, G.R., Ferreras, P., Kirk, B., Rushton, S., Yamaguchi, N., Strachan, R., 1999. The impact of American mink, *Mustela vison*, as predators of native species in British freshwater systems. *Advances in Vertebrate Pest Management*. Filander-Verlag, Furth: 5-24.
- Macdonald, D.W., Harrington, L.A., 2003. The American mink: the triumph and tragedy of adaptation out of context. *New Zealand J. Zool.* 30: 421-441. Disponible en web: <http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/03014223.2003.9518350>.
- Maizeret, C., Migot, P., Galineau, H., Grisser, P., Lodé, T. 1998. Répartition et habitats du vison d'Europe (*Mustela lutreola*) en France. *Arvicola, Actes « Amiens 97 »*. Amiens: 67-72.
- Maizeret, C., Migot, Rosoux, R., Chusseau, J.P., Gatelier, T., Mauquin, H., Fournier-Chambrillon, C. 2002. The distribution of the European mink (*Mustela lutreola*) in France: towards a short extinction? *Mammalia* 66: 525-532.
- Mañas, S., Ceña, J. C., Ruiz-Olmo, J., Palazón, S., Domingo, M., Wolfinbarger, J. B., Bloom, M. E. 2001. Aleutian mink disease parvovirus in wild riparian carnivores in Spain. *J. Wild. Dis.* 37(1): 138-144.
- Mañas, S., Ceña, J. C., Palazón, S., Ruiz-Olmo, J., Ceña, A., Domingo, M., Bloom, M. E. 2003. El visón europeo y el parvovirus de la enfermedad aleutiana. *Quercus* 203: 18-21.
- Maran, T., 2006. Conservation of the European mink in Estonia: an update 2001-2003. *International Conference on the Conservation of European Mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 131-142.

- Maran, T. 2007. *Conservation biology of the European mink, Mustela lutreola (Linnaeus 1761): decline and causes of extinction*. PhD Thesis. Tallin University. Tallin.
- Maran, T., Henttonen, H. 1995. Why is the European mink, (*Mustela lutreola*) disappearing? – A review of the process and hypotheses. *Ann. Zool. Fennici* 32: 47-54.
- Maran, T., Macdonald, D.W., Kruuk, H., Sidorovich, V., Rozhnov, V.V. 1998a. The continuing decline of the European mink, *Mustela lutreola*: evidence for the intraguild aggression hypothesis. In: *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*: 297–324. Cambridge.
- Maran, T., Kruuk, H., Macdonald, D.W., Polma, M., 1998b. Diet of two species of mink in Estonia: displacement of *Mustela lutreola* by *Mustela vison*. *J. Zool. (Lond.)* 245: 218–222.
- MAGRAMA. 2009a. *Estrategia para la conservación del visón europeo (Mustela lutreola) en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
- MAGRAMA, 2009b. *Programa de conservación ex situ del visón europeo (Mustela lutreola) en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.
- MAGRAMA-TRAGSA, 2009. *Plan de prevención, control y erradicación del visón americano en España. Resultados 2009*. Madrid.
- MAGRAMA-TRAGSA, 2010. *Reintroducción y Refuerzo poblacional del visón europeo (Mustela lutreola)*. Madrid.
- Mead, R.A. 1989. Reproduction in mustelids. In: *Conservation biology and the black-footed ferret*. U.S. Seal, E.T. Thorne, M.A. Bogan, S.H. Anderson (Ed.): 124-137. Yale University Press. New Haven and London.
- Melero, Y., Palazón, S., Gómez A., Podra, M., Gosálbez, J. Note on the hybridisation frequency between European mink and *poileat* in Spain. In prep.
- Michaux, J.R., Libois, R., Davidson, A., Chevret, P., Rosoux, R. 2004. Is the western population of the European mink (*Mustela lutreola*) a distinct management unit for conservation? *Biol. Conserv.* 115: 357-367.
- Michaux, J.R., Hardy, O.J., Justy, F., Fournier, P., Kranz, A., Cabria, M., Davidson, A., Rosoux, R., Libois, R. 2005. Conservation genetics and population history of the threatened European mink *Mustela lutreola*, with an emphasis on the west European population. *Mol. Ecol.* 14: 2373-2388.
- Novikov, G.A. 1939. *The European mink*. Izd. Leningradskogo Gos. Univ. Leningrado.
- Palazón, S. 1998. *Distribución, morfología y ecología del visón europeo (Mustela lutreola L. 1761) en la Península Ibérica*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.
- Palazón, S. 2011. El visó europeu (*Mustela lutreola*) a Espanya: situació, biologia, ecologia i conservació. *Atzavara* 20: 107-116.
- Palazón, S. 2012. *Situació i control del visó americà a Catalunya*. Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- Palazón, S., Ruiz-Olmo, J. 1997. *El visón europeo (Mustela lutreola) y el visón americano (Mustela vison) en España*. Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Palazón, S., Ceña, J.C., Mañas, S., Ceña, A., Ruiz-Olmo, J. 2002. Current distribution and status of the European mink (*Mustela lutreola* L., 1761) in Spain. *Small Carniv. Conserv.* 26: 9–11.
- Palazón, S., Ruiz-Olmo, J., Gosálbez, J., Gómez, A., Ceña, J.C., Ceña, A. 2003. Trends in distribution of the European mink (*Mustela lutreola* L., 1761) in Spain: 1950-1999. *Mammalia* 67(4): 473-484.
- Palazón, S., Ruiz-Olmo, J., Gosálbez, J., Arjona, L., Batet, T., Melero, Y., Gómez, A., Rafart, E. 2006a. Trapping of European mink (*Mustela lutreola*) and other carnivores in Spain. *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 143-150.
- Palazón, S., Ruiz-Olmo, J., Gosálbez, J. 2006b. Habitat use and selection of European mink (*Mustela lutreola*) in Navarre and La Rioja, northern Spain. *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 157-166.
- Palazón, S., Ruiz-Olmo, J., Gosálbez, J. 2006c. How many European minks (*Mustela lutreola*) inhabits in the Navarre rivers, Northern Spain. *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 179-186.
- Palazón, S., Melero, Y., Gómez, A., López de Luzuriaga, J., Pôdra, M. & Gosálbez, J. 2012a. Causes and patterns of human-induced mortality in the Critically Endangered European mink *Mustela lutreola* in Spain. *Oryx* 46: 614-616.
- Palazón, S., Santulli-Sanzo, G., Plaza, M., Melero, Y., Gosálbez, J. 2012b. Análisis de la viabilidad de la población española de visón europeo (*Mustela lutreola*). Aplicación del programa VORTEX 9.99b. Asociación Visón Europeo-IMEDEA, CSIC-TRAGSA. Barcelona.
- Palazón, S., Gómez, A., Pôdra, M., Oreca, S., Ferrer, M. 2013. *Estudio Poblacional del visón europeo (Mustela lutreola) en La Rioja, Álava y Burgos: Río Ebro y Río Najerilla (tramo bajo)*: 2012. MAGRAMA-TRAGSA. Madrid.
- Palomo, L. J., Gisbert, J., Blanco, J.C. 2007. *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Pôdra, M., Sanz, P., Oreca, S., Gómez, A., Aguilar, C., Lopo, L. 2011. *Monitorización de la población de visón europeo (Mustela lutreola) en La Rioja*. Gobierno de La Rioja-TRAGSA. Logroño.
- Pôdra, M., Palazón, S. 2012. *Informe técnico sobre el estado actual del programa ex situ de visón europeo en la Península Ibérica: Informe de actividades*. Asociación Visón Europeo - TRAGSATEC - Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Barcelona.
- Pôdra, M., Gómez, A., Palazón, S. 2013. Do American mink kill European mink? Cautionary message for future recovery efforts. *EJWR* 59: 431-440.
- Rodríguez de Ondarra, P.M. 1955. Hallazgo, en Guipúzcoa, de un mamífero no citado en la "Fauna Ibérica" de Cabrera. *Munibe* 7(4): 201-207.
- Rodríguez de Ondarra, P.M. 1963. Nuevos datos sobre el visón en España. *Munibe* 15: 103-110.
- Rodríguez-Refojos C., Zabala J., Zuberojotia I., Barral, M. 2006. Ectoparasitic charge of small carnivores and its sanitary implications. *Small Carniv. Conserv.* 35: 33-34.
- Rosell, C., Velasco Rivas, J. 1999. *Manual de prevenció i correcció dels impactes de les infraestructures viàries sobre la fauna*. Documents dels Quaderns de medi ambient, núm. 4. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- Ruiz-Olmo, J. 1987. El visón americano, *Mustela vison* Schreber, 1777 (Mammalia, Mustelidae), en Cataluña, NE de la Península Ibérica. *Doñana Acta Vertebrata* 14: 142-145.
- Ruiz-Olmo, J., Palazón, S. 1990. Occurrence of European mink (*Mustela lutreola*) in Catalonia. *Miscellania Zool.* 14: 249-253.
- Santulli, G., Palazón, S., Melero, Y., Gómez, A., Podra, M., Gosálbez, J., Lambin, X. 2014. *Multi-seasons occupancy analysis reveals large scale competitive exclusion of the critically endangered European mink by the invasive non-native American mink in Spain*. *Biol. Conserv.* 176: 21-29.

- Shimalov, V.T., Sidorovich, V.E., Shimalov, V.V. 1993. Helminths of mustelids (Mustelidae) inhabiting the ponds of Belarus. *Proceedings of the Academy of Sciences of Belarus*, 4. Minsk: 96-101.
- Shimalov, V.T., Shimalov, V.V. 2006. The helminths as a cause of a negative effect on the European mink in Belarus. *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 225-230.
- Sidorovich, V.E., 1992. Comparative analysis of the diets of European mink (*Mustela lutreola*) American mink (*M. vison*) and Polecat (*M. putorius*) in Byelorussia. *Small Carniv. Conserv.* 6: 2-4.
- Sidorovich, V.E. 2000. The on-going decline of riparian mustelids (European mink, *Mustela lutreola*, polecat, *Mustela putorius*, and stoat, *Mustela erminea*) in eastern Europe: a review of the results to date and an hypothesis. *Mustelids a Mod. World. Manag. Conserv. Asp. Small Carniv. Hum. Interact.* Leiden: 295-319.
- Sidorovich, V., Macdonald, D.W., 2001. Density dynamics and changes in habitat use by the European mink and other native mustelids in connection with the American mink expansion in Belarus. *Neth. J. Zool.* 51: 107-126.
- Temiño, C. 2005. *La conservación del visón europeo en Castilla y León*. Gama S.L.; Junta de Castilla y León. Burgos.
- Temple, H., Terry, A.C. 2007. *The Status and Distribution of European Mammals*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.
- Torres, J., Mañas, S., Palazón, S., Ceña, J.C., Miquel, F., Feliu, C. 2003. Helminth parasites of *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) and *M. vison* (Schreber, 1777) in Spain. *Acta Parasitologica* 48: 55-59.
- Torres, J., Mañas, S., Miquel, J., Palazón, S., Ceña, J.C., Feliu, C. 2006a. On the parasite fauna of *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) in Spain. Possible cross transmission of some helminths with neighbouring Spanish populations of *Mustela vison* (Schreber, 1777) and *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758). *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 363-364.
- Torres, J., Mañas, S., Miquel, J., Palazón, S., Ceña, J.C., Feliu, C. 2006b. Considerations about the usefulness of coprological methods with regard to necropsy of endangered mammals. The case of *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) in Spain. *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 361-362.
- Tumanov, I.L. 1992. The number of European mink (*Mustela lutreola* L.) in the eastern area and its relation to American mink. *Semiaquatische Säugetiere* (Osnabrück): 329-336.
- Tumanov, I.L. 1999. The modern state of European mink (*Mustela lutreola* L.) populations. *Small Carniv. Conserv.* 21: 9-11.
- Tumanov, I.L., Abramov, A.V. 2002. A study of the hybrids between the European mink *Mustela lutreola* and the polecat *M. putorius*. *Small Carniv. Conserv.* 27: 29-31.
- Woodroffe, G.L., Lawton, J.H., Davidson, W.L., 1990. The impact of feral mink *Mustela vison* on water voles *Arvicola terrestris* in the North Yorkshire Moors National Park. *Biol. Conserv.* 51: 49-62.
- Youngman, P.M. 1982. Distribution and systematics of the European mink *Mustela lutreola* Linneus 1761. *Acta Zool. Fenn.* 166: 1-48.
- Youngman, P.M. 1990. *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761). *Mamm. Species* 362: 1-3.
- Zabala, J. 2006. *Distribution and spatial ecology of semi-aquatic mustelids (Carnivora: Mustelidae) in Biscay*. PhD Thesis. Basque Country University. Leioa, Bilbao.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Garin, I., Aihartza, J. 2001. Small carnivore trappability: Seasonal changes and mortality. A case study on European mink *Mustela lutreola* and spotted genet *Genetta genetta*. *Small Carniv. Conserv.* 25: 9-11.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Garín, I., Aihartza, J. 2003. Landscape features in the habitat selection of European mink (*Mustela lutreola*) in south-western Europe. *J. Zool.* 260: 415-421.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez-Climent, J.A. 2004. The historical and current distribution of the Iberian population of European mink (*Mustela lutreola*). *Lutra* 47: 101-112.
- Zhemchuzina, A., Tumanov, I. 2006. The influence of infection by nematodes on the physiological state and the population number of minks (*Mustela lutreola*, *M. vison*). *Proceedings of the International Congress on the Conservation of European mink (Mustela lutreola)*. Logroño: 365-366.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J. 2003. El visón europeo en Vizcaya. *Quercus* 209: 24-27.
- Zuberogoitia, I., Zalewska, H., Zabala, J., Zalewski, A. 2012. The impact of river fragmentation on the population persistence of native and alien mink: an ecological trap for the endangered European mink. *Biodivers. Conserv.* 22(1): 169-186. DOI 10.1007/s10531-012-0410-3.

# Evolución de las poblaciones y del conocimiento de los visones europeo *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) y americano *Neovison vison* (Schreber, 1777) en Bizkaia

Population trends and evolution of the knowledge of European *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) and American mink *Neovison vison* (Schreber, 1777) in Bizkaia

*Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) bisoi europarraren eta *Neovison vison* (Schreber, 1777) amerikarraren populazioen eta ezagutzaren bilakaera Bizkaian

Iñigo Zuberogoitia<sup>1,\*</sup>, Juan Manuel Pérez de Ana<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Estudios Medioambientales Icarus.

<sup>2</sup>Servicio de Conservación, red Natura 2000 y Biodiversidad. Diputación Foral de Bizkaia.

\* Corresponding author: zuberogoitia@icarus.es

## RESUMEN

En este artículo se muestra la evolución de las poblaciones y el conocimiento del visón europeo *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) y americano *Neovison vison* (Schreber, 1777) en Bizkaia en las dos últimas décadas (1990-2013). Durante los primeros años de los noventa los visones europeos se distribuían preferentemente por las cuencas orientales, expandiéndose a la práctica totalidad de los ríos al final de la década y retrayéndose a las cuencas del Butrón, Oka y Kadagua, principalmente, en 2010. Mientras tanto, a comienzos de los noventa aparecieron las primeras poblaciones de visón americano en el río Butrón, y poco después en los ríos Artibai y Lea, expandiéndose rápidamente por todas las cuencas de la mitad oriental de Bizkaia. Paulatinamente se desarrollaron trabajos sobre la ecología y comportamiento de ambas especies, destacando aspectos como la selección positiva que ambas especies hacen de la vegetación arbustiva de las riberas, la fuerte territorialidad de los visones europeos o la separación espacial intra-específica en ambas especies. Los estudios mostraron como, en ambas especies, las poblaciones se ordenan de los cauces principales hacia los tributarios, de forma que los machos dominantes mantendrían sus áreas vitales en los principales y entrarían en los secundarios en busca de hembras, mientras que las hembras ocuparían los tributarios y utilizarían tramos de río principal como canales de flujo entre diferentes arroyos de su territorio. Por último, los principales factores que amenazan la supervivencia de las poblaciones de visón europeo son la competencia con el visón americano, la contaminación de las aguas y, de forma notable, la fragmentación del medio como consecuencia de las obras que se realizan en los ríos.

**PALABRAS CLAVE:** Visón europeo, Visón americano, evolución de las poblaciones, especies invasoras, programa de erradicación/control.

## ABSTRACT

In this paper we show the population trends and the evolution of the knowledge of European *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) and American mink *Neovison vison* (Schreber, 1777) in Bizkaia during the two last decades (1990-2013). The first European mink occupied the eastern basins, spreading quickly to the rest of the study area but declining again later, the last populations surviving in Butrón, Oka and Kadagua rivers. Concurrently the American mink was detected in the Butrón river in the first years of the decade of the 90s, and later in Artibai and Lea rivers, rapidly expanding to the rest of the rivers of the middle east of Bizkaia. We conducted ecological and behavioural studies of both species between 1999 and 2013. Some of the main results showed the preference of both mink species for bramble patches in the river banks, their intra-specific spatial segregation and the strong territoriality of the European mink. In this sense, mink males occupied mainly the main rivers while the home ranges of females were located in secondary streams, using the principal river as corridor between different tributaries. Finally, the main threat factors for the conservation of the European mink population in the area seem to be competition with the American mink, water pollution and river fragmentation due to the construction of new infrastructures.

**KEY WORDS:** European mink, American mink, population trends, invasive species, eradication/control programme.

## LABURPENA

Artikulu honetan, *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) bisoi europarrak eta *Neovison vison* (Schreber, 1777) bisoi amerikarrak azken bi hamarkadotan (1990-2013) Bizkaian izan duten populazioen inguruko bilakaera eta ezagutza azaltzen dira. 90eko hamarkadako lehen urteetan, bisoi europarrak, batez ere, ekialdeko arroetan banatuta zeuden eta, hamarkadaren amaieran, ia ibai guztietara zabaldu ziren. 2010ean, aldiz, batez ere, honako ibaietako arroetara atzera egin zuten: Butroi, Oka eta Kadagua. Bien bitartean, 90eko hamarkadaren hasieran azaldu ziren bisoi amerikarraren lehen populazioak Butroi ibaian, eta handik gutxira Artibai eta Lea ibaietan. Bizkor hedatu ziren Bizkaiko ekialdeko arro guztietan. Pixkanaka, bi espezieen portaerari eta ekologiari buruzko lanak garatu eta honako alderdi hauek nabarmendu zituzten: bi espezieek ibaiertzetako zuhaixka-formako landarediaren inguruan egiten duten hautaketa positiboa, bisoi europaren lurraldetasun handia edo bi espezieen arteko espazio mailako banaketa intra-espezifika. Ikerketek agerian utzi zuten bi espezieetan, populazioak ibilgu nagusietatik hasi eta ibaiadarretara banatzen direla; hau da, ar dominanteek beren funtsezko eremuak mantentzen dituzte ibilgu nagusietan eta bigarren mailako- etan emeek bila sartzen dira. Aldiz, emeak ibaiadarretan egoten dira eta ibai nagusiko tarreak beren lurraldeko erreka ugarien arteko fluxu- bide gisa erabiltzen dituzte. Azkenik, bisoi europarraren populazioen bizirauenerako mehatxu bihurtu diren faktore nagusiak bisoi amerikarrekin duten lehia, uren kutsadura eta, modu aipagarrian, ibaietan egiten dituzten obren ondorioz gertatzeten den ingurunearen haus- tura izaten dira.

**GAKO-HITZAK:** Bisoi europarra, bisoi amerikarra, populazioen bilakaera, espezie inbaditzaleak, desagerrazteko/kontrolatzeko programa.

## INTRODUCCIÓN

La aparición del visón europeo *Mustela lutreola* (Linnaeus, 1761) en la península Ibérica es un enigma que ha suscitado diversos debates y ha generado hipótesis sobre el origen de los primeros individuos (Peltier & Lodé, 2003; Zabala *et al.*, 2004; Michaux *et al.*, 2005). Lo que no cabe duda es que mientras el visón europeo se expandía por el suroeste del continente, al mismo tiempo iba desapareciendo de la mayor parte de su área de distribución del Centro y Este de Europa (ver Wilson & Mittermeier, 2009). En cualquier caso, el visón europeo nunca ha llegado a tener buenas poblaciones en el País Vasco y, tan pronto se tuvo información sobre su estatus, se catalogó en la categoría de mayor amenaza (Fernández de Menidiola & Bea, 1998). El caso del visón americano *Neovison vison* (Schreber, 1777) es diferente, ya que se conoce con bastante precisión su origen y las fechas del comienzo de su invasión, al menos en el caso de Bizkaia (donde se citó por primera vez en el medio natural en 1993, Zuberogoitia & Zabala, 2003a), y ha pasado de no existir a ser una especie invasora ampliamente extendida y abundante en apenas dos décadas (Rodríguez-Reñones & Zuberogoitia, 2011). Una de las principales causas de regresión de las poblaciones de visón europeo se relaciona con la competencia con el visón americano y su rápida expansión por toda el área de distribución de la especie autóctona (Maran *et al.* 1998; Sidorovich *et al.* 2010; Podra *et al.*, 2013).

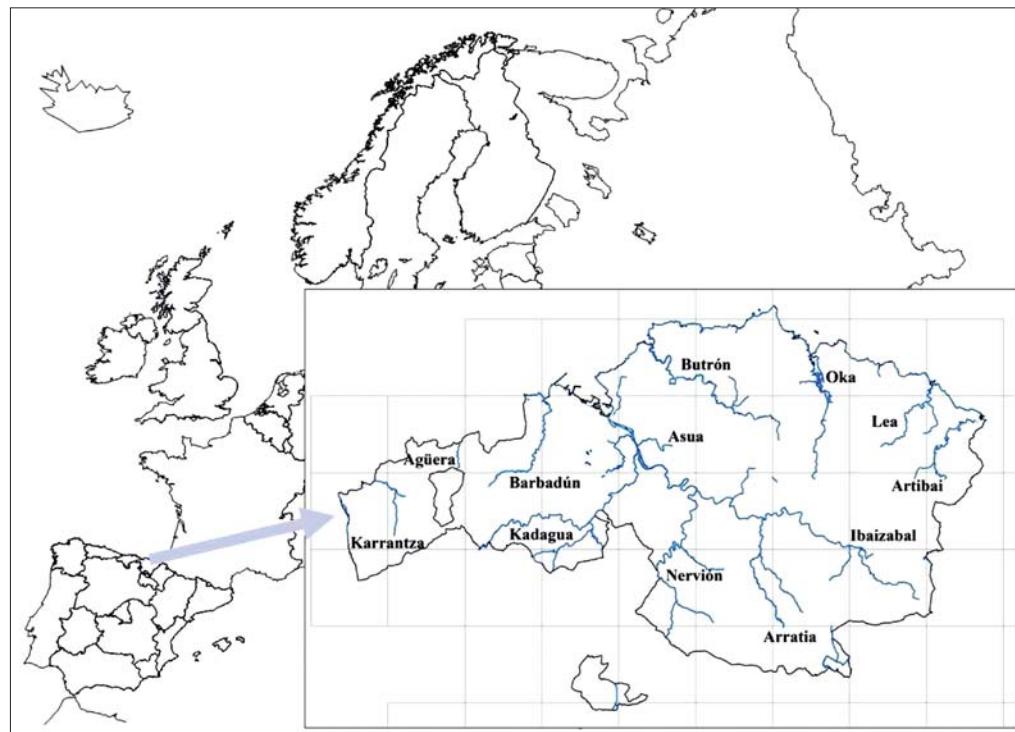
Ambas especies de visones, una por su alto grado de amenaza global y la otra por su carácter invasivo, comenzaron a despertar el interés científico en la península Ibérica en la década de los 80 del siglo pasado (Palazón & Ruiz-Olmo, 1997; Palazón, 1998; Bravo & Bueno, 1999),

aunque no fue hasta los noventa cuando se publicaron los primeros datos sobre su distribución en Bizkaia (Zuberogoitia *et al.*, 1997; Aihartza *et al.*, 1999; Zuberogoitia *et al.*, 2001). Sin embargo, en una sola década han pasado de ser especies prácticamente desconocidas a ser los vertebrados sobre los que más trabajos científicos se han publicado en nuestra área de estudio. Teniendo en cuenta que se trata de mustélidos semiacuáticos de hábitos discretos, evasivos y difíciles de estudiar, su estudio supone un reto importante que evidencia un creciente interés en el conocimiento de su ecología y comportamiento con el fin último de desarrollar medidas de gestión y conservación adecuadas que aseguren la conservación de la especie autóctona.

En este artículo llevamos a cabo un resumen sobre la evolución poblacional, la ecología y el comportamiento del visón europeo y el visón americano en Bizkaia, obtenido en el transcurso de dos décadas de estudios.

## MATERIAL Y MÉTODOS

El presente artículo es un compendio de los trabajos que se han desarrollado sobre los visones europeo y americano en Bizkaia entre 1990 y 2013. Los datos correspondientes a la década de los noventa fueron obtenidos a partir de transectos en ríos (ver Camacho & Zuberogoitia, 1998), foqueos nocturnos y registros de atropellos, así como citas de animales muertos por perros, gatos y disparos (Aihartza *et al.*, 1999). Posteriormente, en 1999 comenzamos una serie de proyectos de investigación basados en el trampeo en vivo y el radio-seguimiento de visones europeos en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (11 ejemplares, Rallo *et al.*, 2001), el río Butrón (2 ejemplares) y el río Kadagua (2



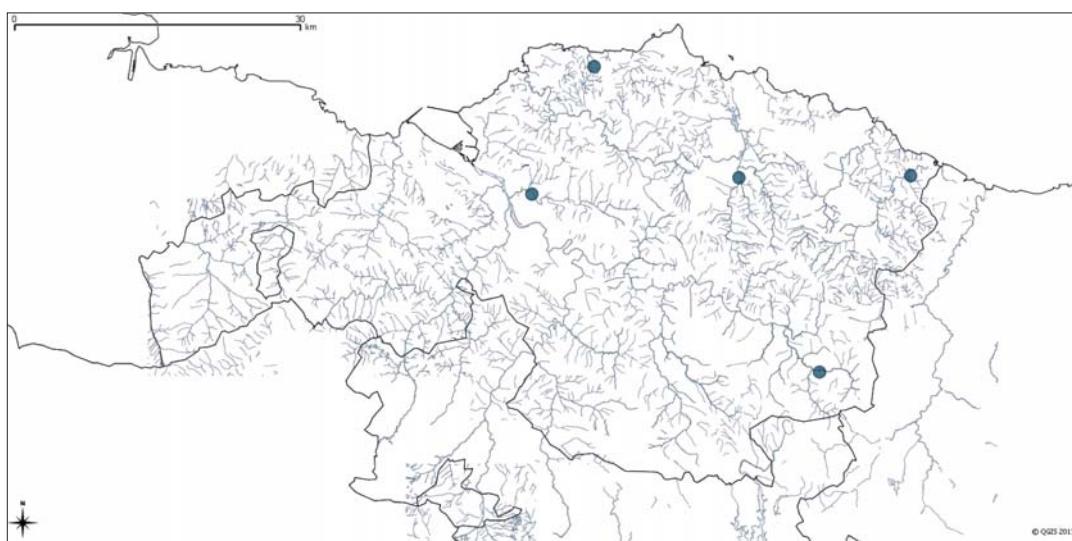
**Fig. 1.** - Distribución de los principales ríos de Bizkaia.  
**Fig. 1.** - Distribution of the main rivers of Bizkaia.

ejemplares) (Zuberogoitia *et al.*, 2005b; 2013; Zabala, 2006; ver Fig. 1 para la ubicación de los cauces); así como 10 visones americanos en el río Butrón (Zuberogoitia *et al.*, 2005b; Zabala, 2006). Por último, en 2007 desarrollamos un protocolo para el control de las poblaciones invasoras de visón americano en la cuenca del río Butrón (Zuberogoitia *et al.*, 2010; Zabala *et al.*, 2010), poniéndolo en práctica en todos los ríos de Bizkaia, salvo el Agüera y el Karrantza (en el límite occidental de distribución de la especie en la provincia), entre 2008 y 2013. Dicho control se basa en un trampeo intensivo en vivo llevado a cabo por los agentes forestales de la Diputación Foral de Bizkaia (ver Zuberogoitia & Torres, 2013). Asimismo, con las muestras de 78 visones americanos capturados y 18 ejemplares procedentes de la granja peletera de Mutriku, se realizó un análisis genético de microsatélites en 21 loci, para determinar por medio de su similitud genética su procedencia y la capacidad dispersiva de la especie (Zuberogoitia *et al.*, 2013).

## EVOLUCIÓN DE LAS POBLACIONES

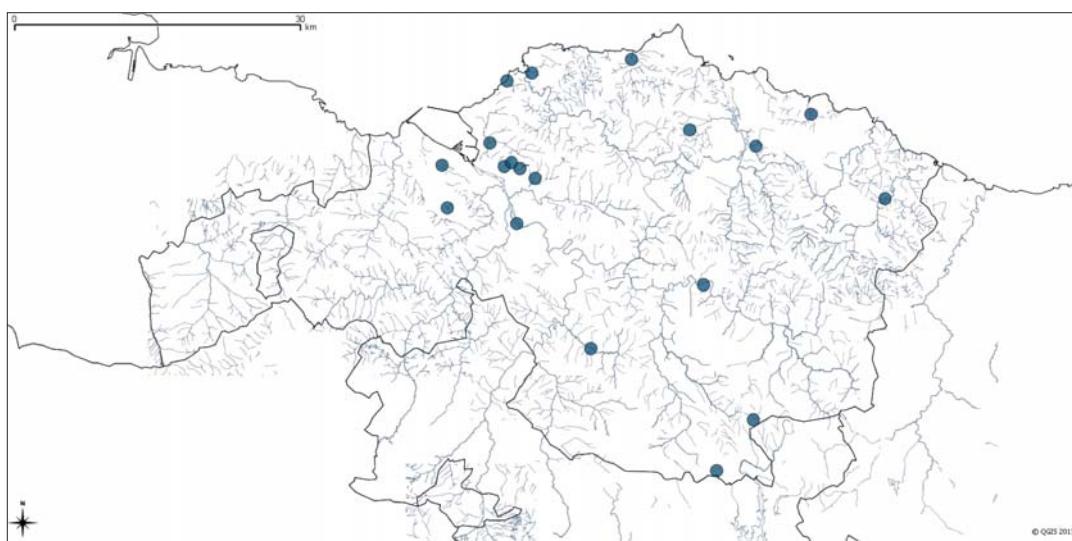
### Visón europeo

La primera cita de visón europeo en la península Ibérica fue registrada en Gipuzkoa en 1951 (Rodríguez de Ondarra, 1955). Posteriormente fueron apareciendo nuevas citas que mostraban una tendencia a la expansión de la especie hacia el sur y el oeste (ver Zabala *et al.*, 2004). Las primeras citas en Bizkaia se remontan a 1958 (Rodríguez de Ondarra, 1963) en las localidades de Asua y Abadiano y dos décadas después, en 1985, se citó la especie en tres cuadrículas UTM (10 x 10 km, ver Álvarez *et al.*, 1985, Fig. 2.1). En la década de los noventa se incrementó el número de detecciones como consecuencia de la realización de un trabajo extensivo de distribución de carnívoros en Bizkaia (Aihartza *et al.*, 1999; Zuberogoitia *et al.*, 2001, ver Fig. 2.2), detectando la presencia de la especie en la mayoría de las cuencas del centro y este de Bizkaia y su expansión puntual hacia las cuen-



**Fig. 2-1.** - Localizaciones de visón europeo entre 1957 y 1985 (Álvarez *et al.*, 1985).

**Fig. 2-1.** - Records of European mink between 1957 and 1985 (Álvarez *et al.*, 1985).

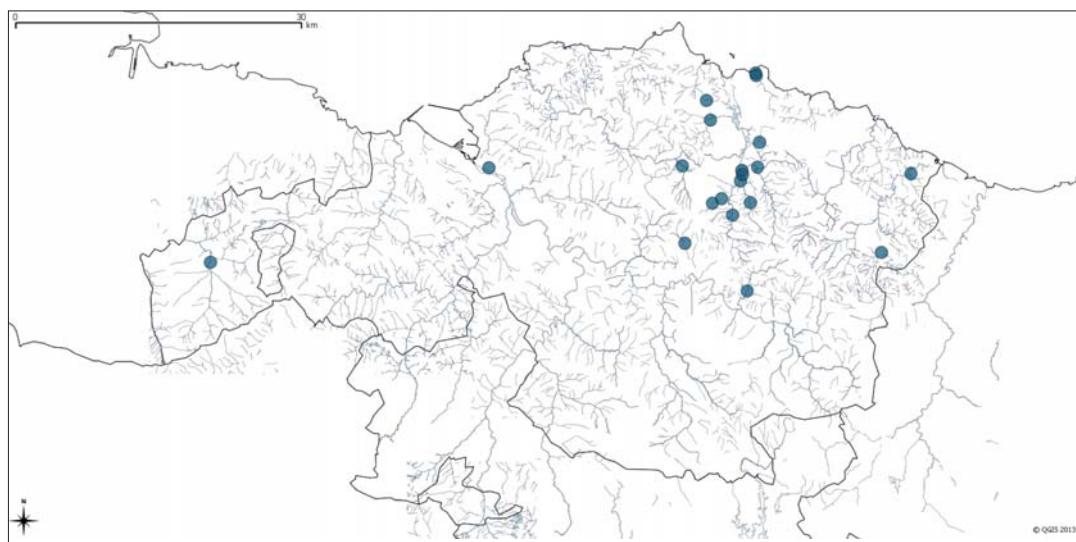


**Fig. 2-2.** - Localizaciones de visón europeo en la década de los noventa (Aihartza *et al.*, 1999; Zuberogoitia *et al.*, 2001).

**Fig. 2-2.** - Records of European mink in the 1990s (Aihartza *et al.*, 1999; Zuberogoitia *et al.*, 2001).

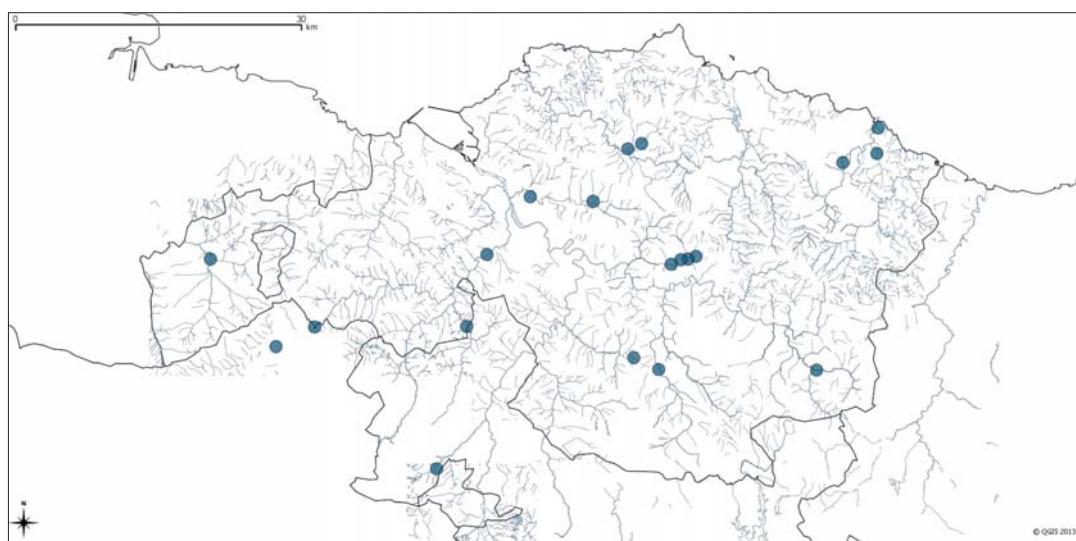
cas occidentales. Entre los años 1999 y 2007 confirmamos la ocupación de la mayoría de los cauces principales, salvo los ríos Mayor y Agüera en el tercio occidental, comprobamos la buena salud de la población de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Rallo *et al.*, 2001), pero también la existencia de riesgos en las poblaciones de los ríos Butrón, Artibai, Lea e Ibaizabal, en este caso debido a la aparición y rápida expansión del visón americano (Zabala & Zuberogoitia, 2003c; Zabala *et al.*, 2006a; ver Fig. 2.3., 2.4.) y a las afecciones que estaban sufriendo dichos cauces. Con la información obtenida, se construyó un modelo predictivo que mostraba una tendencia a la reducción poblacional y a la extinción de subpoblaciones en Bizkaia (Zabala & Zuberogoitia, 2007a). Desgraciadamente, las predicciones de dicho modelo fueron confirmadas con los trabajos llevados a cabo entre 2007 y 2013 (Fig. 2.5. Rodríguez-Refojos & Zuberogoitia, 2010; Fig. 2.6. Zuberogoitia & Torres, 2013).

En la actualidad, Bizkaia cuenta con exigüas poblaciones de visón europeo en las cuencas de los ríos Butrón, Urdaibai, Artibai y Kadagua. Estas poblaciones se encuentran sometidas a numerosos factores de amenaza, destacando la competencia con el visón americano, la fragmentación de los ríos y las obras de encauzamiento y canalización de los cauces (Zuberogoitia *et al.*, 2013). Por otro lado, en los últimos años se han detectado algunos ejemplares atropellados en cuencas de los ríos Asua y Artibai, además de un macho joven capturado en el invierno de 2012 en el Artibai, lo cual evidecia la existencia de individuos que resisten en estas cuencas o que acuden desde las poblaciones vecinas con el fin de recolonizarlas de nuevo. Con todo, el panorama actual es el peor de las últimas décadas y, si bien en los últimos años se ha avanzado en el control del visón americano, aún queda mucho por hacer para evitar la fragmentación de los ríos y el deterioro de las cuencas,



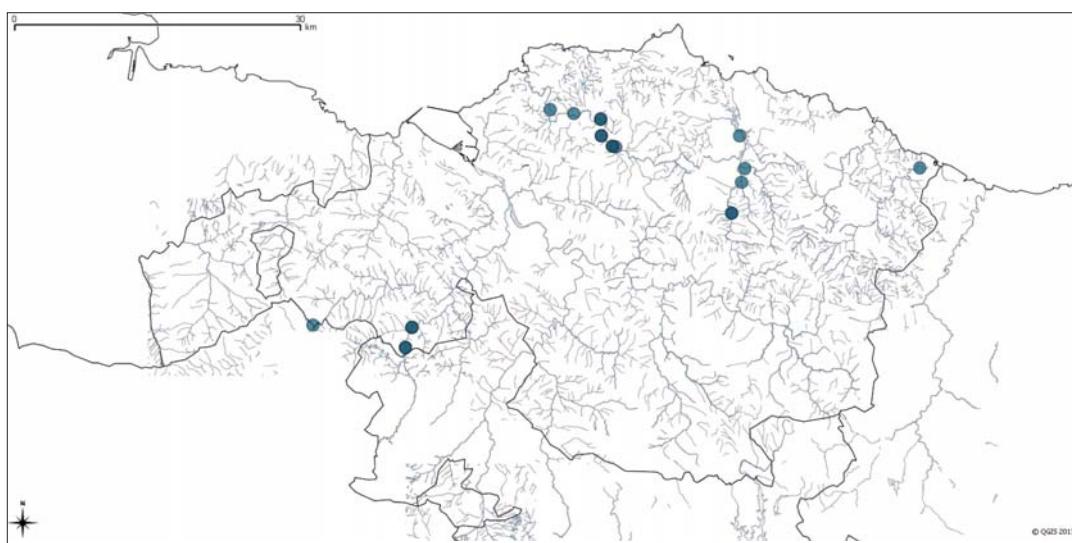
**Fig. 2-3.** - Capturas de visón europeo en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Rallo *et al.*, 2001) y el registro de nuevos datos de observaciones directas y atropellos en Bizkaia entre 2000 y 2004.

**Fig. 2-3.** - Records of trapped of European mink in Urdaibai Biosphere Reserve (Rallo *et al.*, 2001) and sights and road casualties in Bizkaia between 2000 and 2004.



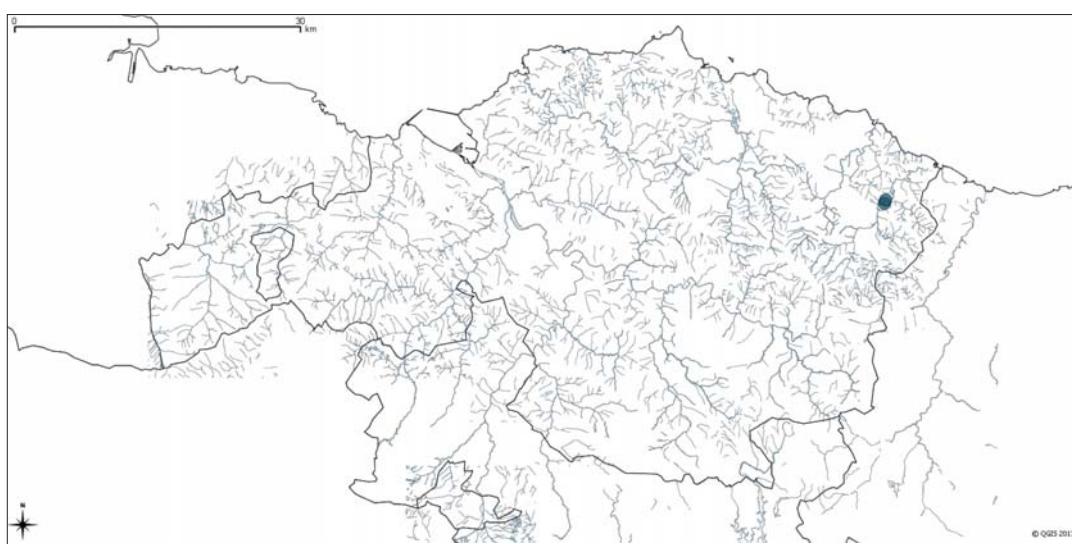
**Fig. 2-4.** - Capturas de visón europeo entre 2004 y 2007 como resultado de un muestreo específico en todas las cuencas de Bizkaia a excepción de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Zuberogoitia *et al.*, 2005).

**Fig. 2-4.** - Records of trapped European mink during a specific study in all rivers of Bizkaia but Urdaibai Biosphere Reserve between 2004 and 2007.



**Fig. 2-5.** - Localizaciones de visón europeo entre 2007 y 2010 como resultado de tres campañas de muestreo (Zuberogoitia *et al.*, 2012) y el registro de nuevos datos de atropellos.

**Fig. 2-5.** - Records of trapped European mink and road casualties during three trapping periods between 2007 and 2010 (Zuberogoitia *et al.*, 2012).



**Fig. 2-6.** - Capturas de visón europeo entre 2011 y 2013 (Zuberogoitia & Torres, 2012, 2013).

**Fig. 2-6.** - Records of trapped European mink between 2011 and 2013 (Zuberogoitia & Torres, 2012, 2013).

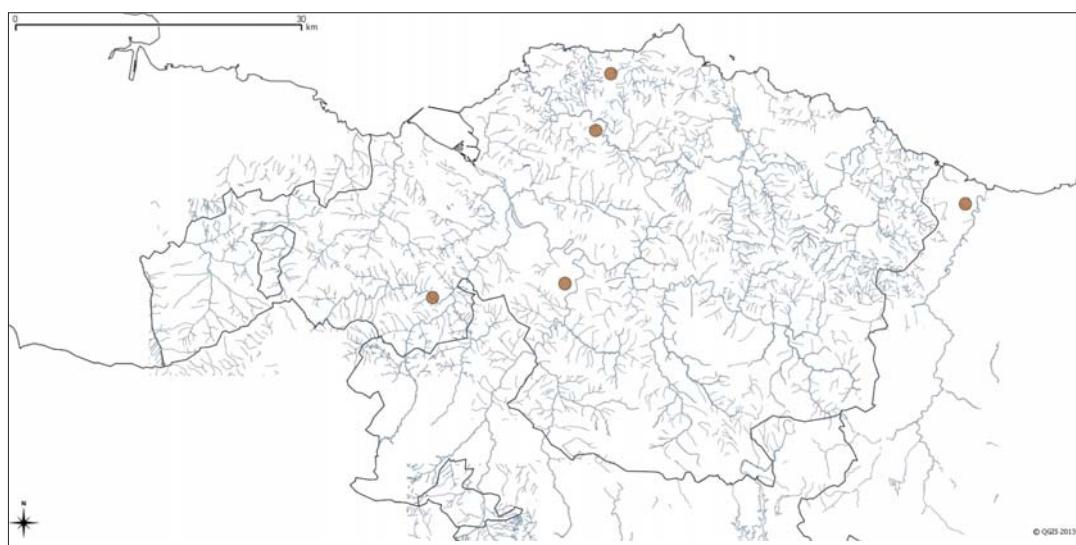
responsables junto con la especie invasora de la situación crítica de la especie en Bizkaia.

### Visón americano

En las décadas de los setenta y ochenta se establecieron varias granjas de visones americanos en Bizkaia. Algunas de estas granjas sufrieron actos vandálicos que provocaron el escape de un gran número de ejemplares, mientras que en otras se produjeron escapes ocasionales como consecuencia del manejo y las carencias de aislamiento en las instalaciones. Además, muchos individuos fueron liberados en el medio natural tras la quiebra de las granjas. En la Fig. 3 se muestra la ubicación de las granjas más importantes que sirvieron de fuente de individuos al medio natural (Zuberogoitia & Zabala, 2003a). Pese a que muchos de los escapes se produjeron en los años ochenta y que las observaciones de "nutrias" en los ríos se fueron haciendo cada vez más frecuentes, no fue hasta

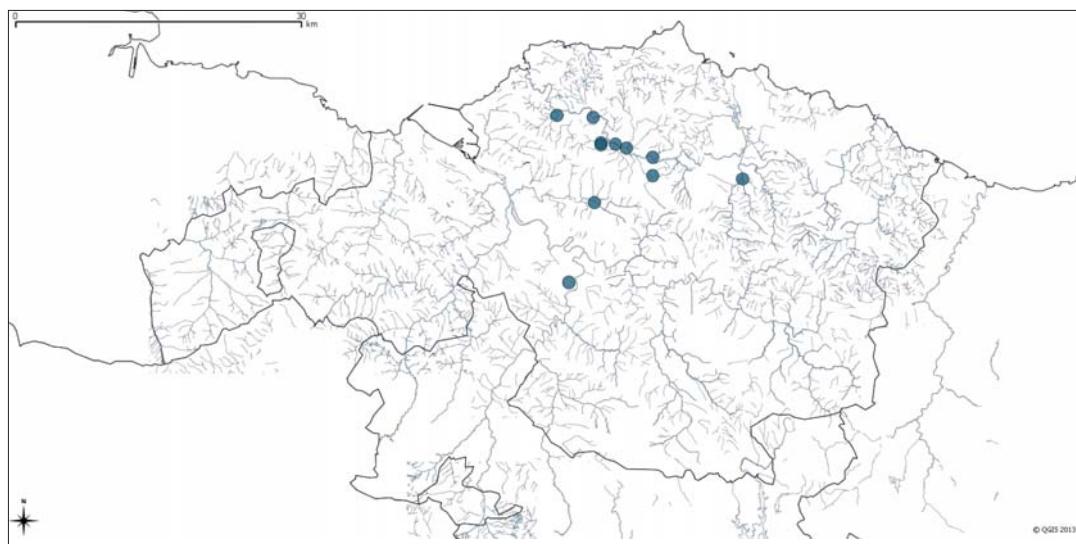
1993 cuando se capturó el primer visón americano establecido en el medio natural, en el río Butrón (ver Zuberogoitia *et al.*, 1997). Durante los siguientes años continuaron apareciendo citas de la especie invasora en el río Butrón, a las que se sumaron citas puntuales en los ríos Oka (Zugastieta), Asua y Nervión (Arrigorriaga) (ver Fig. 4.1.). Estos primeros datos mostraban la presencia de una población establecida en la cuenca del río Butrón y el comienzo de la dispersión de ejemplares al cercano río Oka (Reserva de la Biosfera de Urdaibai), así como la presencia de ejemplares en otros ríos de Bizkaia.

Entre los años 2000 y 2004 la especie se detectó también en los ríos Artibai, Lea e Ibaizabal (Fig. 4.2.) y aunque se realizó un trámpeo intensivo en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, no se capturó ningún ejemplar (ver Rallo *et al.*, 2001). Estos datos sugerían la entrada de nuevos individuos desde el este (probablemente desde las granjas cercanas de Gipuzkoa, por el río Artibai) y la rápida expansión de la especie hacia las cuencas vecinas.



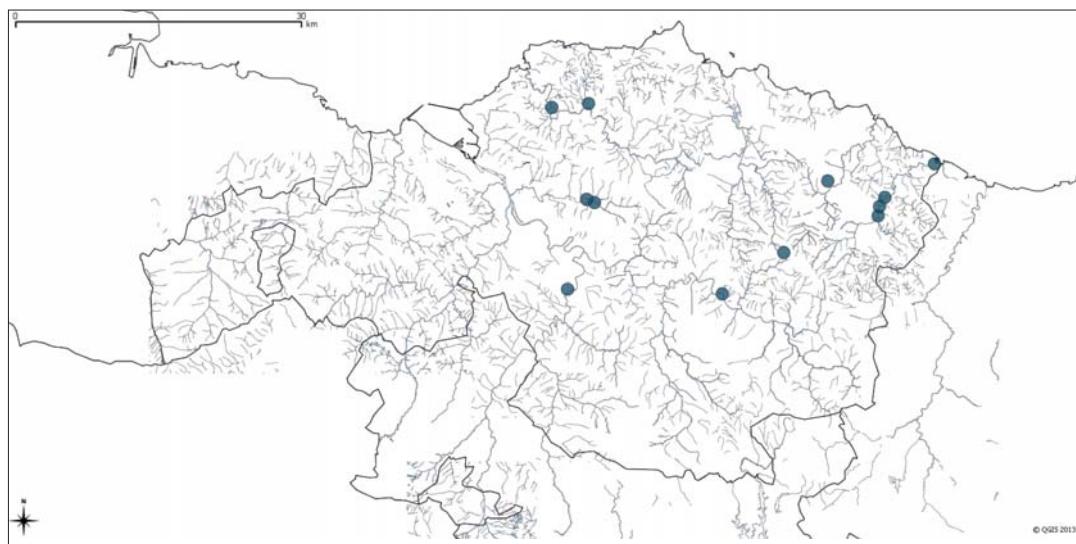
**Fig. 3.** - Localización de las granjas de visón americano donde se sabe que se han producido escapes masivos.

**Fig. 3.** - American mink ranch in which escaped were reported.



**Fig. 4-1.** - Citas de visón americano en el periodo 1993-1999 (Aihartza *et al.*, 2001).

**Fig. 4-1.** - Records of American mink between 1993 and 1999 (Aihartza *et al.*, 2001).



**Fig. 4-2.** - Citas de visón americano en el periodo 2000-2004 (Zuberogoritia & Zabala, 2003a).

**Fig. 4-2.** - Records of American mink between 2000 and 2004 (Zuberogoritia & Zabala, 2003a).

Durante la temporada 2004-2005 se realizó un trampamento extensivo en todos los cauces de Bizkaia a excepción de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, capturando ejemplares en los ríos Artibai, Lea y Butrón. También se recopilaron datos de atropellos y observaciones directas de individuos en las cuencas de los ríos Oka, Ibaizabal, Asua, Bolue y Nervión (ver Zabala, 2006; Fig. 4.3.). Los datos mostraban la invasión del río Oka y la expansión hacia otras cuencas del sur y oeste. En el otoño-invierno de 2007 desarrollamos un protocolo de trampamento en la cuenca del río Butrón con el objetivo de controlar/erradicar a esta especie invasora (ver Zuberogoitia *et al.*, 2010), ampliándolo al resto de las cuencas con presencia confirmada y sospechas de la existencia de individuos entre 2008 y 2013 (Zuberogoitia & Torres, 2013). Durante esos seis años se capturaron 163 ejemplares distribuidos en los ríos Artibai, Lea, Oka, Butrón, Ibaizabal y Asua (Tabla 1). También localizamos ejemplares atropellados y recogimos observaciones directas en otros puntos hasta completar el mapa de distribución mostrado en las figuras 4.4. y 4.5.

Cuando desarrollamos los modelos de expansión del visón americano en Bizkaia (Zabala & Zuberogoitia, 2007) se obtuvo una predicción de la evolución de la población hasta la situación actual, pero no sospechábamos que pudiera ser tan rápida.

Los análisis genéticos revelaron que la población vizcaína procede, en su mayor parte, del escape producido en Mungia, río Butrón, a finales de los ochenta (Zuberogoitia *et al.*, 2013). Durante los primeros años la población fue prosperando en este cauce hasta que, una vez alcanzada la saturación de la cuenca, se comenzó un rápido proceso dispersivo hacia el este y el sur. Mientras tanto, se confirmaba la presencia de visones americanos en el río Artibai y Lea con el genotipo de la granja de Mutriku que se encontraron y mezclaron con la población en expansión procedente del Butrón (Zuberogoitia *et al.*, 2013).

Sin embargo, pese a los sucesivos intentos por colonizar los ríos Ibaizabal, Nervión y cauces menores, aún no se han detectado poblaciones establecidas en esas zonas, sino citas puntuales y esporádicas. Este hecho podría estar asociado a la baja capacidad de carga de estos ríos debido al mal estado de sus cauces (Zabala *et al.*, 2006a; Zabala, 2006) y al alto nivel de fragmentación de los ríos, con un gran número de barreras que impiden el flujo entre los tributarios y el cauce principal y, por lo tanto, reducen la capacidad de carga del río para acoger poblaciones estables de visones (Zuberogoitia *et al.*, 2013).

## ÁREAS DE CAMPEO

Los resultados de las investigaciones realizadas en Bizkaia muestran como ambas especies presentan una gran territorialidad intrasexual, más marcada en el caso del visón europeo (Zabala & Zuberogoitia, 2003d). Las áreas de campeo de los visones europeos machos se extendieron a lo largo de 13,13 km de cauce ( $DE = 2,84$ ; rango 11,1 – 17,5;  $n = 7$ ), mientras que las de los americanos seguidos eran de 7,05 km ( $DE = 7,78$ ; rango 1,2 – 15,9;  $n = 3$ ), tanto de cauces principales como tributarios, pequeños

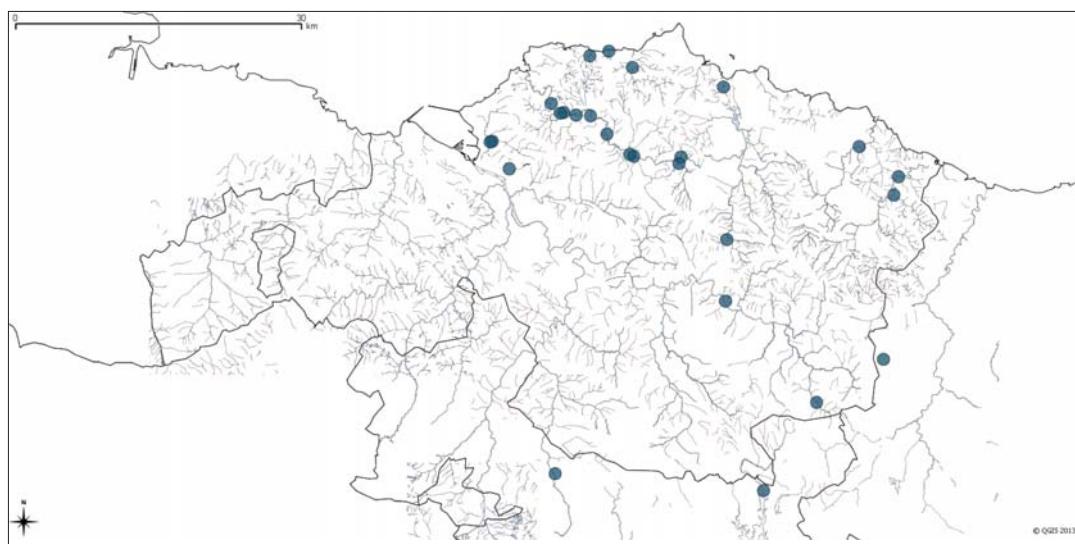
Periodo	Caucos	Esfuerzo (TN)	No. visones americanos	Índice de captura
2007-2008	Butron	2242	31	72,3
2008-2009	Butron	1067	12	88,9
	Lea-Artibai	1109	14	79,2
	Urdaibai	1233	13	94,8
	Ibaizabal	758	2	379
	Arratia-Nervion	928	0	
2010	Butron	737	10	73,7
	Lea-Artibai	836	5	167,2
	Urdaibai	742	7	106,0
	Ibaizabal	640	0	
	Arratia-Nervion	780	0	
	Kadagua	894	0	
	Barbadún	690	0	
	Asua	160	1	160,0
	Deba	96	0	
2011	Butron	935	4	234,0
	Lea-Artibai	940	8	118,0
	Urdaibai	1296	7	185,0
	Ibaizabal	160	0	
	Asua	96	1	96,0
	Urkiola	160	0	
2012	Butron	1226	7	175,1
	Lea-Artibai	654	2	327,0
	Urdaibai	1248	11	113,5
	Ibaizabal	160	0	
	Asua	140	0	
2013	Butron	952	9	105,8
	Lea-Artibai	1037	13	79,8
	Urdaibai	1240	6	206,7
	Ibaizabal	160	0	
	Asua	112	0	
	Nervión	835	0	
TOTAL		24263	163	148,9

**Tabla 1.** - Esfuerzo de trampamento, medido por el número de trampas noche (TN) que estuvieron activas las trampas en cada cuenca en los seis períodos de trampamento (2007-2013), número de visones americanos capturados e índice de captura relativo a las trampas noche necesarias para capturar un visón americano.

**Table 1.** Sampling effort. Number of trap nights (TN) in each river basin in the six sampled periods (2007-2013), number of mink caught and trapping ratio related to the number of TN needed for trap one mink.

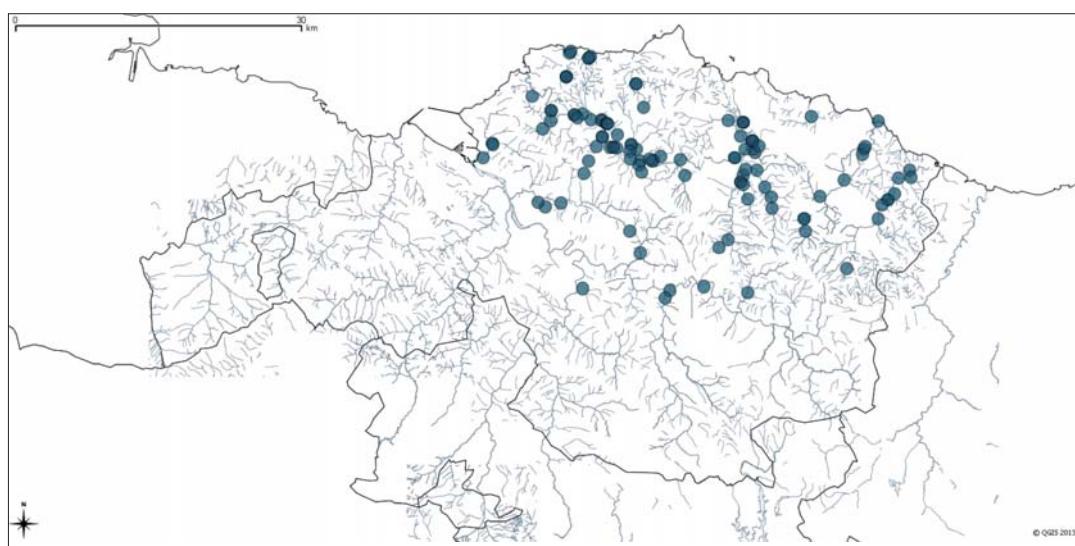
regatos y canales de desagüe (Garin *et al.*, 2002b; Zabala & Zuberogoitia, 2003c; Zuberogoitia *et al.*, 2005, 2013; Zabala 2006; Zabala *et al.*, 2006a, 2007a,c). En el interior de un área de campeo de un macho se suele encontrar el de varias hembras, con un área de campeo de 3,40 km de media ( $DE = 2,76$ ; rango 0,6 – 6,0;  $n = 3$ ) en el caso de las europeas y de 4,92 km ( $DE = 3,79$ ; rango 2,1 – 10,5;  $n = 4$ ) en el de las americanas.

Las hembras de ambas especies suelen preferir tributarios y pequeños arroyos, aunque también cauces principales como conexión entre tributarios, existiendo una competencia intra-específica que determina la segregación espacial entre y dentro de los sexos (Zabala *et al.*, 2007b). Considerando las capturas de visones americanos del programa de control de la especie entre 2007 y 2013, se observa una segregación espacial por



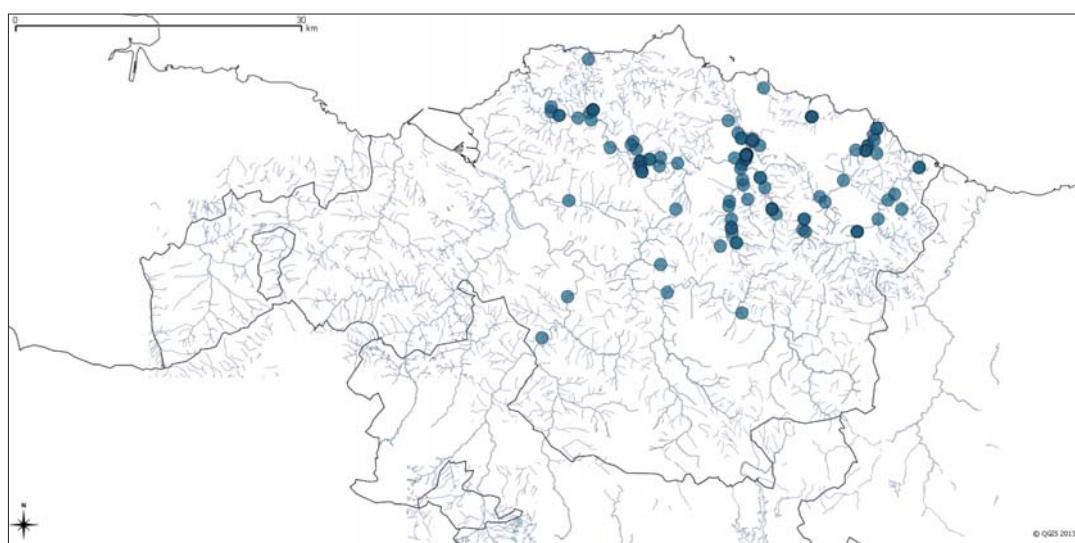
**Fig. 4-3.** - Capturas de visones americanos en el periodo 2004-2007 (Zabala, 2006).

**Fig. 4-3.** - Records of trapped American mink between 2004 and 2007 (Zabala, 2006).



**Fig. 4-4.** - Capturas de visones americanos en el periodo 2007-2010.

**Fig. 4-4.** - Records of trapped American mink between 2007 and 2010 (Rodríguez-Refojos & Zuberogoitia, 2011).



**Fig. 4-5.** - Capturas de visones americanos en el periodo 2011-2013, y nuevos datos de ejemplares atropellados y observaciones directas (Zuberogoitia & Torres, 2013).

**Fig. 4-5.** - Records of trapped American mink and new data of road casualties and sights between 2011 and 2013 (Zuberogoitia & Torres, 2013).

sexos, de forma que las hembras tienden a ocupar preferentemente los tributarios menores, las vegas y las marismas, mientras que los machos alcanzan mayores densidades en las partes medias de los cauces principales (Fig. 5, Zuberogoitia & Torres, 2013).

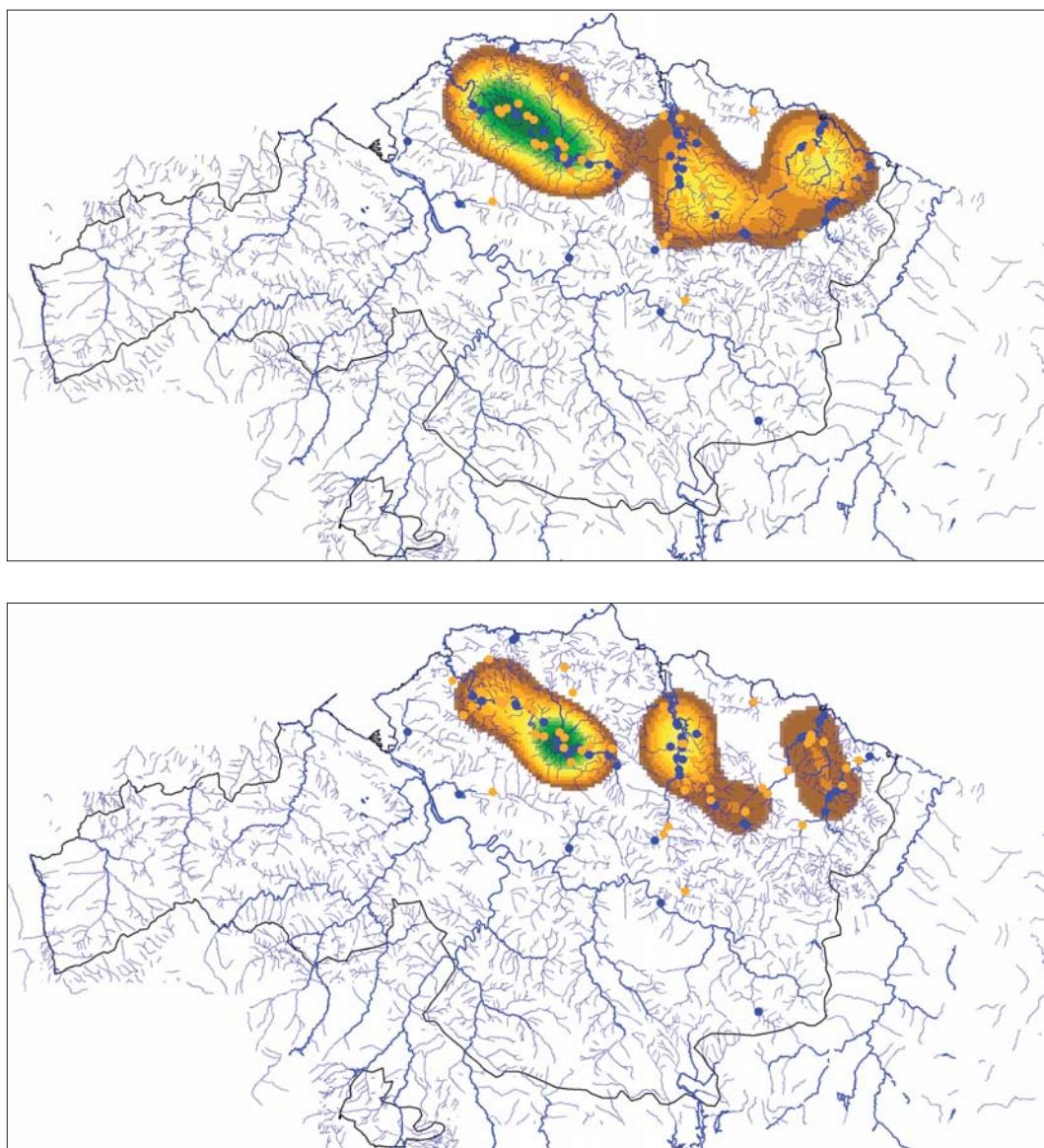
Dentro de las áreas de campeo de los visones existen áreas de uso intenso (áreas núcleo) donde se encuentra una alta disponibilidad de recursos (alimento, refugio y pareja) y otras áreas de baja intensidad de uso, utilizadas sólo de paso (Zabala & Zuberogoitia, 2003d; Zabala *et al.*, 2003, 2006, 2007c).

Teniendo en cuenta los datos de atropellos y observaciones directas no todos los visones presentan áreas de campeo lineales, sino que parece existir una población flotante de individuos juveniles y/o marginales en dispersión que son "empujados" por los machos dominantes fuera de los cauces principales e incluso fuera de los há-

bitats acuáticos (Zuberogoitia & Zabala, 2003b). Estos individuos marginales probablemente están en continuo movimiento buscando nuevos territorios a la espera de ocupar alguno que quede libre (Garin *et al.*, 2002a).

## SELECCIÓN DEL HÁBITAT

Mientras que la especie autóctona ocupa principalmente ríos y zonas pantanosas (Garin *et al.*, 2002b; Garin *et al.*, 2002a; Zabala & Zuberogoitia, 2003a; Zabala *et al.*, 2003; Zabala *et al.*, 2006a), la especie invasora es mucho más versátil y ocupa de manera oportunista casi cualquier hábitat acuático, incluida la costa (Zabala *et al.*, 2006a; 2007c; Zabala & Zuberogoitia, 2007). Los visones europeos limitan sus áreas de campeo al entorno inmediato de los cauces fluviales, abarcando tanto la lámina de agua como el talud y los primeros metros de orilla, aunque también existen ejemplares divagantes y flotan-



**Fig. 5.** - Áreas kernel al 80% sobre la distribución de las capturas de visones americanos, hembras (Fig. 5a) y machos (Fig. 5b), a lo largo de los últimos seis años (2008-2013). Los puntos azules representan capturas de machos y los puntos naranjas son capturas de hembras. La abundancia de capturas esta relacionada con la intensidad de los colores, de forma que va de los marrones a los verdes, o lo que es lo mismo, de zonas de menor densidad de capturas a zonas de mayor densidad de capturas por sexos (Zuberogoitia & Torres, 2013).

**Fig. 5.** - Kernel areas (80%) calculated considering the distribution of trapped American mink, females (Fig. 5a) and males (Fig. 5b), between 2008 and 2013. Blue dots are males and orange dots are females. The abundance of trapping mink is related with the colour intensity, from brown (low density) to green (high density) (Zuberogoitia & Torres, 2013).

tes que pueden aprovechar puntuamente otros recursos terrestres (Zuberogoitia & Zabala, 2003b). Los visones americanos también mantienen un uso elevado del entorno fluvial, aunque efectúan salidas fuera de los cauces hasta en un 10% de las ocasiones, llegando a alejarse más de 100 m del río (Zabala, 2006; Zabala *et al.* 2007c). Tanto los machos como las hembras de ambas especies seleccionan riberas con alta disponibilidad de arbustos, tanto para descansar como durante los períodos de actividad. De hecho, los tramos de uso intenso se caracterizan, invariablemente, por la presencia de grandes zarzales. El tipo de especie vegetal no es el referente seleccionado, sino que es la estructura en maraña la que seleccionan, ya sean zarzas, espinos, carrizos, etc. (Zabala *et al.*, 2003; Zabala & Zuberogoitia, 2003d; Zuberogoitia *et al.*, 2005a,b; Zabala, 2006). Las estructuras arbustivas densas y enmarañadas les proporcionan no sólo aislamiento térmico, sino también un refugio seguro donde cazar, consumir las presas y descansar, a salvo de depredadores (gatos, perros, zorros, rapaces, etc.).

En general ambas especies de visones utilizan un encame diferente cada día, salvo las hembras con crías. Los machos de visón europeo utilizan cada encame 1,3 veces (DE = 1,0; Garin *et al.*, 2002b), los machos de visón americano 1,9 veces (DE = 1,5) y las hembras 1,6 veces (DE = 0,9; Zabala *et al.*, 2006b). Los encames de los visones americanos suelen situarse en los taludes de los ríos a 9 m (DE = 15) en el caso de los machos y a 7 m (DE = 15) en el de las hembras, encontrándose en madrigueras bajo tierra el 30% de las veces y en edificios en 24,6% de los casos para las hembras y un 1,9% de los machos. La alta frecuencia de uso de cuadras, garajes y gallineros por parte de las hembras está relacionada con condiciones meteorológicas adversas (Zabala *et al.*, 2007cb). Este comportamiento, además, deriva en un alto índice de afección a gallineros.

En cuanto a los factores que limitan la presencia de visones europeos, la contaminación y la canalización de los ríos son dos de los factores principales que explican la ausencia de la especie de ciertos ríos (Zabala *et al.*, 2006a). La canalización de los cauces sustituye los taludes de tierra y la vegetación fluvial por paredes de hormigón o piedra donde los visones no encuentran refugios para evitar la depredación. Asimismo, las canalizaciones afectan a la disponibilidad de refugio y alimento de las presas (macroinvertebrados, peces, micromamíferos, anfibios y aves), reduciéndose la abundancia y diversidad de especies y, por tanto, los recursos tróficos disponibles para los visones.

Además, la fragmentación de los ríos (obras de drenaje, entubamientos, presas, etc.) condiciona la viabilidad de un cauce para acoger y mantener poblaciones de visones, tanto europeo como americano (Zuberogoitia *et al.*, 2013). Los modelos muestran como los visones europeos dependen de tramos de ríos libres de barreras que fragmentan la conexión con los tributarios. Asimismo, los visones americanos se muestran más tolerantes a la

fragmentación, aunque sucumben al efecto de las barreras ocasionadas por las obras de drenaje que dificultan el acceso entre el río y los arroyos.

## ACTIVIDAD

Los visones europeos son básicamente nocturnos, con picos máximos de actividad a media noche durante el celo, mientras que fuera del periodo de celo no se dan diferencias notables de actividad a lo largo de la noche (Garin *et al.*, 2002a). Por el contrario, los visones americanos se muestran activos tanto de día como de noche, sin ningún patrón claro, siendo el porcentaje de actividad diurno del 43,5% (Zuberogoitia *et al.*, 2006). Estas diferencias favorecen la explotación de recursos tróficos alternativos por parte de la especie invasora, pudiendo depredar sobre un amplio espectro trófico tanto de presas nocturnas como diurnas (estas últimas fuera del alcance del visón europeo). Por tanto, ello debería conferir al visón americano una mayor eficiencia en el consumo de los recursos disponibles.

Durante los períodos de actividad, los machos de los visones europeos se distribuyen a lo largo de su territorio, pero durante los períodos de descanso se sitúan cerca de los bordes del mismo, lo que parece ser una forma energéticamente eficaz de controlar las posibles entradas de otros visones, así como hacer notar su presencia (Zabala & Zuberogoitia, 2003c), especialmente en una zona tan lluviosa como Bizkaia, donde las lluvias y los cauces torrenciales tienden a eliminar con mayor frecuencia cualquier marca dejada por estos (excremento, orina, huella, ...).

## AMENAZAS

Las amenazas que afectan al visón europeo en Bizkaia son fundamentalmente de dos tipos: ambientales y de competencia con una especie exótica invasora.

Entre las principales primeras destacan la alteración del hábitat, la contaminación del agua y la canalización de los ríos, aunque también puede verse afectado por la desaparición de la cubierta arbustiva y arbórea de las riberas (Zabala *et al.*, 2006a, 2007a). La creciente tendencia a la canalización y fragmentación de los ríos está llevando al aislamiento poblacional de la especie en el área de estudio, tanto a nivel de áreas de campeo como a nivel de potencial expansivo. Las zonas de río canalizadas con estructuras de hormigón y piedra, donde los taludes son verticales y no existe vegetación de ribera, son tramos de poca idoneidad de hábitat y de gran riesgo para cualquier visón que se ve indefenso y desprovisto de cualquier escondite o vía de escape en caso de verse amenazado, por lo que suelen evitar atravesarlos. Esas zonas canalizadas favorecen la pérdida de conexión entre áreas de campeo y la reducción de los tramos útiles de los ríos (Zuberogoitia *et al.*, 2005b). Además, la mayoría de las grandes infraestructuras viarias existentes (carreteras, autovías, autopistas, ferrocarril, y el futuro Tren de Alta Velocidad) discurren paralelas a los ríos cortando perpendicularmente los tributarios mediante diversas estructuras

como puentes, galerías, pasos y drenajes, de forma que el flujo de fauna se puede ver condicionado e, incluso, interrumpido dependiendo del tipo de estructura utilizada y la adecuación de los pasos de fauna (Zuberogoitia *et al.*, 2013). Así pues, estas infraestructuras fragmentan los ríos aislando también los núcleos de visones, y podrían ser una de las causas que explicarían la ausencia de poblaciones estables de visones, tanto europeos como americanos, en los ríos Ibaizabal y Nervión (ambos fuertemente afectados por numerosas estructuras que fragmentan los tributarios y extensas superficies canalizadas), así como la paulatina desaparición de los visones europeos de tramos de río recientemente afectados por obras (Zuberogoitia *et al.*, 2013). En lo relativo a la contaminación del agua, parece ser que en aquellos tramos en los que se incrementa la contaminación se reducen las probabilidades de encontrar poblaciones asentadas de visones europeos (Zabala *et al.*, 2006a).

La competencia con el visón americano es el otro gran factor que amenaza al visón europeo en Bizkaia. Desde el establecimiento de la especie invasora en el medio natural hace casi dos décadas, la especie autóctona se ha visto enormemente afectada por la competencia interespecífica en un hábitat ya de por sí alterado, como acabamos de ver. Por ejemplo, en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai se pasó de un índice de captura de un visón europeo cada 146,3 TN (trampas-noche) durante la temporada 1999/2000 (Rallo *et al.*, 2001) en ausencia de visones americanos a un índice de uno cada 411 TN en 2009 y 742 TN en 2010, ambos períodos con presencia de la especie invasora; en estos dos últimos períodos los índices de captura para los visones americanos fueron de uno cada 94,8 TN y 106 TN respectivamente. Por lo tanto, parece que el establecimiento de nuevas poblaciones de visones americanos reduce y sustituye las poblaciones de visón europeo en poco tiempo, superando las densidades poblacionales de la especie autóctona en ausencia de la invasora. No obstante, incluso en el seno de las poblaciones de visones americanos establecidas hace dos décadas (como en la cuenca del río Butrón), aún subsisten algunos individuos de visón europeo fuera de los cauces principales, relegados a zonas subóptimas, en regatos y arroyos de menor calidad (ver Zuberogoitia *et al.*, 2005b). Estos ejemplares parecen mostrar una tendencia a reocupar las áreas de campeo óptimas (cauce principal y tributarios principales) tras la eliminación de los visones americanos de esas zonas gracias a programas de control (Rodríguez-Refojos & Zuberogoitia, 2010).

## CONCLUSIONES

Actualmente el visón europeo ha desaparecido de gran parte de su área de distribución histórica en Bizkaia, y parece estar aproximándose al umbral de la extinción, en una situación crítica de conservación. La mejor situación podría darse en la zona oeste de la provincia (Kadagua), libre de visón americano (parece que la especie no es capaz de colonizar las cuencas intermedias) y en posible conexión con poblaciones de otras provincias. Re-

cientemente se ha detectado la presencia estable de nutria, *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) (Rodríguez-Refojos & Zuberogoitia, 2011; Otsoaren Taldea Zalla, com. pers.) que podría suponer otro factor de competencia más (Bonesi & MacDonald, 2004). En los cauces del río Butrón, del Oka y del Artibai podrían perdurar aún pequeñas poblaciones en condiciones extremas.

Las causas del declive del visón europeo en Bizkaia parecen ser la fragmentación y la degradación del hábitat, así como la competencia interespecífica por el incremento de las poblaciones de visón americano. La ausencia de citas en zonas donde la especie estuvo presente puede explicarse mediante dos hipótesis no excluyentes: (1) Que hayan tenido lugar extinciones locales, a las cuales son más propensas las poblaciones pequeñas y fragmentadas. (2) Que la competencia interespecífica con el visón americano haya relegado a la especie autóctona a zonas vacantes de menor calidad. En este sentido, el control de la especie invasora debería beneficiar claramente al visón europeo al liberarlo de la presión que ejerce el visón americano.

## AGRADECIMIENTOS

Los programas de estudio y de control/erradicación del visón americano han sido dirigidos y financiados por el Servicio de Conservación, Red Natura 2000 y Biodiversidad del Departamento de Agricultura primero (2004-2011), y el Dpto de Medio Ambiente, Patrimonio Natural y Biodiversidad después (2012-2013). Todo este trabajo no hubiera sido posible sin el esfuerzo de trámpero en el campo en el que ha participado un nutrido grupo de personas a las que queremos mostrar nuestro agradecimiento, especialmente a A. Azkona, C. Rodríguez-Refojos y a los agentes forestales del Servicio de Recursos Naturales, Fauna Cinegética y Pesca de la Diputación Foral de Bizkaia: A. Alava, J. Aguirre, U. Dañobeitia, E. Díaz, A. Egia, J.R. Egia, M. Eguizabal, G. Etxabe, A. Galarza, E. Garamendi, E. Goikolea, L. González, A. Goñi, A. Jaureguizar, K. Llaguno, F. Martínez, J.I. Martínez, A. Oregi, J.M. Pérez de Ana, J. Ruiz, D. Rodríguez, J.M. Sagarna, M. San Sebastián y J. Santiesteban. Gracias también al Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia (CRFSB) y a todo su equipo. Jordi Ruiz-Olmo y un revisor anónimo aportaron valiosas sugerencias que sirvieron para mejorar el manuscrito original.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aihartza, J., Zuberogoitia, I., Camacho, E. Torres, J.J. 1999. Status of carnivores in Biscay (N Iberian peninsula). *Miscelánea Zoologica* 22(1): 41-52.
- Álvarez, J., Bea, A., Faus, J. M., Castién, E., Mendiola, I. 1985. *Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco. Bilbao.
- Bonesi, L., Macdonald, D.W. 2004. Impact of released Eurasian otters on a population of 353 American mink: a test using an experimental approach. *Oikos* 106: 9-18.

- Bravo C., Bueno F. 1999. Visón Americano, *Mustela vison* Schreber, 1977. *Galemys* 11: 3-16.
- Camacho, E., Zuberogoitia, I. 1998. La Nutria en Bizkaia. En: *La Nutria en España*. J. Ruiz-Olmo, M. Delibes: 179-180. SECSEM. Barcelona.
- Fernandez de Mendiola, J.A., Bea, A. (Eds). 1998. Vertebrados Continentales: *Situación actual en la comunidad autónoma del País Vasco*. Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- Garin, I., Aihartza, J., Zuberogoitia, I., Zabala, J. 2002a. Activity pattern of European mink (*Mustela lutreola*) in Southwestern Europe. *Z. Jagdwiss.* 48: 102-106.
- Garin, I., Zuberogoitia, I., Zabala, J., Aihartza, J., Clevenger, A., Rallo, A. 2002b. Home range of European mink *Mustela lutreola* in southwestern Europe. *Acta Theriologica* 47(1): 55-62.
- Maran, T., Macdonald, D.W., Kruuk, H., Sidorovich, V., Rozhnov, V.V. 1998. The continuing decline of the European mink *Mustela lutreola*: evidence for the intraguild aggression hypothesis. In: *Behaviour and ecology of riparian mammals. Symposium of the Zoological Society of London* 71. N. Dunston, M.L. Gorman: 297-323. Cambridge University Press. Cambridge.
- Michaux, J.R., Hardy, O.J., Justy, F., Fournier, F., Kranz, A., Cabria, M., Davison, A., Rosoux, R., Libois, R. 2005. Conservation genetics and population history of the threatened European mink *Mustela lutreola*, with an emphasis on the west European population. *Mol. Ecol.* 14(8): 2373-2388. (doi: 10.1111/j.1365-294X.2005.02597.x)
- Palazón, S. 1998. *Distribución, morfología y ecología del visón Europeo (*Mustela lutreola* Linnaeus, 1761) en la Península Ibérica*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Palazón, S., Ruiz-Olmo, J. 1997. *El visón europeo (*Mustela lutreola*) y el visón americano (*Mustela vison*) en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Peltier, D., Lodé, T. 2003. Molecular survey of genetic diversity in the endangered European mink *Mustela lutreola*. *C.R. Biologies* 325: S49-S53.
- Podra, M., Gómez, A., Palazón, S. 2013. Do American mink kill European mink? Cautionary message for future recovery efforts. *European J. Wildl. Res.* 59(3): 431-440. DOI 10.1007/s10344-013-0689-8.
- Rallo, A., Aihartza, J., Garin, I., Zabala, J., Zuberogoitia, I., Clevenger, A.P., Gómez, M. 2001. *Inventario, distribución y uso del espacio de los mamíferos de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai*. Informe técnico. Proyecto PU-1998-8. Gobierno Vasco, Dpto. de Educación, Universidades e Investigación y Dpto. de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Vitoria-Gasteiz.
- Rodríguez de Ondarra, P.M. 1955. Hallazgo, en Guipúzcoa, de un mamífero no citado en la "Fauna Ibérica" de Cabrera: El "Putorius lutreola". *Munibe* 7(4): 201-207.
- Rodríguez de Ondarra, P. 1963. Nuevos datos sobre el visón en España. *Munibe* 15: 103-110.
- Rodríguez-Refojos, C., Zuberogoitia, I. 2010. Liberación competitiva del visón europeo (*Mustela lutreola*) en Bizkaia tras el control del visón americano (*Neovison vison*). En: *Actas del 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2009"*. GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (Ed.): 261-266. GEIB. León. (Serie Técnica; 4).
- Rodríguez-Refojos, C., Zuberogoitia, I. 2011. Middle-sized carnivores in mosaic landscapes: the case of Biscay (SW Europe). En: *Middle-sized carnivores in agricultural landscapes*. L.M. Rosalino, C. Gheler-Costa (Eds.): 105-126. Nova Science Publishers. New York, USA.
- Sidorovich, V.E., Polozov, A.G., Zalewski, A. 2010. Food niche variation of European and American mink during the American mink invasion in north-eastern Belarus. *Biol. Invasions* 12: 2207-2217. doi:10.1007/s10530-009-9631-0.
- Wilson, D.E., Mittermeier, R.A. (Eds). 2009. *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 1. Carnivores*. Lynx. Barcelona.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I. 2003a. Current and historical distribution of European Mink *Mustela lutreola* in Biscay. Evolution and comments on the results. *Small Carniv. Conserv.* 28: 4-6.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I. 2003b. Is the European Mink *Mustela lutreola* a longstanding member of the Iberian fauna or a mid-twentieth-century arrival? *Small Carniv. Conserv.* 28: 8-9.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I. 2003c. Implications of territoriality in the spatial ecology of European Mink (*Mustela lutreola*). *Biota* 4(1-2): 121-127.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I. 2003d. Habitat use of male European mink (*Mustela lutreola*) during the activity period in south western Europe. *Z. Jagdwiss* 49: 77-81.
- Zabala, J. 2006. *Distribution and spatial ecology of semi-aquatic mustelids (Carnivora: Mustelidae) in Biscay*. PhD Thesis. Universidad del País Vasco. Leioa, Bilbao.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., González-Oreja, J.A. 2010. Estimating costs and outcomes of invasive American mink (*Neovison vison*) management in continental areas: a framework for evidence based control and eradication. *Biol. Invasions* 12: 2999-3012.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez, J.A. 2004. The Historical and current distribution of the Iberian population of European mink (*Mustela lutreola*). *Lutra* 47(2): 101-112.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez, J.A. 2006a. Factors affecting occupancy by the European mink in South-Western Europe: a predictive model for evaluating the incidence of biotic and abiotic factors as a tool for setting management and conservation guidelines. *Mammalia* 3: 193-201.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I. 2007a. Modelling the incidence of fragmentation at different scales in the European mink (*Mustela lutreola*) population and the expansion of the American mink (*Mustela vison*) in Biscay. *Small Carniv. Conserv.* 36: 14-17.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez, J.A. 2007b. Spacing pattern, intrasexual competition and niche segregation in American Mink. *Ann. Zoologici Fennici* 44: 249-258.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez, J.A. 2007c. Winter habitat preferences of feral American mink *Mustela vison* in Biscay, Northern Iberian Peninsula. *Acta Theriologica* 52(1): 27-36.
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Garin, I., Aihartza, J. 2003. Landscape features in the habitat selection of European mink (*Mustela lutreola*) in south-western Europe. *J. Zool. London* 260: 1-7.
- Zuberogoitia, I., Torres, J.J. 2013. *Control-erradicación del visón americano (*Neovison vison*) en Bizkaia*. Diputación Foral de Bizkaia, Dpto. de Medio Ambiente, Patrimonio Natural y Biodiversidad. Informe técnico inédito.
- Zuberogoitia, I., Torres, J.J. 2012. *El visón europeo (*Mustela lutreola*) en Bizkaia: Análisis de su situación y propuesta de medidas para detener su extinción*. Diputación Foral de Bizkaia, Dpto. de Medio Ambiente, Patrimonio Natural y Biodiversidad. Informe técnico inédito.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J. 2003a. Aproximación a la distribución del Visón Americano en Bizkaia. *Galemys* 15 (1): 29-35.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J. 2003b. Does European Mink use only rivers or do they also use other habitats? *Small Carniv. Conserv.* 28: 7-8.

- Zuberogoitia, I., Campos, L.F., Torres, J.J. 1997. La situación de los mustélidos en Bizkaia. *Sustrai* 46: 45-47.
- Zuberogoitia, I., Torres, J.J., Zabala, J., Campos, M.A. 2001. *Carnívoros de Bizkaia*. BBK. Bilbao. (Temas vizcaínos 315).
- Zuberogoitia, I., Zabala, J., Torres, J.J. 2005a. *Estudio de hábitat y poblaciones del visón europeo en Bizkaia*. Informe Inédito. Diputación Foral de Bizkaia, Servicio de Conservación y Espacios Naturales Protegidos.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J., Torres, J.J. 2005b. *Requerimientos ecológicos, uso del hábitat, interacciones inter-específicas y medidas de gestión del visón europeo y americano en Bizkaia*. Informe Inédito. Diputación Foral de Bizkaia, Servicio de Conservación y Espacios Naturales Protegidos.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J., Martínez, J.A. 2006. Diurnal activity and observations of the hunting and ranging behaviour of the American mink (*Mustela Vison*). *Mammalia* 70(3-4): 310-312.
- Zuberogoitia, I., González-Oreja, J.A., Zabala, J., Rodríguez-Refojos, C. 2010. Assessing the control/eradication of an invasive species, the American mink, based on field data; how much would it cost? *Biodivers. Conserv.* 19: 1455-1469.
- Zuberogoitia, I., Zalewska, H., Zabala, J., Zalewski, A. 2013. The impact of river fragmentation on the population persistence of native and alien mink: an ecological trap for the endangered European mink. *Biodivers. Conserv.* 22: 169-186.



# The Eurasian otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Portugal

La nutria eurasiática *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) en Portugal

*Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) igaraba eurasiarra Portugalen

**Nuno M. Pedroso<sup>1\*</sup>, Teresa Sales-Luís<sup>1</sup> & Margarida Santos-Reis<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Centro de Biología Ambiental, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, 1749-016 Lisboa, Portugal.

\* Corresponding author: nmpedroso@fc.ul.pt

## ABSTRACT

Eurasian otters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) are known to occur in Portugal since historical times but only in 1995 a national survey confirmed the species' broad distribution. Since then, studies and projects conducted in different aquatic environments indicate the existence of a healthy population, the availability of vegetation cover, water and prey being the major factors explaining otter presence. Spraint analyses showed that fish, amphibians and American crayfish form the bulk of otter diet. Due to increasing knowledge about the species ecology and distribution, in 2005, otter status was changed, from "Insufficiently Known" to "Least Concern". Recent main lines of investigation have become increasingly threat specific and include: otter use of reservoirs, man-otter conflicts (fish farming), otters and non-native species interactions (prevalence in otter diet; competition with American mink) and otters and antimicrobial resistant bacteria. Destruction of the riparian vegetation commonly associated with dam construction, river regulation, agricultural expansion, gravel and sand extraction, as well as the development of tourism in, costal and wetland areas are still potential threats to otter populations. Overall, in the near future otters seem safe from major disrupting settings but otter conservation and effective management are still an important issues. This is especially relevant in the Iberian Peninsula, as climate changes are expected to reduce suitable otter habitats. Knowledge gaps and future research needs are also addressed in this chapter.

**KEYWORDS:** Conservation, otter, Portugal, research, status.

## RESUMEN

La presencia de la nutria euroasiática *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) en Portugal se conoce desde tiempos históricos, pero no fue hasta 1995 cuando gracias a un sondeo nacional se confirmó la amplia distribución de la especie. Desde entonces, se han realizado múltiples estudios y proyectos en diferentes ambientes acuáticos que indican la existencia de una población sana, siendo la disponibilidad de cobertura vegetal, el agua y las presas los principales factores que explican la presencia de la nutria. Los análisis de excrementos mostraron que los peces, los anfibios y el cangrejo de río americano forman el grueso de la dieta de la nutria. Debido al aumento de los conocimientos sobre la ecología y distribución de la especie, en 2005, el estado de la nutria pasó de "Insuficientemente Conocida" a "Preocupación Menor". Recientes líneas de investigación se han dado a conocer un aumento de amenazas específicas que incluyen: el uso de los embalses por parte de las nutrias, los conflictos hombre-nutria (acuicultura), y las interacciones entre las nutrias y las especies no nativas (prevalencia en la dieta de la nutria, la competencia con el visón americano) y las nutrias y bacterias resistentes a los antimicrobianos. La destrucción de la vegetación de ribera asociada comúnmente con la construcción de presas, la regulación de caudales, la expansión agrícola, la extracción de grava y arena, así como el desarrollo del turismo en zonas costeras y humedales son potenciales amenazas a las poblaciones de nutria. En general, a corto plazo las nutrias parecen a salvo de las principales afecciones pero su conservación y su correcta gestión siguen siendo un problema importante. Esto es especialmente relevante en la Península Ibérica, pues se espera que los cambios climáticos reduzcan los hábitats adecuados para la nutria. En esta capítulo se abordan también temas como la falta de datos existentes y las necesidades de investigación futuras.

**PALABRAS CLAVE:** Conservación, nutria, Portugal, investigación, status.

## LABURPENA

*Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) igaraba eurasiarraren presentzia antzinatik ezagutzen dugu, baina 1995. urtean egindako Estatu mailako zundaketari esker baieztu zuten espeziea toki zabalean banatuta dagoela. Ordutik uretako hainbat ingurunetan egin izan diren ikerketa eta proiektu ugarien agerian utzi dute populazio osasuntsua dagoela bertan eta igarabaren presentzia ahalbidetzen duten faktore nagusiak honako hauek dira: estaldura begetala, ura eta harrapakinak izatea. Gorotzen azterketek bistaratuztenez, igarabaren dietako elementu nagusiak honako hauek dira: arrainak, anfibioak eta ibai-karramarro amerikarra. Espeziearen banaketari eta ekologiari buruzko ezagutzak ugaritu izanaren ondorioz, 2005ean, igarabaren egoera "ez da behar adina ezaguna" izatetik, "kezka txikiagoa" egoerara aldatu zen. Azken ikerketa-ildoen arabera, ordea, mehatxu espezifikoak ugaritu egin dira eta horien artean daude hauek: igarabek urtegiak erabiltzea, gizakia-igarabaren arteko gatazkak (akuikultura), igaraben eta bertakoak ez diren espezieen arteko interakzioak (igarabaren dietan nagusi dira, bisoi amerikarrarekin lehia), igarabak eta mikrobianoen aurkakoekiko erresistenteak diren bakterioak. Ibaizteko landaredia suntsitzea da igarabaren populazioetarako mehatxu nagusietako bat eta hori, gehienetan, honako hauekin lotuta dago: urtegiak eraikitzea, emariak erregulatztea, ne-kazaritzaren hedapena, legarra eta hondarra ateratezea eta hezeguneetako eta kostaldeko turismoa garatu izana. Oro har, epe laburrera begira, igarabak asaldura nagusietatik salbu daudela ematen du, baina haien behar bezalako kudeaketa eta kontserbazioa oraindik ere arazo handia da. Hori bereziki esanguratsua da iberiar penintsulan; izan ere, klima-alidaketek igarabarako egokiak diren habitatak gutxituko dituztela aurrez ikusi dute. Kapitulu honetan, gainera, beste gai batzuk ere landuko ditugu: eskuragarri dauden datuak falta direla eta etorkizuneko ikerketen beharrak, esate baterako.

**GAKO-HITZAK:** Kontserbazioa, igaraba, Portugal, ikerketa, estatusa.

## DISTRIBUTION AND STATUS

Eurasian otters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) are known in Portugal since historical times (for a review see Santos-Reis *et al.*, 1995). In 1863 this predator was mentioned as frequent in all Portuguese rivers (Bocage, 1863), but some decades after the species was described as confined to the north of the country (Seabra, 1900) and soon after facing extinction (Seabra, 1924). The lack of information thereafter, and the severe decline of the species in most of its original European range (MacDonald & Mason, 1994), leaded Reuther (1977) to consider the species as extinct in Portugal in his overview about the species status in Europe. At the same time the first record of a coastal population in the southwest rocky coast of Portugal was published in a national bulletin (Simões, 1977) and soon after the otter was proven to be present in most of the North and Central part of the country (Ferrand-Almeida, 1980; Macdonald & Mason, 1982).

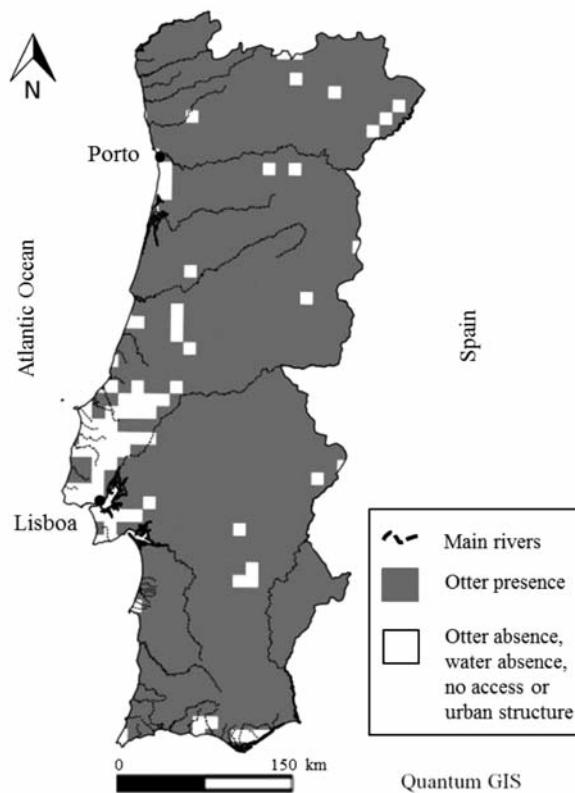
In the 1970's the socio-economic importance of rivers for irrigation, with high demands of water for crops such as rice and tomatoes (e.g. lower stretches of Mondego, Tejo and Sado rivers), and fishing (e.g. Mondego river) increased both hunting pressure (by both hunters and fishermen) and indirect human interference through water pollution, river regulation and habitat destruction (Simões-Graça & Ferrand-Almeida, 1983; Macdonald & Mason, 1982). Although in Portugal the species is protected by law since 1974 (DL 354A/74 August 14th) and trade is forbidden since 1973 (Washington Convention – CITES), the lack of law enforcement and control allowed illegal hunting to continue (trapping for fur and embalmment and persecution for sport, with packs of hounds, or to protect fish stocks) (Santos-Reis, 1983). Embalmed specimens were commonly seen in shops, pelts were sold in regional fairs and otters were said to be shot for meat consumption on the Sado river (Santos-Reis, 1983).

Industrial underdevelopment and low use of pesticides (Macdonald & Mason, 1982) might have prevented the otter population crash recorded in other more industrialized countries. Nevertheless, intense urban and industrial contamination in the rivers crossing the major cities (Lisboa and Porto) (Santos-Reis, 1983) and technological developments for aerial dispersal of pesticides in rice-growing areas impacted both local fish communities (Simões-Graça & Ferrand-Almeida, 1983) and, probably, otter populations.

Since the 1980's, contradictory information about the species distribution and status, and the international conservation concerns and efforts in view of the severe decline faced by the species at the European level, has stirred the scientific and conservation community to study the species. As a result, otters were found to be frequent in most Portuguese rivers, although, lacking a standardised monitoring protocol, data were mostly scattered over space and time (Ferrand-Almeida, 1980; Macdonald & Mason, 1982; Santos-Reis, 1983; Simões-Graça & Ferrand-Almeida, 1983; Trindade, 1987, 1989, 1991; Beja, 1989a, b).

Given the paucity of scientifically based data, the otter was listed as "Insufficiently Known" in the Portuguese Red Data Book of Terrestrial Vertebrates and recommendations were made to further study the species (SNPRCN, 1990). A major step forward a deeper knowledge of otter distribution in the country was the nation-wide survey promoted in 1995 by the Institute for the Conservation of Nature and Forests (former Instituto da Conservação da Natureza). This survey followed the International Union for Conservation of Nature (IUCN) Otter Specialist Group (OSG) protocol (Foster-Turley *et al.*, 1990; Reuther *et al.*, 2000) and allowed to map otter distribution according to a 10x10 km UTM grid system (MacDonald, 1983). The survey confirmed the broad distribution of the otter across Portugal, except for the surroundings of the two major cities of the country and an industrial area (Setúbal) to the south of Lisboa (Fig. 1) (Trindade *et al.*, 1998).

Concurrently to, or following the national survey, several short-term research projects focused on otters and resulted in an increasing number of papers and unpublished reports (mostly thesis) carried out in different aquatic environments: rivers (Florêncio, 1994; Afonso, 1997; Chambel, 1997a; Freitas, 1999; Lopes, 1999; Bernardo, 2008), intermittent streams (Matos, 1999; Marques, 2010; Salgueiro, 2009; Sales-Luís *et al.*, 2012; Quaglietta *et al.*, 2012, 2013), rice fields (Trindade, 2002), high altitude lagoons (Sousa, 1995), small reservoirs (Basto,



**Fig. 1.** - Otter distribution in Portugal (10x10 km UTM, adapted from Trindade *et al.*, 1998).

**Fig. 1.** - Distribución de la nutria en Portugal (10 x 10 km UTM, adaptado de Trindade *et al.*, 1998).

2006; Basto *et al.*, 2011), large dams (Pedroso, 1997, 2012; Pedroso & Santos-Reis, 2006, 2009; Pedroso *et al.*, 2007; Sales-Luís *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2008; Pedroso, 2012; Pedroso *et al.*, 2013), estuaries (Campos, 1993; Trigo, 1994; Trindade, 1996; Freitas *et al.*, 2007; Sales-Luís *et al.*, 2009; Sales-Luís, 2011) and sea coast environments (Beja, 1989a; Beja, 1992; Gomes, 1998; Pedrosa, 2000; Cerqueira, 2005).

Although available data for Portugal suggest that otters are abundant, few attempts have been made to quantify population density and also sound abundance assessments are scarce. Existing data refer to a few capture campaigns, carried out for translocation or research on otter behaviour.

The first species-oriented trapping campaign was conducted by Beja (1995a) in a costal habitat, where 4 female otters were captured. Following this attempt another campaign was put in place in 2000 in the area to be flooded by Alqueva large dam (River Guadiana, Southeast Alentejo). The aim was to capture 10 adult otters to be translocated to Catalonia (Spain) for a reintroduction program; 19 otters were captured with a trapping effort of ~2,500 leghold trap/nights (Santos-Reis *et al.*, 2003). According to the trapping experience of the reintroduction team, this capture success was high and hence indicative of otter abundance (Deli Saavedra, *pers. com.*).

In the frame of a European project analysing the impact of predation by wildlife on fisheries, molecular spraint analyses, using 5 microsatellites, revealed that the number of otters visiting 14 fish farms located in the Sado river estuary varied between 1 and 7 individuals per farm; overall, a minimum number of 15 individuals were identified in a 100 km<sup>2</sup> wide area (Sales-Luís *et al.*, 2009), a value similar to that found in a pond area for raising carps *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 in Central Europe (Kranz, 1994).

Quaglietta *et al.* (2012, 2013) used both radiotracking and genetic analyses to assess the otter social structure at a fine spatio-temporal scale in the Alentejo region (southern Portugal, 2007-2010). During that period, 51 individual genotypes were described by 19 microsatellites and 7 young otters were radiotracked (2 female, 5 male). Both genetic and field data suggested male-biased dispersal and female philopatry.

The overall result of these studies indicated the existence in Portugal of a healthy otter population. As a consequence, since 2005 the otter has been downgraded to the "Least Concern" IUCN category (Cabral *et al.*, 2005).

## ECOLOGY AND CONSERVATION

### **Diet and habitat studies**

Undoubtedly spraints can reveal what otters eat and most Portuguese studies, although sometimes providing local/regional data on the distribution pattern and habitat preferences of the mustelid, focused on its food habits (e.g. Gomes *et al.*, 1989; Beja, 1989a, 1991, 1995a,b, 1996a,b,c; Florêncio, 1993, 1994; Trigo, 1994; Gomes, 1998; Farinha,

1995; Sousa, 1995; Chambel, 1997a,b; Pedroso, 1997; Azinheira, 1998; Freitas, 1999; Lopes, 1999; Matos, 1999; Silva, 1999; Pedrosa, 2000; Barrinha, 2002; Magalhães *et al.*, 2002; Trindade, 2002; Garcia, 2005; Novais, 2005; Pedroso & Santos-Reis, 2006; Freitas *et al.*, 2007; Marques *et al.*, 2007; Sales-Luís *et al.*, 2007; Marques, 2010; Basto *et al.*, 2011; Pedroso *et al.*, 2013). Hence the otter diet in the different Portuguese aquatic habitats is currently well known.

Available information on otter diet in Portugal was reviewed in 2008 (Clavero *et al.*, 2008), yielding a total of 111 study sites from 52 different locations. As expected, fish occurred in the otter diet in all locations, but also crustaceans, particularly the American crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Fig. 2), and amphibians showed a preponderant role in the species diet, being present in 80 to 90% of the sampled sites (Clavero *et al.*, 2008).

When expressed in terms of percentage of occurrence [P.O. = (total number of a particular prey item/sum of all prey items)×100], these items form, respectively, 50%, 35% and 7% of otter diet, while all other prey items fall below 1%. A strong variation is however observed in both space and time: the American crayfish can reach values as high as 96% (Sado river rice-fields; Trindade, 2002) and amphibians can represent up to 54% of the diet (high altitude lagoons of Serra da Estrela; Sousa, 1995). In Mediterranean habitats, fish availability for otters can show sharp seasonal variation, forcing it to switch on alternative prey (e.g. Magalhães *et al.*, 2002, 2007; Clavero *et al.*, 2008; Ruiz-Olmo *et al.*, 2009; Marques, 2010). In summer, high air temperatures and drought cause a shortage of surface waters with fish becoming confined to pool refugia and small reaches maintaining flowing waters, where they are at high risk of mortality from desiccation, predation or anoxia (Magalhães *et al.*, 2007). As a consequence, the American crayfish, which can more easily face large periods of water shortage, in summer may become a more profit-



**Fig. 2.** - American crayfish *Procambarus clarkii*, an otter common prey in Portugal (photo: Nuno M. Pedroso).

**Fig. 2.** - Cangrejo rojo, presa común de la nutria en Portugal (foto: Nuno M. Pedroso).

ble to otter than fish (e.g. Marques, 2010; Basto *et al.*, 2011). Such a feeding adaptability suggests that the otter is better described as an opportunist predator rather than as a specialist (e.g. Sales-Luis *et al.*, 2007).

Although otters are widespread in all aquatic habitats of Portugal, several studies based on spraiting activity as an index of habitat use by otters showed that the availability of riparian vegetation cover, refuges, and, specially, water and prey are the main factors explaining otter distribution. Otters probably prefer large streams with good vegetation cover as these are more likely to maintain freshwater during the dry periods. Otters inhabiting coastal areas use both marine and freshwater resources with otters finding refuge in small coastal streams but feeding largely in the costal and open sea (Beja, 1995a). Coastal populations also depend on fresh water for washing the salt from the hair coat, as to preserve its insulating capacity, and probably for drinking (Beja, 1992; Kruuk, 2006).

### **Territories and otter numbers**

Home range size and habitat preferences of otters are largely unknown due to the difficulty in capturing and radio-tracking otters. The works of Beja (1995a, 1996c), Bernardo (2008) and Quaglietta *et al.* (2013) are exceptions and provide some insights in two contrasting aquatic habitats. Beja radiotacked otters in a coastal area, recording home ranges between 4 and 15 km wide (Beja, 1996c) and otters spent most of daytime in rest-sites, devoting only 18% of the 24h period to hunting or other activities. More recently, otters have been captured near Évora (Southeast Alentejo), an area characterised by several small streams and a few small reservoirs. Available results indicate that average home range size was 35.6 km of stream for males and 15.9 km for females, with core areas of 8.0 and 4.5 km, respectively (Bernardo, 2008). Quaglietta *et al.* (2013) reported an average home range size of 17 km for females and an average dispersal distance of 20.8 km for males. These results agree with Spanish data (Palomo *et al.*, 2007).

## **CURRENT LINES OF RESEARCH**

### **Otters and dams**

Dam construction, by changing a flowing river in a deep still water body, is considered to have a great impact on river habitats (Robitaille & Laurence, 2002), their connectivity (Michelot & Bendelé, 1995), prey availability and vulnerability (Houston & McNamara, 1994; Kruuk, 1995) and, finally, otter populations (MacDonald & Mason, 1994; Ruiz-Olmo *et al.*, 2001; Pedroso, 2012). Possible ecological and conservation implications are especially relevant in Mediterranean areas, where the building of large dams is still ongoing for water management, and streams suffer several other pressures (human and climatic - the current scenario of climate change affects the riverine systems mostly by extending the drought period). Nevertheless, in Portugal, since 1996 otters have been shown to use these altered habitats.

Particularly, several studies showed that otters use both large (Pedroso *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2008; Pedroso, 2012; Pedroso *et al.*, 2013) and small reservoirs (Basto *et al.*, 2011), mainly as foraging grounds (Pedroso and Santos-Reis, 2006; Sales-Luis *et al.*, 2007; Basto *et al.*, 2011). In large reservoirs, the fish community is strongly dominated by non-native species that are largely available to otters throughout the year and, accordingly, represent the bulk of otter diet (Pedroso, 2012).

Reservoirs seem to constitute an “attraction point” for otters particularly in drought periods when rivers and streams dry up (e.g. Prenda *et al.*, 2001; Pedroso and Santos-Reis, 2006; Pedroso, 2012). However, the negative association found between the use of medium and small reservoirs and the length of watercourses with developed riparian vegetation in the surrounding areas may reflect the otter preference for best-preserved streams and rivers (Basto *et al.*, 2011; Pedroso, 2012). Nevertheless, small reservoirs may have a lower negative impact on otters than large ones as they do not involve the loss of large areas of natural habitat, have negligible effects on water flow regimes and do not constrain otter fishing ability due to their smoother margins and shallow waters with respect to large reservoirs (Fig. 3).



**Fig. 3 - Large reservoir (Vale do Gaio dam) – left; small reservoir (Serra de Monfurado area) – right (both in South Portugal) (photos: Nuno M. Pedroso).**

**Fig. 3. - Gran embalse (Vale do Gaio) – a la izquierda; pequeño embalse (zona de la Serra de Monfurado) – a la derecha (ambos en el sur de Portugal) (fotos: Nuno M. Pedroso).**

A recent study (Pedroso *et al.*, 2013) assessed how otter responded over time to environmental changes imposed by the construction of a large dam in SE Portugal. Otter distribution was monitored from 2000 to 2006. Otters were widespread prior to dam construction, decreased during deforestation, and particularly during the flooding phase, and recovered during the post flooding phase, although not to the level recorded prior to dam construction. After the construction of the dam, otter diet became based on non-native prey species and monitoring revealed a decrease in habitat connectivity, bankside vegetation cover, breeding and foraging grounds, throughout the reservoir.

Although past and current studies suggest that large dam reservoirs are suboptimal habitats for otters when compared to rivers and streams, for widely distributed and healthy populations, such as the one occurring in Portugal, dams are less concerning and, if followed by conservation measures and management actions, they may even constitute a habitat complement to natural riverine systems.. Nevertheless, the destruction of riverine systems remains a matter of major concern, especially in areas of otter population fragility and/or instability.

### **Man-otter conflicts**

Direct persecution and hunting of otters still happens, for the fur and legally in some countries (e.g. Russia), but is otherwise less significant and related to the species being considered a threat to fish populations. This is sometimes true for important fish farming or fishing areas where high economic losses are claimed as otter damages, especially in Central Europe carp (*Cyprinus carpio*) raising pond areas (Kranz, 1994). With the decline of sea stocks worldwide, the importance of aquaculture activities, particularly in those regions where fish are an important food source for humans, has gained high economic

relevance. This has been acknowledged through EU incentives to this economic activity, as in the case of the Mediterranean region, where fish farms can be found in both inland and coastal areas. The region, however, is also rich in fish-eating predators and farmed fishes are highly prone to predation, leading to conflicts between production and conservation interests.

Freshwater farm units in Portugal rear mainly trout, both for food production and stocking for recreational fisheries. As for coastal fish farming it can be traced back to the beginning of the 1980's, when most salt ponds were abandoned (the country was one of the most important salt producers up to the 1970's; IPIMAR, 1994) and converted to rear fish (Fig. 4).

Otters being widespread, conflict with farmers is inevitable. This led Portugal to be one of the eight European countries that, during a four-year period, developed a procedural framework for action plans aimed to reconcile such conflict (FRAP – Framework for Biodiversity Reconciliation Action Plans – EU Contract EVK2-CT-2002-00142).

On an early phase of the project, the distribution pattern of fish farms was analysed in relation to otter distribution, aiming to understand the perceived conflict at national level (Santos-Reis *et al.*, 2007). As a second step, focal study sites were selected, both in inland and coastal areas, to evaluate how otters used fish farms. On the River Côa (central Portugal), research focused on river trout predation and the effects of a surplus source of trout on otter diet (Marques *et al.*, 2007). For coastal areas, 14 fisheries spread in the estuary of the River Sado (SW Portugal) were monitored using an integrated approach that combined ecological data (otter visiting rates to fish farms, reared fish consumption vs. fish availability) with a socio-economic evaluation (available policies and instruments, stakeholders discourse analysis), to assess the



**Fig. 4** - Marine fish farm in river Sado estuary, Portugal (photo: Teresa Sales-Luis).

**Fig. 4.** - Piscifactoría Marina en el estuario del río Sado, Portugal (foto: Teresa Sales-Luis).

real and perceived (by fish farmers) impact of otters on fish production. Otter visiting rates to fish farms were assessed and related to otter diet, landscape factors and other resources availability (Freitas *et al.*, 2007; Sales-Luís *et al.*, 2009).

Results showed that otters frequently used fish farming areas and fish farmers perceived them as a problem, using different methods of deterrence (e.g. fencing, and dogs) or direct persecution (trapping, shooting or even poisoning) to reduce the predator's impact (Santos *et al.*, 2006; Freitas *et al.*, 2007; Sales-Luís *et al.*, 2009).

Consumption of commercial species by otters was confirmed in both inland and coastal areas, but the impact, and therefore the potential for reconciliation, differed (Sales-Luís *et al.*, 2011). Due to the seasonal constancy in the availability of trouts at Côa inland farm, the observed otter specialization in rainbow trout represents an extreme opportunistic behaviour, suggesting the need of an effective mitigation strategy (Marques *et al.*, 2007). At Sado estuary, results indicate that although the conflict perceived by fish farmers has an ecological basis, there are large gaps between effective and perceived predation (Freitas *et al.*, 2007). Furthermore, distance to rivers and refuge areas were identified as key landscape features promoting damage (Sales-Luís *et al.*, 2009). This suggests different reconciliation strategies in both farm types which may vary from mitigation, to compensation and educational efforts. Moreover these results provide a management tool in landscape planning, as high risk farms can be identified and selectively protected (Sales-Luís *et al.*, 2011; Santos-Reis *et al.*, 2013).

#### **Otters and non-native species**

The introduction and invasion of non-native species are known to have impacts on both local prey and predators and are therefore considered a threat to biodiversity of conservation concern.

Otter diet is driven by prey availability. In Portugal, the increasing abundance and distribution of non-native fish species (e.g. Ribeiro *et al.*, 2008) has been accompanied by a shift in otter diet from native to non-native fish species. As said above, otter diet in reservoirs is dominated by non-native species (Pedroso, 2012), since these species dominate the fish assemblages in reservoirs (Collares-Pereira *et al.* 2000; Filipe *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2008). In this case, non-native species represent an opportunity for otter to feed during periods of drought. Nevertheless, in some studies, non-native species, such as *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) were reported to be used less than expected in both Portugal (Sales-Luís *et al.*, 2007; Pedroso, 2012) and Spain (Blanco-Garrido *et al.*, 2008). Overall, diet studies suggest that, wherever available, native freshwater fishes are still the preferred prey of otters (Prenda & Granado-Lorencio, 1995).

The American crayfish was introduced in Southwestern Iberia in the 1970's and has expanded northwards in Portugal (Ramos & Pereira, 1981). In spite of its impact

on amphibians (Cruz & Rebelo, 2007), it has been shown to have positive effects on native predators (Tablado *et al.*, 2010). The recovery of the otter in Spain, after the decline suffered by the species in the 1970s, was apparently partly related to the expansion of the crayfish (Ruiz-Olmo & Delibes, 1998).

The American mink *Neovison vison* (Schreber, 1777) invaded Portugal in the 1980's, originating from mink farms in Galicia (Vidal-Figueroa & Delibes, 1987) and has been expanding its range from Northwest towards the south. It is now present in the majority of the region's hydrographic basins: Minho, Lima, Neiva, Cávado, Ave and Sousa (Rodrigues *et al.*, 2013). Using the same food and habitat resources, the mink is considered a potential competitor for otters (Bonesi & Macdonald, 2004). Several studies indicate resource, spatial or temporal partitioning as the likely mechanisms favouring their coexistence. Competition, specifically for fish, is assumed to be asymmetrical in favour of the otter. Dietary shifts of American mink caused by competition with the otter are described by several authors (e.g. Bonesi *et al.*, 2004). The American crayfish, being a prey for both mink and otters, might reduce food competition among the species and hence favour the spread of the mink.

#### **Otters and antimicrobial resistant bacteria**

There is a growing public concern for wildlife welfare but also a human medical interest in zoonosis. Biologists are interested in using wild animals as indicators of environmental pollution, while veterinaries are interested in the role wildlife may have as reservoir of infection and antimicrobial resistant bacteria (Simpson, 2000). In spite of all this, little is known about the role of free-ranging wild animals as potential vectors of pathogenic bacteria and antimicrobial resistance determinants, as well as the role of antimicrobial resistant pathogens in wildlife health.

Since otters are constantly in direct contact with water and land, also used by farm animals and man, ecological studies on their microflora are extremely relevant. In Portugal, work by Oliveira *et al.* (2008, 2009, 2010, 2011) and Semedo-Lemsaddek *et al.* (2013) has shown high levels of resistance in bacterial isolates from fecal microbiota (e.g. *Salmonella*, *Aeromonas*, *enterococci*) of free-living otters. Of particular concern is the isolates multiresistant profile, defined as the resistance to more than one antimicrobial class. Results suggest that antimicrobial resistant bacterial strains may also be selected by environmental exposure to antimicrobial agents, analysed spraints possibly deriving from otters that had probably been exposed in their aquatic habitats to antimicrobial drugs from animal and human wastes (Cole *et al.*, 2005; Sayah *et al.*, 2005; Salyers and Shoemaker, 2006; Skurnik *et al.*, 2006). Also, little is known about the clinical significance of otter bacterial diseases and their impact on the overall otter populations.

Characterization of the antimicrobial resistance profile of zoonotic and indicator bacteria may contribute to evaluate the potential of resistance genes transmission to the

environment contaminated by humans and domestic and wild animals (Sayah *et al.*, 2005). This studies allow to monitor selective pressure from drug therapeutic use and misuse in human and veterinary medicine or prophylaxis and metaphylaxis practices in farm animals. This is the frame of research conducted where in the future the circulation of genetic determinants, their diffusion pathways and ultimately their impact upon public health will be approached. Moreover, bacteriological and virulence patterns will be interpreted under different ecological, agro-pastoral and landscape structures to allow to identify the determinants involved in the maintenance, circulation and/or promotion of those pathogenic agents in the environment. Bacteria clonality and virulence traits should be taken upon consideration in risk assessment and decision support for intervention, management and conservation of wildlife, particularly in environments with high cattle density.

## OTTER CONSERVATION AND RESEARCH NEEDS

### **Threats**

Climate changes, bank side vegetation alteration, water pollution, water and sediment extraction, prey disturbance and exploitation and human disturbance are major disrupting factors for otters (Mason & MacDonald, 1986; Trindade *et al.*, 1998; Kruuk, 2006).

In Portugal, especially in the Southern Mediterranean part, most streams have an intermittent regime and dry out partially or completely during summer. This stress factor is surely demanding for otter populations and enlarges any additional impact factor that man may impose (Beja, 1992; Matos, 1999; Basto, 2006; Ruiz-Olmo & Jiménez, 2009; Marques, 2010). Cianfrani *et al.* (2011) assessed climate change threats to the European otter using two climate change scenarios and several forecasting approaches and climate models. Results for the Mediterranean bioregion suggest that there will be a decrease in otter habitat suitability in the Iberian Peninsula, probably linked to a potential increase in droughts as the climate warms. As summers become hotter and longer (Santos *et al.*, 2002), and water demand becomes higher (e.g., pumping water for agriculture), threats to otters will increase (Barbosa *et al.*, 2003), as otters breed more frequently in complex and stable habitats (Ruiz-Olmo & Jimenez, 2009).

The destruction of the riparian vegetation (an ancient and persistent threat) is commonly associated with dam construction, river regulation (flood control), gravel and sand extraction and clear-cutting for expanding agricultural fields or favouring cattle accesses to water. These actions reduce drastically both cover and prey availability (ICN, 2006) and thus the overall carrying capacity of river habitats for otters.

Water pollution by toxic compounds, aggravated by bioaccumulation through the aquatic food chain, affects otter breeding success and cub survival (Olsson & Sandegren, 1991; Roos *et al.*, 2001) reducing its *per se* low natural recruitment (Conroy, 1992; Hauer *et al.*, 2002). Al-

though many toxic compounds have been banned (European Council Directive 79/117/EEC; EC Regulation No 850/2004) contamination from heavy metals and other sources of pollution is still a large scale phenomenon (Yamaguchia *et al.*, 2003). Mercury and cadmium have been locally investigated in otters and their prey in the basin of the Sado river (Afonso, 1997; Henriques, 2010). Henriques (2010) revealing that cadmium contamination levels seem to follow a spatial pattern while those of mercury indicate a time pattern related to shifts in otter diet. Metal accumulation in American crayfish represents a potential threat to otters (Henriques, 2010). Monitoring aquatic pollution is a crucial step in the management of aquatic and semi-aquatic wildlife. The European 2000 Water Framework Directive (WFD), by obliging Member States to setup or adapt monitoring procedures for gauging the status of waters, works in that direction and Portugal has already started to monitor its ten river basin districts although results are not yet easily available.

Human attraction for riverine, costal and wetland areas also poses a threat to otter populations. The growing demand for inland waters (reservoirs or lakes) to establish touristic settlements and infrastructures, increases human disturbance in these habitats (e.g. boats, camping and water sports). The same applies to coastal areas. As an example, the escalation of tourism pressure in the southwestern coast of Portugal (Costa Vicentina) may be especially deleterious to the otter population living in that area (Beja, 1996; ICN, 2006).

Accidental death by drowning in fiske nets is not a major threat overall, but can be important locally. Otters are lured by the trapped fish and get caught in these funnel-shaped nets, drowning. This type of mortality is important in Finland and Denmark and in Portugal has been referred in two sea inlets, Castro Marim and Ria de Aveiro (Santos-Reis, 1983; ICN, 2006).

Road killing is one of the species main threats throughout Europe (Reuther & Hilton-Taylor, 2004). As more roads are built and upgraded to sustain increasing traffic, the number of road kills increases, and mortality hotspots occur when roads run near lakes or reservoirs or cross over watercourses (Grilo *et al.*, 2009).

### **Species protection and monitoring**

Although, as mentioned previously, the otter status in Portugal is classified as "Least Concern" (Cabral *et al.*, 2005), otter conservation is still mandatory in accordance with the Habitats Directive.

No nation-wide otter census has been carried out since the late 1990's. Nevertheless, it is expected that biodiversity monitoring will continue to occur under the Water Framework Directive, Habitats Directive and Natura 2000 Network, for which the otter is one of the target species. Additional information on the species distribution and ecology is expected to derive from Environmental Impact Assessments (EIA) of those structures that affect watercourses, such as hydroelectric infrastructures.

The otter is listed in annexes II and IV of the Habitat Directive 92/43/EEC, implying that the species and its habitats, including connectivity corridors, must be considered in EIAs throughout the EU territory, and not only in the Special Areas for Conservation (SAC).

Regarding national conservation and management measures there are clearly defined guidelines for the species protection (ICN, 2006), to be applied especially in protected areas and Important Sites for Conservation (SICs) where the otter occurs. To maintain viable otter populations, as well as to ensure feeding, breeding and refuge habitats, the guidelines recommend to:

- Promote the conservation and recovery of native riparian vegetation;
- Promote safe havens along the waterways frequented by the species, maintaining bushes and other shrubs;
- Ensure flow regimes simulating natural variations and suitable to the ecological needs of the species;
- Maintain or improve water quality;
- Restrict the use of agro-chemicals, also adopting alternative techniques such as integrated biological methods;
- Monitor the ecological status of watercourses, with particular emphasis on the physic-chemical parameters of water (mainly in areas dominated by rice fields or near mining operations);
- Regulate the extraction of water, particularly during the months of lowest flow in areas important to otters for either breeding or food and shelter;
- Implement measures / preventive structures that reduce road kills;
- Promote the use of grids to prevent possible drowning in fiske nets, at least in key areas for otter conservation;
- Improve the effectiveness of surveillance on illegal capture, killing and poisoning;
- Control urban and touristic expansion as to not affect the most sensitive areas for the species, particularly in coastal areas where human pressure is heavier;
- Include the otter as a target species when implementing environmental impact studies;
- Monitor compliance with mitigation and compensation measures of impacts and promote monitoring plans in environmental impact studies.
- Implement awareness campaigns for all the stakeholders involved in the management and use of aquatic and riparian environments (e.g. local authorities, fishermen, fish farmers, managers of aquatic environments).

#### **Knowledge gaps and future research**

While otter feeding habits are well known, our knowledge on the status of prey resources and the effects of drastic diet changes is somewhat undersized. This gap is of concern and should shape future research. The WFD may

be a good step in that direction, as it establishes that the ecological status of water sheds is to be assessed based on the quality of the biological community, fish included.

The long-term effect of climate changes on otter population dynamics is still unknown. Repeated surveys at a fine-scale resolution are needed during the dry season as to disentangle the effects of on-coming changes in drought regimes, water pollution, and prey availability (Sales-Luís, 2011). Habitat changes occurred in the last 15 years suggest that a new nationwide otter survey should be planned and that surveys should be carried out periodically.

Although available data for Portugal suggest that otters are abundant, few attempts have been made to quantify population density and home-range size is still largely unknown.

Finally, otter bacterial diseases and their impact on the overall otter populations need further research.

Although in the near future Portuguese otters seem safe from major disrupting settings, we must keep in mind that any decline is a fast event, while recoveries are generally slow and not always successful processes. Effective monitoring techniques are then needed to monitor periodically the status of the otter in Portugal.

#### **BIBLIOGRAPHY**

- Afonso, O.M. 1997. *Abordagem ao estudo do grau de contaminação por merúrio da bacia do Rio Tejo e avaliação do possível impacte na população de lontra (Lutra lutra L., 1758)*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Azinheira, C. 1998. *Ecologia da lontra (Lutra lutra L. 1758): seleção de habitat*. Graduation thesis. Universidade de Évora. Évora.
- Barbosa, A.M., Real, R., Olivero J., Vargas, J.M. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modelling at two resolution scales suited to conservation planning in Iberian Peninsula. *Biol. Conserv.* 114: 377-387.
- Barrinha, C.A.C. 2002. *Análise da dieta da lontra (Lutra lutra Linnaeus, 1758) na área de regolfo de Alqueva e Pedrogão (SE Portugal)*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Basto, M.S.P. 2006. *Utilização de sistemas lênticos de pequena-média dimensão pela lontra (Lutra lutra L., 1758), no Sítio de Monfurado*. Master thesis. Universidade de Évora. Évora.
- Basto, M., Pedroso, N.M., Mira, A., Santos-Reis, M. 2011. Use of small and medium-sized water reservoirs by otters in a Mediterranean ecosystem. *Anim. Biol.* 60: 75-94.
- Beja, P.R. 1989a. *Estudo ecológico de Lutra lutra (Linnaeus, 1758) (Carnivora, Mustelidae) na costa sudoeste portuguesa*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Beja, P.R. 1989b. Coastal otters in southern Portugal. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 4: 2-7.
- Beja, P.R. 1991. Diet of otters (*Lutra lutra*) in closely associated freshwater, brackish and marine habitats in southwest Portugal. *J. Zool.* 225: 141-152.
- Beja, P.R. 1992. Effects of freshwater availability on the summer distribution of otters *Lutra lutra* in the southwest coast of Portugal. *Ecoigraphy* 15: 273-278.

- Beja, P.R. 1995a. *Patterns of availability and use of resources by otters (*Lutra lutra L.*) in Southwest Portugal*. PhD thesis. University of Aberdeen. Aberdeen.
- Beja, P.R. 1995b. Structure and seasonal fluctuations of rocky littoral fish assemblages in south-western Portugal: Implications for otter prey availability. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 75: 833-847.
- Beja, P.R. 1996a. An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *J. Appl. Ecol.* 33: 1156-1170.
- Beja, P.R. 1996b. Seasonal breeding and food resources of otters, *Lutra lutra* (Carnivora, Mustelidae), in south-west Portugal: a comparison between coastal and inland habitats. *Mammalia* 60(1): 27-34.
- Beja, P.R. 1996c. Temporal and spatial patterns of rest-site use by four female otters *Lutra lutra* along the south-west coast of Portugal. *J. Zool. London* 239: 741-753.
- Bernardo, J.M. 2008. *Influência antropogénica na distribuição da lontra (*Lutra lutra*)*. Master thesis. Universidade de Aveiro. Aveiro.
- Blanco-Garrido, F., Prenda, J., Narvaez, M. 2008. Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet and prey selection in Mediterranean streams invaded by centrarchid fishes. *Biol. Invasions.* 10: 641-648.
- Bocage, J.B. 1863 Liste des mammifères et reptiles observés en Portugal. *Rev. Mag. Zool.* 5: 329-333.
- Bonesi, L., Macdonald, D.W. 2004. Differential habitat use promotes sustainable coexistence between the specialist otter and the generalist mink. *Oikos* 106: 509-519.
- Bonesi, L., Chanin, P., Macdonald, D.W. 2004. Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos* 106: 19-26.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rodo, L., Santos-Reis, M. 2005. *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Campos, M. 1993. *Análise da situação actual da Lutra lutra (L. 1758) na Reserva do Estuário do Sado*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Cerdeira, L. 2005. *Distribuição e ecologia alimentar da Lontra (*Lutra lutra*) em dois sistemas costeiros em Portugal*. Master thesis. Universidade do Minho. Braga.
- Chambel, I. 1997a. *Situação actual da lontra (*Lutra lutra*) na Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António*. Instituto da Conservação da Natureza. Programa Life. Lisboa.
- Chambel, I. 1997b. *Aspectos da ecologia da lontra (*Lutra lutra*) na área do Parque Natural do Alvão*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Prenda, J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquat. Conserv.* 14: 575-585.
- Cianfrani, C., Le Lay, G., Maiorano, L., Satizábal, H.F., Loy, A., Guisan, A. 2011. Adapting global conservation strategies to climate change at the European scale: The otter as a flagship species. *Biol. Conserv.* 144: 2068-2080.
- Clavero, M., Ruiz-Olmo, J., Sales-Luis, T., Blanco-Garrido, F., Romero, R., Pedroso, N.M., Prenda, J., Santos-Reis, M., Narváez, M., Delibes, M. 2008. Lo que comen las nutrias ibéricas. In: *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado*. J.M. López-Martín, J. Jiménez (Eds.): 345-367. SECEM. Málaga.
- Cole, D., Drum, D.J.V., Stallknecht, D.E., White, D.G., Lee, M., Ayers, S., Sobsey, M., Maurer, J.J. 2005. Free-living Canada Geese and Antimicrobial Resistance. *Emerg. Infect. Dis.* 11: 935-938.
- Collares-Pereira, M.J., Cowx, I., Ribeiro, F., Rodrigues, J., Rodo, L. 2000. Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River Basin in Portugal. *Fisheries Manag. Ecol.* 1-2: 167-178.
- Conroy, J.W.H. 1992. Otter mortality and survival. In: *Proceedings of the national otter conference*. Royal Society for Nature and Conservation. Cambridge.
- Cruz, M.J., Rebelo, R. 2007. Colonization of freshwater habitats by an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, in Southwest Iberian Peninsula. *Hydrobiologia*. 575: 191-201.
- Farinha, N. 1995. *Distribuição e ecologia da lontra (*Lutra lutra Linnaeus, 1758*) no Parque Natural de Montesinho*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Ferrand d'Almeida, F. 1980. Über das Vorkommen des Fischotters in Portugal. In: *Der Fischotter in Europa - Verbreitung, Bedrohung, Erhaltung*. C. Reuther, A. Festetics, A. (Eds): 141-143. Oderhaus & Gottingen. Selbsverlag.
- Filipe, A.F., Marques, T.A., Seabra, S., Tiago, P., Ribeiro, F., Costa, L., Moreira, D.A., Cowx, I.G. 2004. Selection of Priority Areas for Fish Conservation in Guadiana River Basin, Iberian Peninsula. *Conserv. Biol.* 18(1): 189-200.
- Florêncio, E. 1993. *O lagostim de rio (*Procambarus clarkii Girard, 1852*) como recurso alimentar da comunidade de carnívoros na Reserva Natural do Paúl do Boquilobo*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Florêncio, E. 1994. *Distribuição e ecologia trófica da lontra (*Lutra lutra L.*) na bacia hidrográfica do rio Almonda*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Foster-Turley, P., MacDonald, S., Mason, C. 1990. *Otters: an action plan for their conservation*. IUCN Species Survival Commission. IUCN. Gland.
- Freitas, D. 1999. *A dieta da lontra (*Lutra lutra L.*) ao longo da bacia hidrográfica do rio Tejo*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Freitas, D., Gomes, J., Sales Luis, T., Madruga, T., Marques, C., Baptista, C., Rosalino, L.M., Antunes, P., Santos, R., Santos-Reis, M. 2007. Otters and fish farms in the Sado estuary: ecological and socio-economic basis of a conflict. *Hydrobiologia* 587: 51-62.
- Garcia, J.C. 2006. *Comportamento trófico da lontra (*Lutra lutra Linnaeus, 1758*) nas pisciculturas e áreas limítrofes do Estuário do Sado*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Gomes, N. 1998. *Distribuição e ecologia trófica da lontra (*Lutra lutra*) na Ria de Aveiro*. Master thesis. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto.
- Gomes, N., Alves, P., Henriques, J., Ramos, A., Tavares, L. 1989. Contribution à l'étude du régime alimentaire de la loutre (*Lutra lutra*) au Portugal. *Cienc. Biol.* 9(1/2): 47-54.
- Grilo, C., Bissonette, J., Santos-Reis, M. 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biol. Conserv.* 142: 301-313.
- Hauer, S., Ansorge, H., Zinke, O. 2002. Reproductive performance of otters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Eastern Germany: low reproduction in a long-term strategy. *Biol. J. Linnean Soc.* 77: 329-340.
- Henriques, J.F. 2010. *Contaminação de cadeias tróficas em zonas húmidas: implicações para a conservação*. Master thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.

- Houston, A.I., McNamara, J.M. 1994. Models of diving and data from otters: comments on Nolet *et al.* (1993). *J. Anim. Ecol.* 63: 1004-1006.
- ICN 2006. *Lutra lutra*. Fauna. Ficha de caracterização ecológica e de gestão. Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- ICN 2008. *Lutra lutra*. Report on the main results of the surveillance under article 11 for annex II, IV and V species (Annex B). Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- IPIMAR 1994. Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal. I.P.I.M. Lisboa. (Publicações avulsas do IPIMAR; 1).
- Kranz, A. 1994. Otters recovering - threats increasing. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 10: 28-30.
- Kruuk, H. 1995. Wild otters. *Predation and population*. University Press. Oxford.
- Kruuk, H. 2006. *Otters ecology behaviour and conservation*. Oxford University Press. Oxford.
- Kruuk, H., Conroy, J.W.H., Glimmerveen, U., Ouwerkerk, E.J. 1986. The use of spraints to survey populations of otter *Lutra lutra*. *Biol. Conserv.* 35: 187-194.
- Lopes, M. 1999. *Situação da lontra (Lutra lutra Linnaeus, 1758) no Parque Natural do Guadiana*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Macdonald, S.M. 1983. The status of the otter (*Lutra lutra*) in the British Isles. *Mammal Rev.* 13: 11-23.
- Macdonald, S.M., Mason, C.F. 1982. The otter *Lutra lutra* in central Portugal. *Biol. Conserv.* 22: 207-215.
- MacDonald, S.M., Mason, C.F. 1994. *Status and conservation needs of the otter (Lutra lutra) in the Western Palearctic*. Council of Europe Press. Nature and Environment. Strasbourg.
- Macdonald, S.M. 1994. Meeting of European Section OSG. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 10: 10-14.
- Magalhães, M.F., Beja P., Canas, C., Collares-Pereira, M.J. 2002. Functional heterogeneity of dry-season refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Fresh. Biol.* 47: 1919-1934.
- Magalhães, M.F., Beja, P., Schlosser, I.J., Collares-Pereira, M.J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Fresh. Biol.* 52: 1494-1510.
- Marques C. 2010. *Depleção de presas pela lontra euroasiática (Lutra lutra) numa ribeira mediterrânea durante a seca estival*. Master thesis. Universidade de Évora. Evora.
- Marques, C., Rosalino, L.M., Santos-Reis, M. 2007. Otter predation in a trout fish farm of central-east Portugal: preference for 'fast-food'? *River Res. Appl.* 23: 1147-1153.
- Mason, C.F., Macdonald, S.M. 1986. *Otters, conservation and ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Matos, H. 1999. *Aspectos da ecologia da lontra (Lutra lutra) em ribeiras intermitentes num sector da bacia do rio Sado (SO Portugal)*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Michelot, J.L., Bendelé, R. 1995. Statut de la loutre dans le bassin du Rhône et le Département de l'Ardèche. *Cah. Ethol.* 15: 223-232.
- Novaes, A. 2005. *Ecologia da Lontra (Lutra lutra L.): chaves de identificação de peixes consumidos, dieta no rio Paiva e actividades científicas e investigativas no ensino*. PhD thesis. Universidade de Coimbra. Coimbra.
- Oliveira, M., Pedroso, N., Sales-Luís, T., Santos-Reis, M., Tavares, L., Vilela, C.L. 2009. Evidence of antimicrobial resistance in Eurasian otter (*Lutra lutra Linnaeus, 1758*) fecal bacteria in Portugal. In: *Wildlife: Destruction, Conservation and Biodiversity*. J.D. Harris, P.L. Brown (Ed.): 201-221. Nova Science Publishers. Hauppauge, New York.
- Oliveira, M., Pedroso, N.M., Sales-Luís, T., Santos-Reis, M., Tavares, L., Vilela, C.L. 2010. Antimicrobial resistant *Salmonella* isolated from Eurasian otters (*Lutra lutra Linnaeus, 1758*) in Portugal. *J. Wildl. Dis.* 46(4): 1257-1261.
- Oliveira, M., Sales-Luís, T., Duarte, A., Nunes, S.F., Carneiro, C., Tenreiro, T., Tenreiro, R., Santos-Reis, M., Tavares L., Vilela, C.L. 2008. First assessment of microbial diversity in faecal microflora of *Lutra lutra* in Portugal. *Eur. J. Wildl. Res.* 54: 245-252.
- Oliveira, M., Sales-Luís, T., Semedo-Lemsaddek, T., Ribeiro, T., Pedroso, N.M., Tavares, L., Vilela, C.L. 2011. Antimicrobial Resistant Aeromonas Isolated from Eurasian Otters (*Lutra lutra Linnaeus, 1758*) in Portugal. In: *Animal Diversity, Natural History and Conservation Vol 1*. V. Gupta (Ed.): 123-144. Daya Publishing House. Delhi.
- Olsson, M., Sandegren, F. 1991. Otter survival and toxic chemicals: implication for otter conservation programmes. *Habitat* 6: 191-200.
- Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. 2007. *Atlas & Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SECEM-SECEMU. Madrid.
- Pedrosa, M. 2000. *Aspectos da ecologia da lontra (Lutra lutra) em ambientes aquáticos de Vilamoura (sul de Portugal)*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Pedroso, N.M. 1997. *A lontra (Lutra lutra Linnaeus, 1758) na barragem da Aguiarica*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Pedroso, N.M., Sales-Luís, T., Santos-Reis, M. 2007. Use of Aguiarica Dam by Eurasian otters in Central Portugal. *Folia Zool.* 56(4): 365-377.
- Pedroso, N.M. 2012. *Otters and Dams in Mediterranean Habitats: a Conservation Ecology Approach*. PhD thesis. Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Pedroso, N.M., Marques, T.A., Santos-Reis, M. 2013. The response of otters to environmental changes imposed by the construction of large dams. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24(1): 66-80.
- Pedroso, N.M., Santos-Reis M. 2006. Summer Diet of Eurasian Otters in Large Dams of South Portugal. *Hystrix* 17(2): 117-128.
- Pedroso, N.M., Santos-Reis, M., 2009. Assessing otter presence in dams: A Methodological proposal. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 26: 97-109.
- Prenda, J., López-Nieves, P., Bravo, R. 2001. Conservation of otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean area: the importance of habitat quality and temporal variation in water availability. *Aquat. Conserv.* 11: 343-355.
- Prenda, J., Granado-Lorencio, C. 1995. The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. spraiting activity in a small Mediterranean catchment. *Biol. Conserv.* 76: 9-15.
- Quaglietta, L., Martins, B.H., De Jongh, A., Mira, A., Boitani, L. 2012. A low-cost GPS GSM/GPRS telemetry system: performance in stationary field tests and preliminary data on wild otters (*Lutra lutra*). *PLoS one* 7(1): e29235.
- Quaglietta, L., Fonseca, V.C., Hájková, P., Mira, A., Boitani, L.. 2013. Fine-scale population genetic structure and short-range sex-biased dispersal in a solitary carnivore, *Lutra lutra*. *J. Mammal.* 94(3): 561-571.

- Ramos, M.A., Pereira, T.M. 1981. Um novo Astacidae para a fauna Portuguesa *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). *Bol. Instituto Nac. Investig. e Pescas*: 6: 37-47.
- Reuther, C. 1977. *Der Fischotter, Lutra lutra (Linné, 1758) – Biologie, Status und Schutz am Beispiel des Harzes*. Mitteilungen aus dem Ergänzungsstudium Ökologische Umweltsicherung Vol. 3. Witzenhausen.
- Reuther, C., Dolch, D., Green, R., Jahrl, J., Jefferies, D., Krekemeyer, A., Kucerova, M., Madsen, A.B., Romanowski, J., Röche, K., Ruiz-Olmo, J., Teubner, J., Trindade, A. 2000. Surveying and Monitoring Distribution and Population Trends of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). Guidelines and Evaluation of the Standard Method Surveys as recommended by the European Section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group. *Habitat* 12: 1-148.
- Reuther, C., Hilton-Taylor, C. 2004. *Lutra lutra*. In: *IUCN 2007. 2007 IUCN Red List of Threatened Species*. Disponible en Web: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M.J., Moyle, P.B. 2008. Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biol. Invasions*. 10(1):89-102.
- Robitaille, J.F., Laurence, S. 2002. Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and in France in relation to landscape characteristics. *Anim. Conserv.* 5: 337-344.
- Roos, A., Greyerz, E., Olsson, M., Sandegren, F. 2001. The otter (*Lutra lutra*) in Sweden – population trends in relation to (RDDT and total PCB concentrations during 1968–1999. *Environ. Pollut.* 111: 457–469.
- Ruiz-Olmo, J., Delibes, M. 1998. *La nutria en España ante el horizonte del año 2000*. SECEM. Málaga.
- Ruiz-Olmo, J., Jiménez, J. 2009. Diet diversity and breeding of top predators are determined by habitat stability and structure: a case study with the Eurasian otter (*Lutra lutra* L.). *Eur. J. Wildl. Res.* 55 (2): 133–144.
- Ruiz-Olmo, J., Lopez-Martin, J.M., Palazon, S. 2001. The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. *J. Zoology, London* 254: 325–336.
- Sales-Luís, T. 1998. Análise comparativa da utilização dos recursos de uma barragem e seus tributários pela lontra – Barragem da Aguiaria. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Sales-Luís, T. 2011. Patterns of otter (*Lutra lutra*) distribution and man-otter conflicts in river Sado basin: conservation implications. PhD Thesis. Lisbon University. Lisbon.
- Sales-Luís, T., Bissonette, J.A., Santos-Reis, M. 2012. Conservation of Mediterranean otters: the influence of map scale resolution. *Biodiver. Conserv.* 21: 2061–2073.
- Sales-Luís, T., Freitas, D., Santos-Reis, M. 2009. Key landscape factors for Eurasian otter *Lutra lutra* visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. *Eur. J. Wildl. Res.* 55: 345–355.
- Sales-Luís, T., Freitas, D., Rosalino, L.M., Marques, C., Santos-Reis, M. 2011. Fish farms and otter predation: the role of environment and management options. In *Fish Farms: Management, Disease Control and the Environment*. G.L. Andrews, L.A. Vexton (Eds.). Nova Science Publishers. Hauppauge, New York.
- Sales-Luís T., Pedroso N.M., Santos-Reis M., 2007. Prey availability and diet of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) on a large reservoir and associated tributaries. *Can. J. Zool.* 85(11): 1125–1135.
- Salgueiro, V. 2009. *Variabilidade temporal na disponibilidade de presas e dieta da lontra em ribeiras intermitentes na serra de Grândola: implicações de conservação*. Master thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Salyers, A., Shoemaker, N.B. 2006. Reservoirs of antibiotic resistance genes. *Anim. Biotechnol.* 17: 137–146.
- Santos, F.D., Forbes, K., Moita, R. 2002. *Climate Change in Portugal: Scenarios, Impacts and Adaptation Measures*. SIAM Project. Gradiva. Lisboa.
- Santos, M.J., Pedroso, N.M., Ferreira, J.P., Matos, H.M., Sales-Luís, T., Pereira, I., Baltazar, C., Grilo, C., Cândido, A.T., Sousa, I., Santos-Reis, M. 2008. Assessing dam implementation impact on threatened carnivores: the case of Alqueva in SE Portugal. *Environ. Monit. Assess.* 142: 47–64.
- Santos, R., Antunes, P., Baptista, G., Mateus, P., Madruga, L. 2006. Stakeholder participation in the design of environmental policy mixes. *Ecol. Econ.* 60(1): 100–110.
- Santos-Reis, M., Ferreira, J.P., Pedroso, N.M., 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, 2<sup>a</sup> Fase de Monitorização. Programa de Minimização para o Património Natural da área de regolho de Alqueva e Pedrógão. Centro de Biologia Ambiental - Centro de Estudos da Avifauna Ibérica. Lisboa.
- Santos-Reis, M., Freitas, D., Sales-Luís, T. 2007. Man-otter conflict in Portuguese fisheries: introducing a comprehensive approach. In: *Proceedings of the European Otter Survival Fund*. J.W.H. Conroy, J. Gutleb, J. Ruiz-Olmo, G.M. Yoxon. (Eds.). Isle of Skye, UK. (J. Intern. Otter Survival Fund ; 2).
- Santos-Reis, M., Trindade, A., Beja, P.R. 1995. Situation et état des recherches sur la loutre au Portugal. *Cah. Ethol.* 15 (2-4): 181-194.
- Santos-Reis, M. 1983. Present situation and conservancy of the river otter (*Lutra lutra* L. 1758) in Portugal. *3<sup>rd</sup> International Otter Symposium*. Strasburg.
- Santos-Reis, M., Santos, R., Antunes, P., Sales-Luís, T., Gomes, J., Freitas, D., Madruga, L. (2013). Reconciliation of the conflict between otters and fish farmers: lessons from Sado estuary in Portugal. In: *Human Wildlife Conflicts in Europe Fisheries and Fish-eating Vertebrates as a Model Case*. R. Klenke, I. Ring, A. Kranz, N. Jepsen, F. Rauschmayer, K. Henle (Eds.): 49-78. Springer. Berlin.
- Sayah, R.S., Kaneene, J.B., Johnson, Y., Miller, R. 2005. Patterns of Antimicrobial Resistance Observed in *Escherichia coli* Isolates Obtained from Domestic- and Wild-Animal Fecal Samples, Human Septage, and Surface Water. *Appl. Environ. Microbiol.* 71: 1394–1404.
- Seabra, A.F. 1900. Mamíferos de Portugal no Museu de Lisboa. *Jornal Ciênc. Matemáticas, Físicas Nat.* 6: 90-115.
- Seabra, A.F. 1924. Études sur la faune mammalogique du Portugal. Note sur la synonymie des mammifères carnivores. *Mem. Estudos Zoológicos da Univ. Coimbra* 3: 1-16.
- Semedo-Lemsaddek, T., Nóbrega, C.S., Ribeiro, T., Pedroso, N.M., Sales-Luís, T., Lemsaddek, A., Tenreiro, R., Tavares, L., Vilalva, C.L., Oliveira, M. 2013. Virulence traits and antibiotic resistance among enterococci isolated from Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Vet. Microbiol.* 163: 378–382.
- Silva, C. 1999. *Predação por lontra, Lutra lutra L., em habitats estivais de uma ribeira intermitente Mediterrânea*. Graduation thesis. Universidade do Algarve. Faro.
- Simões, P. 1977. *Uma população de lontras do litoral português*. Boletim da LPN. 16: 17-19.
- Simões-Graça, M.A., Ferrand d'Almeida, F. 1983. Contribuição para o conhecimento da lontra (*Lutra lutra* L.) num sector da bacia do Rio Mondego. *Cienc. Biol.* 5: 33-42.
- Simpson, V.R. 2000. Veterinary advances in the investigation of wildlife diseases in Britain. *Res. Vet. Sci.* 69: 11-16.

- Skurnik, D., Ruimy, R., Andremont, A., Amorin, C., Rouquet, P., Picard, B., Denamur, E. 2006. Effect of human vicinity on antimicrobial resistance and integrons in animal fecal *Escherichia coli*. *J. Antimicrob. Chemother.* 57: 1215-1219.
- SNPRCN 1990. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal: Vol. I – Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios*. Secretaria de Estado do Ambiente e Defesa do Consumidor. Lisboa.
- Sousa, M.N. 1995. *Ecologia e conservação da lontra (*Lutra lutra Linnaeus, 1758*) na área do Parque Natural da Serra da Estrela*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Rodrigues, D., Simões, L., Mullins, J., Goebel, J., Mendes, R., Moreira, F., Duarte, R., Gonçalves, S., Lampa, S., Fernandes, C., Rebelo, R., Santos-Reis, M. 2013. The American mink (*Neovison vison*) in Portugal: current status and ecological insights. *Wild Musteloid Conference; WildCRU and IUCN/SSC Otter and Small Carnivore Specialist Group*. Oxford. 18-12 March 2013.
- Tablado, Z., Tella, J., Sanchez-Zapata, J., Hiraldo, F. 2010. The Paradox of the Long-Term Positive Effects of a North American Crayfish on a European Community of Predators. *Conserv. Biol.* 24: 1230-1238.
- Trigo, M.I. 1994. *Predação por lontra (*Lutra lutra Linnaeus, 1758*) em pisciculturas do estuário do Mira*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Trindade, A. 1987. *A lontra in Alguns Vertebrados do Parque Natural da Peneda-Gerês*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza. Lisboa.
- Trindade, A. 1989. Some research projects on otters in Portugal. *Habitat* 6: 263-264.
- Trindade, A. 1996. *A lontra Lutra lutra na Reserva Natural do Estuário do Sado*. DSCN/DEP. (Estudos de Biologia e Conservação da Natureza; 18).
- Trindade, A., Farinha, N., Florêncio, E. 1998. *A distribuição da lontra Lutra lutra em Portugal: situação em 1995*. DSCN/DEP. (Estudos de Biologia e Conservação da Natureza; 28).
- Trindade, G. 2002. *A lontra (*Lutra lutra Linnaeus, 1758*) na bacia hidrográfica do Sado: distribuição e análise dos arrozais como fonte de recursos tróficos*. Graduation thesis. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Vidal-Figueroa, T., Delibes, M. 1987. Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el Suroeste de Galicia y Noroeste de Portugal. *Ecología* 1:145-152.
- Yamaguchia, N., Gazzardb, D., Scholeyc, G., Macdonald, D.W. 2003. Concentrations and hazard assessment of PCBs, organochlorine pesticides and mercury in fish species from the upper Thames: River pollution and its potential effects on top predators. *Chemosphere* 50(3): 265-273.

# The French National otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) Action Plan

El Plan de Acción Nacional Frances de la nutria *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758)

*Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) igarabaren Frantziako Ekintza Plan Nazionala

**Rachel Kuhn<sup>1\*</sup>**

<sup>1</sup> Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères (SFEPM), France.

\* Corresponding author: rachelkuhn@yahoo.fr

## ABSTRACT

A National Action Plan for the Eurasian otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) was written in 2009 by the French Mammal Society (SFEPM) and will be implemented from 2010 until 2015. This project is part of the action plan policy of the French Ministry of Ecology (MEEDDM). The first part of the plan is a status report on otter in France and the second part presents the conservation strategy for the next five years. The main issues of the plan are the strengthening of the stakeholder network and the development of cooperation to improve re-search and conservation, a better circulation of knowledge about otter biology and conserva-tion issues, the implementation of actions to reduce otter mortality, protect and restore otter habitat and increase prey availability and the improvement of cohabitation between otter and aquaculture.

**KEYWORDS:** anthropogenic mortality, communication, fish-farming, habitat conservation, public policy.

## RESUMEN

El Plan de Acción Nacional para la nutria euroasiática *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) fue redactado en 2009 por la Sociedad de Mamíferos Francesa (SFEPM) y se está ejecutando durante el periodo 2010 - 2015. Este proyecto forma parte de la política de planes de acción del Ministerio Francés de Ecología (MEEDDM). La primera parte del plan es un informe de situación sobre la nutria en Francia y en la segunda parte se presenta la estrategia de conservación para los próximos cinco años. Los puntos principales del plan son el fortalecimiento de la red de colectivos involucrados y el desarrollo de la cooperación para mejorar la investigación y la conservación, una mejor difusión de los conocimientos acerca de los problemas de la biología y la conservación de la nutria, la implementación de acciones para reducir la mortalidad de la nutria, proteger y restaurar el hábitat de la nutria e incrementar la disponibilidad de presas y la mejora de la convivencia entre la nutria y la acuicultura.

**PALABRAS CLAVE:** mortalidad antropogénica, comunicación, piscicultura, conservación del hábitat, políticas públicas.

## LABURPENA

*Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) igaraba eurasiarrarentzako Ekintza Plan Nazionala 2009an idatzi zuen Ugaztunen Frantziako Sozietateak (SFEPM) eta 2010-2015 aldean ari dira gauzatzen. Proiektua Frantziako Ekologia Ministerioaren (MEEDDM) ekintza-planen politikaren baitan dago. Planaren lehen zatiak igarabak Frantziako bizi duen egoerari buruzko txostena jasotzen du. Bigarren zatian, aldiz, hurrengo bost urteotarako kontserbazio-estrategia dago jasota. Planaren puntu nagusiak honako hauek dira: gai horretan lanean ari diren kolektiboen sarea sendotzea eta lankidetza garatzea ikerketa eta kontserbazio hobea lortzeko, igarabaren biologiako eta kontserbazioko arazoei buruzko ezagutzak hobeto hedatzea, igarabaren heriotza-tasa gutxitzeko ekintzak ezartzeara, igarabaren habitata babestea eta suspertzea, harrapakinen eskuragarritasuna handitzea eta igarabaren eta akiukulturaren arteko elkarbizitza hobetzea.

**GAKO-HITZAK:** Heriotza-tasa antropogenikoa, komunikazioa, arrain-hazkuntza, habitataren kontserbazioa, politika publikoak.

## INTRODUCTION

In France, the Eurasian otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) used to be distributed over the whole country (except Corsica). The population declined sharply during the 20<sup>th</sup> century because of intensive trapping and destruction of the habitat. Protected since 1972, the otter is now recovering. However, this recovery is very slow because of the slow recruitment of the species and the persistence of threats like habitat destruction and road mortality. The otter is still absent from half of the country and is rare in many regions. The parts of the country where the otter is still missing are, in the majority, less suitable (higher human density, higher road traffic, lower ecological quality of the aquatic ecosystems).

The otter has become a flagship species and its popularity could be used to promote aquatic ecosystem conservation projects. In France, the number of local monitoring

and conservation projects has increased in the last ten years (Jacques *et al.*, 2005). However, there are discrepancies between regions and sometimes a lack of coordination and communication at a local and national level.

Also, not everybody is happy to see the otter coming back. Indeed fish-farmers are worried because of the damages that otters are sometimes causing on fish-farms (Leblanc, 2003).

For all those reasons, the Ministry of Ecology (MEEDDM) entrusted the French Mammal Society (SFEPM) with the writing of a National Action Plan for the Eurasian Otter (Kuhn, 2009).

The main issues of the action plan are:

- The strengthening of the stakeholder network and the development of cooperation to improve research and conservation,

- A better circulation of knowledge about otter biology and conservation issues,
- The implementation of actions to reduce otter mortality, protect and restore otter habitat and increase prey availability,
- The improvement of cohabitation between otter and aquaculture.

The long term goal is the preservation of otter populations and re-colonization of the former home range, under the best possible coexisting conditions with human activities.

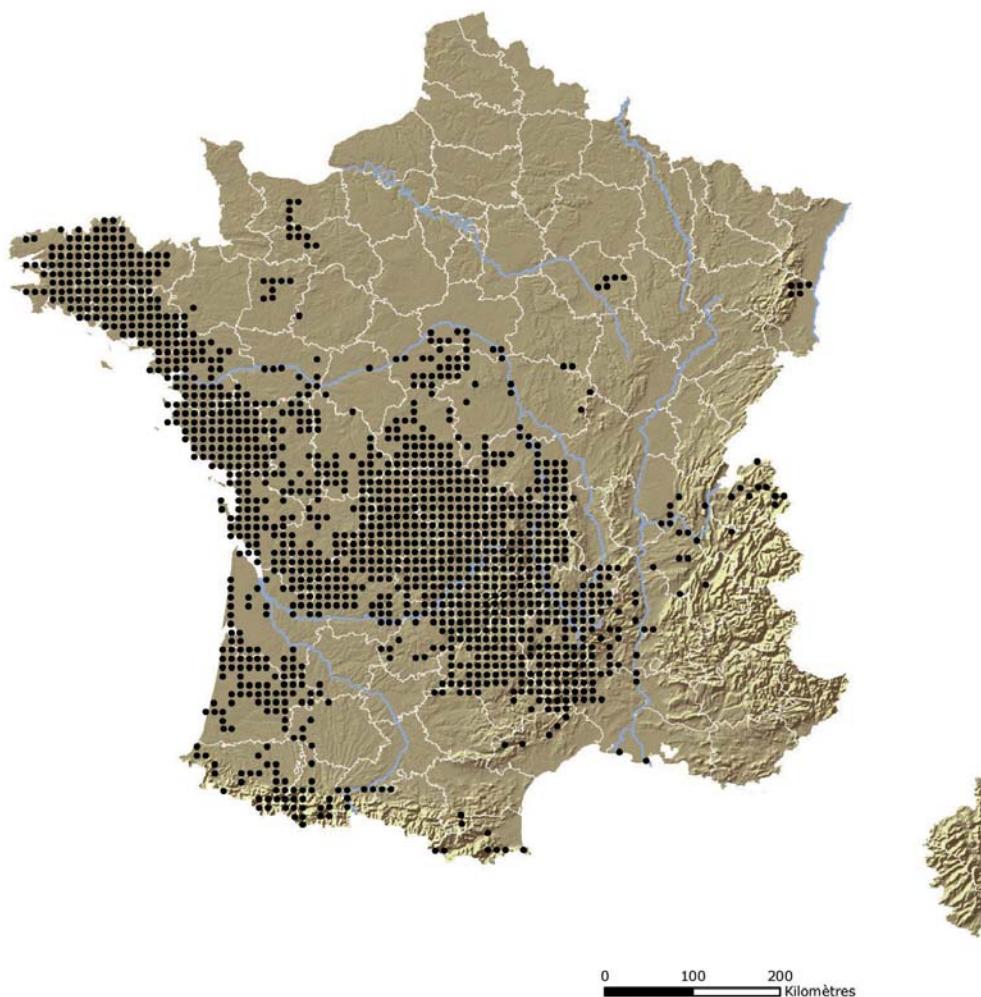
## OTTER DISTRIBUTION IN FRANCE

In the eighties, the otter survived almost only in the Massif Central and in some parts of the Atlantic coast, which are regions with low human density and/or high food availability. Some small isolated populations also remained, particularly in the north of France. The two main populations started to expand in the nineties and are now joining each other (Rosoux & De Bellefroid, 2006), whereas most of the small isolated populations disappeared (Fig. 1). An average re-colonization speed of 3.8 km/year, with maximum values of 10 km/year, was observed in the

region Limousin, which is now almost entirely re-colonized (Dohogne & Le-blanc, 2005, Leblanc *et al.*, 2005).

The otter also became common in the neighbouring region Auvergne (Bouchardy, 2001). In the region Centre, the otter occurs in more than half of the department of Indre at the foot of the Massif Central (Dohogne & Rosoux, 2006) and expands northwards and also along the river Loire. Actually, the population of the Massif Central expands in all directions. In Rhône-Alpes, the otter is now common in the department of Ardèche and also "reappeared" in the Alps (Bouché, 2008). In the regions Languedoc-Roussillon and Midi-Pyrénées, the otter occurs almost only in the southern part of the Massif Central and in the Pyrénées mountains (Cassoudebat *et al.*, 2005, Defos Du Rau *et al.*, 2005, Janssens, 2006, Janssens *et al.*, 2008). The situation is quite unclear in Provence-Alpes-Côte d'Azur where otter occurrence seems to be sporadic (Mathevet *et al.*, 2005).

The otter occurs in many parts of the region Aquitaine but its distribution is apparently scattered. In the northeast of the region, the re-colonization of the department of Dordogne allowed the connection between the Atlantic and the Massif Central population. Northwards, the region Poitou-Charentes is becoming the main "meeting point"



**Fig. 1.** - Otter distribution in France (Kuhn, 2009). © SFEPM/MNHN.

**Fig. 1.** - Otter distribution in France (Kuhn, 2009). © SFEPM/MNHN.

between the otters descending from the mountain and those coming from the coast. Otters are abundant in the coastal part of the Pays-de-Loire but rare in the rest of the region (Texier & Varenne, 2009). The otter has now re-colonized almost the whole Bretagne except the department of Ile-et-Vilaine (Simonnet & Caroff, 2009). The species also occurs in some islands of the Atlantic coast (Kuhn, 2001, Mercier, 2003, Simonnet, 2006).

In Basse-Normandie, whereas the otter disappeared from the department of Manche, the small population of the department of Orne not only survived but expanded and began to re-colonize the neighbouring department of Calvados, following the course of the river Orne (Harivel, 2008). A small isolated population holds its ground in Champagne-Ardenne. Remnants of a population are observed in Bourgogne but this region will probably soon be "supplanted" with individuals coming from the south (Varanguin & Sirugue, 2008). The otter officially disappeared from the regions Haute-Normandie, Picardie, Nord-Pas-de-Calais, Ile-de-France, Lorraine and Franche-Comté. In Alsace, where the species was also considered extinct, 6 individuals were released between 1998 and 2001 (Mercier, 2004) but this small population probably will not survive.

## **NEEDS OF THE SPECIES AND CONSERVATION STRATEGY**

Eurasian otters appear to be more flexible and more able to deal with human disturbances than thought to be. However, they need quiet places to rest and, most of all, to reproduce and raise their young. In places with important human activities, they particularly need good shelter. Food availability appears to be a very important limiting factor for otter populations. Population densities, and so chances to survive and to expand, increase with increasing prey availability. Eurasian otters have a low reproduction rate and a high natural mortality. So the addition of anthropogenic mortality to those natural factors could rapidly be critical. Road mortality appears to be a major threat.

The strategy presented in the action plan is divided into three parts: research, conservation and communication.

Considering the fact that the Eurasian otter is a quite well known species, the research part will be of minor importance, except for:

- Otter monitoring that should be developed using a standard method in order to update the distribution map regularly,
- The assessment of the potentiality for an area to be suitable for otters,
- The evaluation of the impact of otter predation on fish-farming and research of solutions.

It could be useful to improve the knowledge on sanitary risks (pathologies and impact of pollutants) and also on the effect of some factors (for example disturbance) but with a lower priority because those aspects have been well studied in the past and several other projects are already planned or on their way in France and in other

countries. The plan suggests to develop the use of genetic methods and also to study otters in coastal habitat in France, but this is optional.

The plan will concentrate on the "conservation" and "communication" part. Otter conservation first involves a reduction of anthropogenic mortality and also the conservation and restoration of the habitat (particularly prey availability). To achieve this, a better consideration of otter in public policy is necessary. The improvement of ecological status of water bodies required by the Water Framework Directive would benefit otters, in particular if the species is taken into account while setting priorities. A better use of the Natura 2000 network for otter conservation would also be welcome; the list of Natura 2000 sites where the species occurs has to be updated and the otter must be considered while setting conservation strategies. The principal cause of death, and thus the one that has to be taken into account first, is road mortality. Nevertheless, other causes of mortality (trapping, shooting, fyke nets, dog bites...) should not be ignored. Ecological corridors could allow a faster re-colonization of some areas and, the most important, a reconnection of isolated populations.

Communication, exchange of information, cooperation (also international cooperation) should be developed. It is also necessary to deepen education of the public and all the stakeholders involved (decision makers, road constructors, dam constructors, fish-farmers, fishermen, anglers, hunters, river managers, outdoor recreation organisers...).

A particular attention should be drawn to the conflict between otter and fish-farming. To handle this problem, it is recommended to compile knowledge on the subject, study otter behaviour around fish-farming facilities, test systems to protect fish-farms, educate fish-farmers and offer them technical and financial help to protect their facilities from otter predation. A national and international network of people working on this problem would be welcome.

## **STRUCTURE OF THE ACTION PLAN**

The plan, written in 2009, presents the current situation of the Eurasian otter in France, recent projects, organisations working on otters, existing networks and the measures to take for the next 5 years. The plan proposes 31 actions (10 for the category "research", 10 for the category "conservation" and 11 for the category "communication"). Those actions are aimed to fulfil 5 specific objectives:

- Objective I: Improve the knowledge on the Eurasian otter, its distribution and the re-colonization possibilities and also develop efficient and standardized study methods,
- Objective II: Find solutions to coexisting problems between otter and human activities,
- Objective III: Improve the conservation status, in particular by means of measures to protect/restore the habitat and actions to reduce anthropogenic mortality,
- Objective IV: Inform, train and educate the decision makers, the wetlands and aquatic resources users and the public,

- Objective V: Coordinate the actions and promote cooperation for otter research and conservation, through data centralisation and creation of a network of stakeholders and partners.

Each action is presented in a sheet including a degree of priority (from 1 to 3), the specific objective the action belongs to, the category (research, conservation or communication), the schedule, the context, the objective of the action, a description, the method, links with other actions of the plan, indicators to follow and evaluate the implementation, if possible a cost evaluation, potential partners (technical and financial) and eventually links with other action plans and references. For examples of actions see Table I.

## IMPLEMENTATION OF THE ACTION PLAN

The implementation of the plan starts in autumn 2010. After having written the action plan, the SFEPM was chosen by the Ministry of Ecology (MEEDDM) to be the operator of the plan. Its mission will be: coordination of the implementation, running of a stakeholder network, communication, centralisation of information, writing of annual reports, fund-raising... A full time position has been opened to coordinate the implementation at a national level. The DREAL Limousin (regional agency of the MEEDDM) supervises the implementation at a local and at a national level on behalf of the MEEDDM who decided to decentralize the national supervision of the action plans. The

Limousin, situated in the Massif Central, has been chosen because it is the region with the healthiest otter population in France (almost 100% of the surface covered with signs) and because of its history in otter conservation (e.g. national otter conference in Limoges in 2004, unique experience in France of protecting fish-farms from predation by otters...).

Also, a National Steering Comity (Comité de Pilotage National) follows and evaluates the implementation and validates the decisions. This comity is made of representatives of the MEEDDM, Ministry of Agriculture, DREALs, MNHN (National Natural History Museum), ONCFS (French national agency for hunting and wildlife), ONEMA (French national agency for water and aquatic environments), ONF (National forest agency), nature reservations and parks, nature conservation organisations, scientists, road constructors, fishermen, anglers, fish-farmers, hunters, canoeing federation... The members of this comity meet between once and twice a year. The implementation gets financial support from the MEEDDM but additional funds have to be raised. Each DREAL is responsible of the implementation in its region. Local organisations are invited to submit projects in accordance with the action plan. A couple of documents and communication tools (technical reports, flyers, exhibition...) on different topics (otter biology, habitat conservation, road traffic, fish-farming...) and for different target audience (public, decision-makers, road constructors, fish-farmers, river managers...) will be provided by the operator.

Category	Specific objective	Number	Title	Priority	Schedule					
					2010	2011	2012	2013	2014	2015
Research	I	1	Update the distribution map	1	x	x	x	x	x	x
		4	Develop the use of genetic methods	3	x	x	x	x	x	x
		6	Assess the potential for an area to be suitable for otters	1	x	x				
		7	Study sanitary risks in otters	2			x	x	x	x
Conservation	II	10	Test systems to protect fish-farms from otters	1		x	x	x		
		11	Evaluate and improve the consideration of otters in public policy	1	x	x	x	x	x	x
		14	Create ecological corridors for otters	1	x	x	x	x	x	x
		15	Edit a technical guide for aquatic ecosystems management	1	x	x	x	x	x	x
		17	Reduce road mortality	1	x	x	x	x	x	x
		19	Avoid mortality due to trapping and hunting	3			x	x	x	x
Communication	III	20	Create otter havens	2	x	x	x	x	x	x
		21	Develop communication tools and implement education programs	2		x	x	x	x	x
		22	Promote a good coexistence between otters and outdoor recreational activities	3			x	x	x	x
		23	Compile a report on "otter and fish-farming"	1	x	x				
		24	Bring assistance to fish-farmers	1	x	x	x	x	x	x
		26	Create a system to collect otters found dead	1	x	x	x	x	x	x
V	IV	29	Improve local and national coordination	1	x	x	x	x	x	x

Table 1. - Examples of actions from the French National Otter Action Plan.

Tabla 1. - Ejemplos de acciones del Plan de Acción Nacional Francés de la nutria.

## ACKNOWLEDGEMENTS

Special recognition must be given to all the people who participated in the writing and editing of the action plan and, of course, to all those who will participate in its implementation. Many thanks to Hélène Jacques and François Moutou for proofreading this manuscript.

## BIBLIOGRAPHY

- Bouchardy C. 2001. *La loutre d'Europe, histoire d'une sauvegarde*. Catiche Productions/Libris.
- Bouche J. 2008. Loutre d'Europe *Lutra lutra* en Rhône-Alpes: point sur les observations en 2008 et contribution à l'actualisation de sa répartition en 2003-2007. *Le Bièvre* 22: 5-15.
- Cassoudebat L., Martin S., Molinier A., Tessier M., Bertrand A. 2005. Statut et conservation de la Loutre (*Lutra lutra*) en région Midi-Pyrénées. *Arvicola* 17: 9-16.
- Defos du Rau P., Cano S., Doukhan G., Gomes R., Gonzalez E., Lacout P. 2005. Contribution à l'actualisation des connaissances sur la répartition de la Loutre d'Europe en région Midi-Pyrénées. La Conservation de la Loutre, actes du XXVIIème Colloque Francophone de Mammalogie de la SFEPM. Limoges: 63-70.
- Dohogne R., Leblanc F. 2005. *Actualisation de la répartition de la Loutre d'Europe (Lutra lutra) en Limousin*. Rapport GMHL.
- Dohogne R., Rosoux R. 2006. La Loutre (*Lutra lutra*) dans le département de l'Indre, évolution du statut et répartition actuelle. *Symbiose* 16: 55-59.
- Harivel R. 2008. *Etude de la répartition de la Loutre d'Europe (Lutra lutra) sur l'Orne et ses affluents (14-61)*. Rapport CPIE des Collines Normandes. 16 pp (+ annexes).
- Jacques H., Leblanc F., Moutou F. (Eds.) 2005. *La Conservation de la Loutre*. XXVIIème Colloque Francophone de Mammalogie de la SFEPM, Limoges, 2004. SFEPM/GMHL.
- Janssens X. 2006. *Monitoring and predicting elusive species colonisation: application to the otter in the Cévennes National Park (France)*. Thèse de Doctorat. Université catholique de Louvain. Louvain.
- Janssens X., Fontaine M.C., Michaux J.R., Libois R., DE Ker-mabon J., Defourny P., Baret P.V. 2008. Genetic pattern of the recent recovery of European otters in southern France. *Eco-graphy* 31: 176-186.
- Kuhn R.A. 2001. *Etude de l'occupation et de l'utilisation des ressources trophiques de deux milieux côtiers de la façade atlantique par la Loutre d'Europe (*Lutra lutra*): la Baie de l'Aiguillon et l'Île d'Oléron (France)*. Mémoire de DES. Unité de Recherches Zoogéographiques, Université de Liège. Liège.
- Kuhn R. 2009. *Plan National d'Actions pour la Loutre d'Europe (Lutra lutra), 2010-2015*. SFEPM/MEEDDM.
- Leblanc F. 2003. Protecting Fish Farms from Predation by the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in the Limousin region of Central France: First Results. *IUCN Otter Specialist Group Bull.* 20: 45-48.
- Leblanc F., Dohogne R., Guischer V., Thuaire N., Bellanger C., Constant J. 2005. *Actualisation de la répartition de la Loutre d'Europe en Limousin (2003/2004)*. La Conservation de la Loutre, actes du XXVIIème Colloque Francophone de Mammalogie de la SFEPM. Limoges: 9-28.
- Mathevet R., Olivier A., Lucchesi J.L. 2005. *La Loutre d'Europe dans le Grand Delta du Rhône: historique et perspectives*. La Conservation de la Loutre, actes du XXVIIème Colloque Francophone de Mammalogie de la SFEPM. Limoges: 47-54.
- Mercier L. 2003. Régime alimentaire de la Loutre, *Lutra lutra*, sur l'île de Noirmoutier (Vendée). *Le Naturaliste Vendéen* 3: 121-131.
- Mercier L. 2004. Bilan de la réintroduction de la Loutre *Lutra lutra* (Linné, 1758) en Alsace, France. *Bull. Soc. Hist. Nat. Ethnol. Colmar* 65: 117-134.
- Rosoux R., De Bellefroid M.N. 2006. Le retour de la loutre en France. *Symbiose* 16: 60-62.
- Simonnet F. 2006. Loutre d'Europe, la reconquête des rivières. *Rev. Inf. eaux rivières* (suppl. Spécial): 14-17.
- Simonnet F., Caroff C. 2009. *Contrat-Nature, Mammifères Semi-aquatiques de Bretagne*. Bilan 2005-2008. Rapport GMB.
- Texier A., Varenne F. 2009. La Loutre d'Europe. In: *Mammifères, Amphibiens et Reptiles prioritaires en Pays de la Loire*. B. Marchadour (Ed.): 50-51. Coordination régionale LPO Pays de la Loire/Conseil Régional des Pays de la Loire.
- Varanguin N., Sirugue D. 2008. Vers une reconquête des rivières par la Loutre en Bourgogne. *Rev. Sci. Bourgogne-Nature* 8: 205-227.









**ARANZADI**

zientzia elkartea . sociedad de ciencias  
society of sciences . société de sciences



Arabako Foru  
Aldundia  
Diputación  
Foral de Álava



Centro  
de Estudios Ambientales  
**CEA**  
Ingurugiro  
Gaietarako Ikastegia

Universidad  
del País Vasco  
Euskal Herriko  
Unibertsitatea

