

EL SARRIO PIRENAICO  
*Rupicapra p.pyrenaica*:  
BIOLOGÍA, PATOLOGÍA Y GESTIÓN



**Editores:**  
**JUAN HERRERO**  
**EMILIO ESCUDERO**  
**DANIEL FERNÁNDEZ DE LUCO**  
**RICARDO GARCÍA-GONZÁLEZ**

**Publicaciones del Consejo de Protección  
de la Naturaleza de Aragón**

**SERIE: INVESTIGACIÓN**



# EL SARRIO PIRENAICO

## *Rupicapra p.pyrenaica:*

# BIOLOGÍA, PATOLOGÍA Y GESTIÓN

*Editores:*

Juan Herrero (Escuela Politécnica Superior, Universidad de Zaragoza)

Emilio Escudero (Gobierno de Aragón)

Daniel Fernández de Luco (Facultad de Veterinaria, Universidad de Zaragoza)

Ricardo García-González (Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC)

*Editora asociada:*

Alicia García-Serrano (Ega Consultores en Vida Silvestre)

Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón

SERIE: INVESTIGACIÓN

*Foto portada:*

Javier Ara

ISBN: 84-89862-47-8  
Depósito legal: Z-3252-04

3ª Edición.

*Coordinación y diseño de la colección:*  
Francisco Pellicer Corellano

*Edita:*  
Consejo de Protección  
de la Naturaleza de Aragón

*Imprime:*  
Gráficas Mola SCI  
Pol. Ind. Valdeconsejo. C/Monte Perdido, parc. 14C, nave 3B  
50410 Cuarte de Huerva (Zaragoza)

*Esta obra está dedicada a todos los guardas que con su esfuerzo y dedicación han ayudado al florecimiento de las poblaciones de sarrío en toda la cadena pirenaica.*



## ÍNDICE GENERAL

Presentación de la obra por los editores / <i>Presentation of the book by the editors</i> .....	09
Prólogo / <i>Prologue</i> . Claude Berducou .....	11

### **Gestión y seguimiento demográfico / *Management and demographic survey***

1. El sarrío en el Principado de Andorra. Estado de las poblaciones, gestión y perspectivas / <i>Pyrenean chamois in the Principality of Andorra. Population status, management and perspectives</i> . J. Solà, L. Riba .....	13
2. Situation des populations d'isard dans les Pyrénées françaises / <i>Estado de las poblaciones de sarrío en el Pirineo francés</i> . Dominique Dubray .....	23
3. Estatus y gestión del sarrío en el Pirineo catalán / <i>Status and management of the Pyrenean chamois in the catalan Pyrenees</i> . Josep M. López-Martín, Ricard Casanovas, Jordi García-Petit, Jordi Xifra, Joan Curià, Jordi Canut.....	43
4. Veinte años de seguimiento poblacional del sarrío en Navarra (1992-2011) / <i>Twenty years of research and survey on Pyrenean chamois in the navarrian Pyrenees</i> . Zigor Arteaga, Juan Herrero, Inazio Garin, Carlos Prada, Olatz Fernández-Arberas, Alicia García-Serrano .....	55
5. Gestión y seguimiento demográfico del sarrío en el Pirineo aragonés / <i>Management and survey of the Pyrenean chamois in the aragonian Pyrenees</i> . C. Prada, A. García-Serrano, O. Fernández, Z. Arteaga, E. Escudero, J.L. Alarcón, J. Herrero.....	63
6. Captura y manejo del rebeco / <i>Pyrenean chamois capture and management</i> . J.R. López-Olvera, I. Marco, S. Lavín .....	79

### **Patología / *Pathology***

7. Seguimiento sanitario del sarrío en el Principado de Andorra. Metodología, resultados y aplicaciones / <i>Sanitary survey of Pyrenean chamois in the Principality of Andorra. Methodology, results and applications</i> . L. Riba, J. Solà .....	101
8. Le suivi sanitaire des isards des Pyrénées françaises assuré par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage / <i>La vigilancia sanitaria del sarrío en el Pirineo francés supervisado por la Oficina Nacional de la Caza y de la Fauna Silvestre (ONCFS)</i> . Philippe Gibert .....	109

9. El seguimiento sanitario del rebeco en el Pirineo catalán / <i>Sanitary survey of Pyrenean chamois in the catalan Pyrenees</i> . Ignasi Marco, Jorge Ramón López, Santiago Lavín.....	131
10. Estudio sanitario del sarrío en el Pirineo aragonés (2000-2011) / <i>Sanitary survey of Pyrenean chamois in the aragonian Pyrenees (2000-2011)</i> . MaríaCruz Arnal, David Martínez-Durán, Miguel Revilla, Daniel Fernández de Luco.....	141

### **Biología / Biology**

11. Análisis genético del sarrío pirenaico / <i>Genetical analysis of the Pyrenean chamois</i> . Begoña Jugo, Jon Álvarez-Busto.....	155
12. Démographie comparée du chamois et de l'isard / <i>Compared demography of Alpine and Pyrenean chamois</i> . A. Loison.....	163
13. La alimentación del sarrío en el Pirineo central / <i>The foods of Pyrenean chamois in the central Pyrenees</i> . A. Aldezabal, R. García-González.....	197
14. Influencia de algunos factores antrópicos y ambientales sobre la calidad del trofeo del sarrío / <i>Análisis of Pyrenean chamois trophies</i> . R. García-González, J. Herrero, N. Gañán, Y. Hernández, S. Couto.....	221
15. Variations de la reproduction en fonction de l'âge chez les femelles, dans une population d'isards protégée du Parc National des Pyrénées / <i>Variations in reproduction affected by females'age in a protected Pyrenean chamois population of the Pyrenees National Park</i> . J.-P. Crampe, P. Caens, E. Florence, J.-M. Gaillard, A. Loison.....	239
16. Résultats préliminaires sur l'organisation spatiale de femelles d'isard dans une population du Parc National des Pyrénées / <i>Preliminary research of the spatial organization of female Pyrenean chamois in a population from the Parc National des Pyrénées</i> . J.-P. Crampe, P. Caens, E. Florence, J.-F. Gérard, G. Gonzalez, E. Serrano.....	255

<b>Conclusiones y recomendaciones de las Primeras Jornadas pirenaicas sobre el sarrío / <i>Conclusions and recommendations from the First Meeting on Pyrenean chamois</i></b> .....	277
---	-----

<b>Anejo fotográfico / <i>Photographic annexe</i></b> .....	289
---	-----



## Presentación de la obra

En marzo de 2003 se celebraron en Jaca (Aragón) las Primeras Jornadas Pirenaicas sobre el sarrío *Rupicapra p.pyrenaica*. En ellas participaron gestores, investigadores, cazadores, guardas, consultores y personas en general interesadas en la gestión y conservación del sarrío, provenientes de Andorra, Francia y España. Durante dos días pudimos escuchar los resultados de las diferentes investigaciones, seguimientos sanitarios y demográficos, así como los distintos enfoques de gestión que esta subespecie tiene en el conjunto de su área de distribución en los Pirineos.

Resultado de esas charlas y con un capítulo adicional sobre genética del sarrío, presentamos la tercera edición actualizada de este volumen titulado “El sarrío *Rupicapra p. pyrenaica*: biología, patología y gestión”, publicado por el Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, el órgano consultivo en materia medioambiental de Aragón. En sus 16 comunicaciones se resumen el estado de las poblaciones, su estudio y gestión, así como se esbozan algunas actuaciones para los próximos años. Uno de los resultados de las jornadas, fue descubrir que existían ¡no menos de 53.000 sarríos en el Pirineo!

Con este libro colectivo queremos contribuir a compartir el conocimiento de un importante patrimonio natural pirenaico y sentar las bases de un mayor contacto e intercambio informativo entre todos los sectores sociales implicados.

Los capítulos han sido escritos originalmente en francés o castellano, a gusto de los autores y cuentan todos con traducción de sus resúmenes al inglés, igual que los títulos de figuras y tablas. Los capítulos escritos en francés cuentan además con su traducción al castellano. Las conclusiones son en castellano e inglés. Al final de la obra aparece un anejo fotográfico.

Los editores,

Juan Herrero, *Escuela Politécnica Superior, Universidad de Zaragoza*

Emilio Escudero, *Gobierno de Aragón*

Daniel Fernández de Luco, *Facultad de Veterinaria, Universidad de Zaragoza*

Ricardo García-González, *Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC)*



## Prólogo

Los esquimales no tienen menos de 43 palabras para designar la nieve, ya que ésta es muy importante en sus vidas. No pronunciaré todas esas palabras heladas, pues los organizadores de este “espectáculo” me han encargado “calentar” la sala. Sin embargo, hay otras 43 palabras que rebotan de pared en pared en el Pirineo: *sarrío, isard, isart, izarti, chizado, ixarso, bouc, crabo, craba, sarri, cornu, segallo, segailh, sirgailh, ercot, ansouilh, pitou*, etc. Este rico vocabulario nos indica que el sarrío es algo muy importante para el hombre pirenaico y prueba de ello es que estamos reunidos para mejorar su conocimiento, conservación y gestión.

Pero la especie no es, y no debe ser considerada como propiedad privada de los habitantes del Pirineo. Su gran valor patrimonial es reconocido por la comunidad internacional, incluso en el ámbito jurídico, que ahora, como sabemos, supera todos los modos de pensar.

Por ejemplo, es poco conocido, pero es preciso destacar, que el sarrío es la única especie viva de caza mayor del Pirineo de la cual se preocupa la Unión Europea. Por voluntad, o por incompetencia, podríamos eliminar poblaciones de jabalí, de corzo o de ciervo sin que “*El Gran Hermano Europeo*” se lamentara. No es el caso del sarrío: se esconde, detrás de su antigua denominación de *Rupicapra rupicapra* en el Anejo 5 de la Directiva de Hábitats de 1992, que indica las especies de interés comunitario cuyo aprovechamiento puede ser objeto de medidas de gestión. Es decir que el sarrío se puede cazar, claro, pero siguiendo las condiciones del Artículo 14 de la directiva. Entre ellas destaca la necesidad de hacer una evaluación de los efectos de dichas medidas de gestión.

Normalmente, si se aplica bien la ley, los gobiernos nacionales de Andorra, Francia y España tienen la obligación de comunicar a Europa un informe periódico -puede ser cada 3 años- sobre la aplicación de la Directiva, incluyendo un capítulo sobre la gestión del sarrío y su relevante situación demográfica.

Hasta hoy, todo esto ha sido bastante difícil, ya que la información estaba fragmentada entre los diversos servicios de los entes autónomos. Estas jornadas van a

permitir por primera vez, reunir la información de lo que ocurre en Andorra, Aragón, Cataluña, Francia y en Navarra, dándonos un panorama completo del estado actual del sarrío en la totalidad de su área de distribución mundial.

Este trabajo podrá ayudar a nuestras autoridades políticas a presentar al sarrío frente a la comunidad internacional y, por una vez, poner “buena cara” a propósito de la conservación y del aprovechamiento durable de una especie de interés comunitario.

Finalmente, la comparación de las síntesis regionales que siguen, permitirán desarrollar comentarios, críticas y pistas técnicas, para que de los grupos de trabajo saquen conclusiones idóneas, para mejorar el futuro del seguimiento, de la gestión y del estado de la subespecie pirenaica de la gamuza: el sarrío, *Rupicapra pyrenaica pyrenaica*.

Claude Berducou

*Charla de apertura de las jornadas sobre el sarrío, Jaca marzo 2003*

# 1. El sarrío en el Principado de Andorra.

## Estado de las poblaciones, gestión y perspectivas

**J. Solà, L. Riba**

*Departament de Patrimoni Natural, Govern d'Andorra. C/ Prat de la Creu 62-64,  
Andorra la Vella, Principat d'Andorra. Tel: + 376 87 57 07; Fax: +376 86 98 33.  
jordi\_sola@govern.ad,*

### *Resumen*

El sarrío es considerado por la normativa cinegética andorrana como especie cazable sometida a Plan de Caza. Este estatus define el tipo de aprovechamiento en función de la catalogación de los diferentes terrenos de caza. Así, se diferencian dos tipos de aprovechamiento dependiendo de si se trata de Reservas de Caza (RC) o del resto del territorio. Los planes de caza dentro de las reservas se vienen aplicando desde el año 2001. El cupo de captura se establece anualmente en función de los datos obtenidos en la monitorización demográfica y sanitaria realizados en cada RC. Las capturas se realizan mediante caza acompañada por agentes del *Cos de Banders* (guardas nacionales) y se considera una distribución de capturas aproximada del 20%, 60%, 20% en las clases de edad juvenil, reproductores y trofeos respectivamente. La aplicación de estos planes de caza se realiza entre los meses de octubre y diciembre. Las RC se utilizan como terrenos experimentales en materia de metodología de seguimiento demográfico (estimas de abundancia, capturas, radioseguimiento, determinación de bioindicadores, etc.). Todos los animales capturados para radioseguimiento son sometidos a un seguimiento sanitario y biométrico rutinario. En las zonas que quedan fuera de las RC, el plan de caza queda definido por Ley y establece un cupo máximo del 20% de captura. Estas capturas se realizan durante una semana en el mes de septiembre. El seguimiento poblacional fuera de las RC se realiza utilizando una división en unidades de censo que son contadas una vez al año. La población global ha crecido de forma continua hasta la aparición del pestivirus en el año 2002, pasando de 130 ejemplares en el año 1993 a 666 en el año 2011.

**Palabras clave:** sarrío, Andorra, gestión, caza, planes de caza, Reservas de Caza.

## Abstract

According to the Andorran laws, the Pyrenean chamois can be hunted in two different ways depending on the legal status of the territory, namely Game Reservations (GR) and Common Use Zones (CUZ). Hunting management in the GR started in 2001. Annual quotas are decided after analysing population demographics and health. On the hunting day, hunters are guided by national rangers. The qualitative distribution is 20% trophy animals, 60% reproductive adults and 20% juveniles. Hunting plans are developed from October to December. GR are also used as experimental units for demographic monitoring methods (abundance estimators, capture techniques, radiotracking results, etc). All the radiotracked animals undergo a sanitary and biometric check up. In the CUZs, the hunting plan is defined by law and allows a maximum quota of 20% of the estimated population. The animals are hunted over a one week period in September. Demographic monitoring is performed twice a year by subdividing the national territory into 50 census zones. The Pyrenean chamois population in Andorra has grown continuously until the arrival of Pestivirus, since 1993 from 130 to 666 animals in 2011.

**Keywords:** Pyrenean chamois, Andorra, management, hunting, hunting plans, Game Reservations.

### 1.1. El estado legal de la especie

El sarrío *Rupicapra p.pyrenaica* ha sido desde tiempos inmemoriales el ungulado más emblemático de las montañas del Principado, compartiendo este protagonismo con otras especies como la perdiz nival *Lagopus mutus* o el urogallo *Tetrao urogallus*. La situación legal de la especie ha sufrido cambios muy diversos durante los últimos 70 años, pasando de una situación en la que no quedaba recogida en ninguna norma a un aprovechamiento cinegético estricto. La Tabla 1.1 resume los principales acontecimientos en materia de normativa legal referente a la gestión del sarrío.

Año	Modificación normativa
1942	Se excluyen los meses de noviembre y diciembre del período de caza
1946	Se establecen 6 meses de veda
1958	Se limita la caza del sarrío al mes de agosto
1963	Se limita la caza a una semana, con una captura por cazador
1987	Creación de la primera Reserva de Caza (RC)
1990	Creación de la segunda RC
1993	Primer estudio poblacional de la especie
1995	Se concede una captura para cada cuatro cazadores en las zona fuera de RC
1998	Se inicia la monitorización sanitaria
2000	Nueva Ley de caza y creación de dos nuevas RC
2001	Primer plan de caza acompañada en las RC
2007	Plan de caza según un cupo máximo del 20% de la población estimada

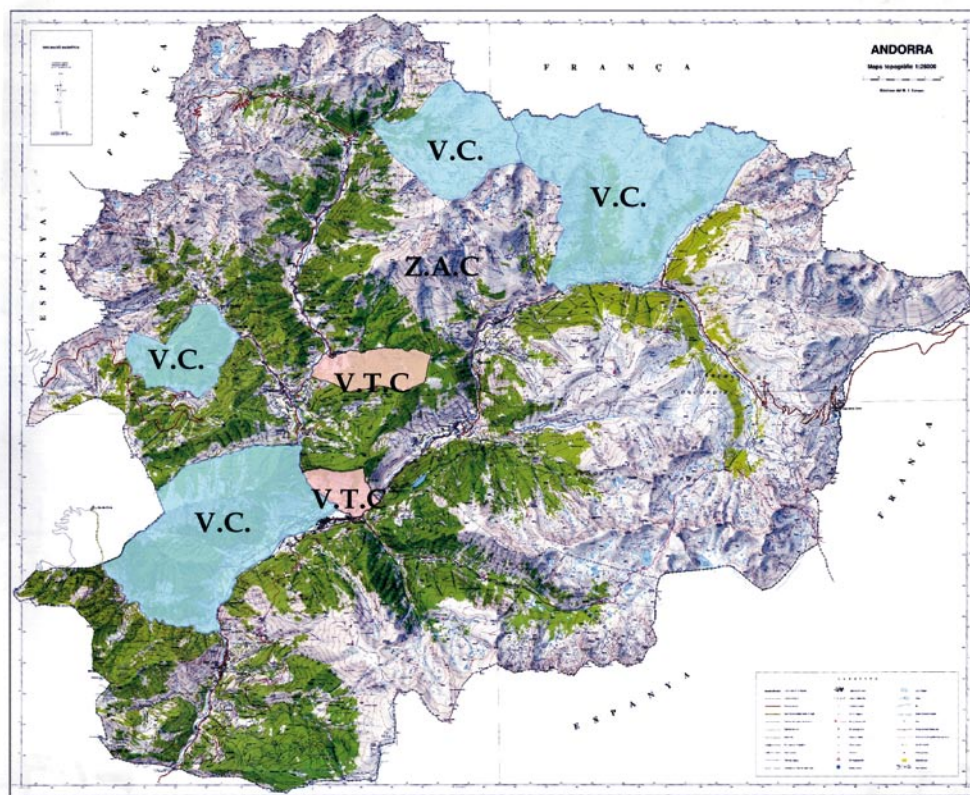
**Tabla 1.1.** Modificaciones legales en materia de caza del sarrío en Andorra (1942-2012).

**Table 1.1.** Legal modifications regarding Pyrenean chamois hunting in Andorra (1942-2012).

Actualmente, el sarrío se considera especie cazable sometida a Plan de Caza quedando vinculada a las normativas siguientes: Llei de caça del 13 de abril del 2000; Reglament de funcionament i gestió dels vedats de caça, de 11 de junio del 2008 y Reglament de la caça de l'isard, de 5 de agosto de 2009.

## 1.2. Una gestión ligada al tipo de territorio

El territorio cinegético andorrano queda dividido en cuatro figuras legales en las que el sarrío presenta aprovechamientos distintos (véase Figura 1.1). Así, en las zonas consideradas "Vedat de Caça", cuyo funcionamiento se asemeja a las RC españolas, la especie puede ser cazada únicamente mediante jornadas de caza acompañada con guarda. En el resto de territorios, denominados Zona de Aprovechamiento Común, la caza se limita a una semana en el mes de septiembre y a una pieza por cada grupo de cuatro cazadores.



**Figura 1.1.** Mapa cinegético de Andorra. V.C.: Vedado de Caza; Z.A.C.: Zona de Aprovechamiento Común; V.T.C.: Vedado Temporal de Caza.

*Figure 1.1. Hunting map of Andorra. V.C.: Hunting Prohibited; Z.A.C.: Common Use Zones; V.T.C.: Hunting Temporarily Restricted.*

### 1.2.1. Las Zonas de Aprovechamiento Común (ZAC)

#### *Consideraciones generales*

La superficie ocupada por las ZAC es de 39.181 ha. En estas zonas, el Plan de Caza del sarrío queda establecido por Ley permitiendo aplicar como máximo un índice de captura del 20% de la población estimada. Las capturas se realizan anualmente durante la segunda o la tercera semana del mes de septiembre.

El seguimiento de la población en las ZAC se realiza en base a una división de todo el territorio nacional en 50 unidades de censo, con unas 930 ha de superficie media cada una. Estas unidades (véase Figura 1.2), en función de su superficie y características físicas son recorridas mediante uno o varios transectos prefijados (62 transectos en total), realizados por uno o dos observadores o son observadas desde puntos fijos (29 en total). Se permite la colaboración de cazadores realizando grupos mixtos con el personal de la administración (guardas y técnicos). La presión de observación media ha variado, pasando de 900 ha/observador a 480 ha/observador a partir del año 2000.

Los censos de estas unidades se realizan durante 15 días sucesivos en el mes de agosto. El soporte gráfico utilizado para consignar los datos consiste en cartografía a escala 1:10.000 y unas fichas de campo específicas. Para la clasificación de los ejemplares, se utilizan 5 categorías de edad (cabrito, segallo, clase 1, clase 2 y clase 3) definidas siempre por el aspecto físico de los animales observados. Así, los individuos en clase 1 y 2 son ejemplares reproductores con unos cuernos de altura superior a la oreja y que no alcanzan la categoría de trofeo, asemejada a la clase 3. Se sigue trabajando de forma conjunta entre técnicos y guardas para adaptar las clases de sexo y edad de forma que se reduzca al mínimo la proporción de ejemplares indeterminados en los censos.



**Figura 1.2.** Zonas de censo establecidas considerando unidades geográficas.  
*Figure 1.2.* Census areas established considering geographic units.



### Resultados obtenidos en las ZAC

La densidad media de la especie en las ZAC para los últimos 5 años es de 0,68 animales por km<sup>2</sup> (ver Figura 1.3).

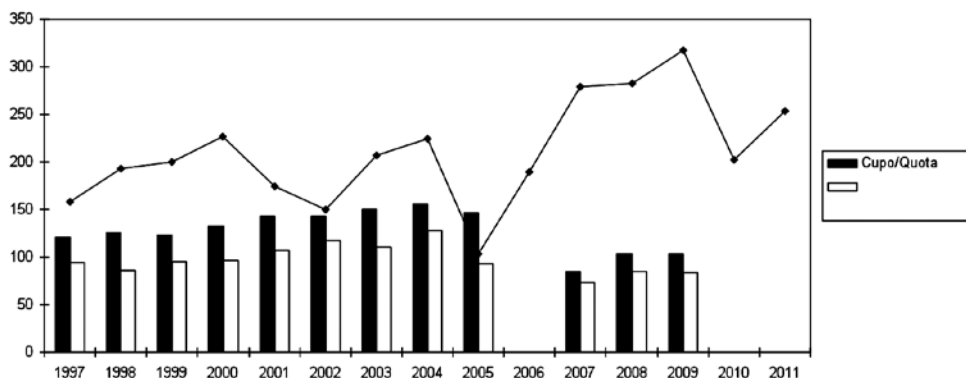


Figura 1.3. Censo y resultados cinegéticos para el sarrío en las ZAC (1997-2011).

Figure 1.3. Census and hunting results for Pyrenean chamois in CUZ (1997-2011).

### 1.2.2. Las Reservas de Caza (RC)

#### Consideraciones generales

La superficie ocupada por las RC es de 6.960 ha, representando el 14,9% del territorio nacional. Actualmente, existen cuatro RC siendo una de ellas Parque Natural. La gestión de estos espacios depende directamente de la Administración central y de las Comisiones técnicas de cada RC, formadas por técnicos del Departamento de Patrimonio Natural, representantes de los ayuntamientos implicados, Federación de Caza, ganaderos, etc.

Los planes de caza se aplican desde el año 2001 en dos de las cuatro RC con unos cupos de caza conservadores en sus inicios (4% del efectivo estimado) hasta un cupo de 16,87%. La modalidad de caza es la caza a rececho acompañado por un guarda como mínimo durante los meses de octubre, noviembre y diciembre.

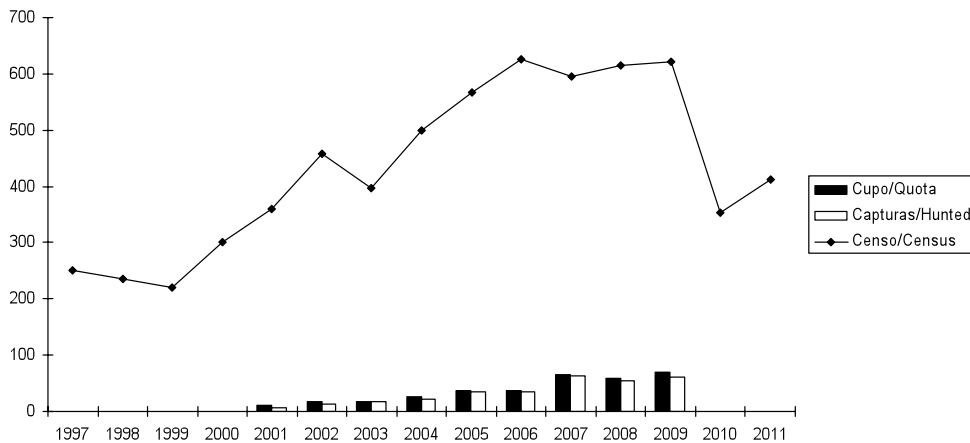
El seguimiento de la población de sarrío se lleva a cabo mediante censo simultáneo supraforestal (Berducou *et al.* 1982) completado por recorridos a pie en zonas forestales o de baja visibilidad. Los censos se inician en junio y tienen una periodicidad mensual hasta el mes de noviembre. Si resulta posible, se realiza un censo de invierno. En la RC de Xixerella, debido a la pequeña superficie y la dificultad del medio, se establece un protocolo diferenciado, utilizando los datos de un mínimo de tres días de censo sucesivos y aplicando la metodología de Robson y Whitlock, utilizada en otras especies como la marmota alpina *Marmota marmota* (Grimod *et al.* 1991) para obtener una estima de los efectivos.

Los censos se llevan a cabo usando un soporte gráfico fotográfico o de cartografía digital, ayudando a una mejor localización de los ejemplares. La presión de obser-

vacación en las zonas de reserva oscila entre las 60 hasta las 250 ha por observador dependiendo de las características del medio.

### **Resultados obtenidos en las RC**

La densidad media de sarríos en las RC es de 6 por km<sup>2</sup>, con mínimos de 0,8 animales por km<sup>2</sup> y máximos de 14 animales por km<sup>2</sup> (ver Figura 1.4).



**Figura 1.4.** Censo y resultados cinegéticos para el sarrío en las RC (1997-2011).

**Figure 1.4.** Census and hunting results for Pyrenean chamois in GR (1997-2011).

### **Elaboración y aplicación de los Planes de Caza**

Los planes de caza en las RC tienen un carácter conservador, no superando el 4% del efectivo estimado. La distribución de los animales en las diferentes clases de sexo y edad se realiza de la forma siguiente: 50% de machos y 50% de hembras; 20% del global son trofeos (machos y hembras); 60% son animales reproductores y 20% son individuos juveniles (segallos).

Las características de los animales selectivos quedan definidas por Reglamento y establecen 3 grupos diferenciados: estado clínico y sanitario deficiente; problema físico o fenotípico; clase de sexo o edad que debe ser limitada.

Las propuestas de Plan de Caza son elaboradas por los técnicos del Departamento de Patrimonio Natural y son sometidas a las Comisiones Técnicas de las distintas RC para su discusión y aprobación. Finalmente, el Plan de Caza es validado por la Comisión de Seguimiento de la Caza, organismo supervisor de todas las acciones con finalidad cinegética.

Las piezas integradas en el plan de caza se sortean ante notario entre todos los cazadores solicitantes sin diferenciar el tipo de captura (selectiva o trofeo). Así, un cazador será adjudicatario de una pieza, una RC y un día de caza concretos. Los precios establecidos para estas capturas tienen un precio medio de unos 470€.

Durante la jornada de caza, el cazador va acompañado durante todo el día por un mínimo de un guarda y tiene la oportunidad de disparar únicamente tres tiros. Si el cazador utiliza los tres disparos y no cobra la pieza, se considera perdido el derecho a captura y no hay posibilidad de nueva participación hasta pasados tres años.

### 1.2.3. Resultados para el conjunto del territorio

La particularidad de Andorra en materia de gestión del sarrío era, sin duda alguna, la importante diferencia que existía entre los Planes de Caza dentro y fuera de las RC. Actualmente la gestión fuera de las RC ha evolucionado, permitiendo que la información poblacional que se obtiene anualmente prevalezca en la redacción de los planes de caza. Los censos anuales llevados a cabo en las ZAC y los datos mensuales en las RC permiten calcular un efectivo nacional. La Figura 1.5 resume la situación desde el año 1997 hasta la actualidad. En ella cabe destacar que los planes de caza no suelen cumplirse al 100% y que el número de precintos aumenta de forma muy lenta de año en año. Además el efectivo global de la especie sigue una progresión ascendente, vinculada al incremento de ejemplares en las reservas.

El año 1999 estuvo marcado por un brote de queratoconjuntivitis infecciosa que provocó algunas bajas en las poblaciones. Para el conjunto del territorio, se realiza un seguimiento sanitario de los animales cazados (véase el Capítulo 7.4. Seguimiento sanitario del sarrío en Andorra).

A *posteriori* en 2005, 2010 y 2011, la mortalidad provocada por el pestivirus en ZAC y en RC influyó en la reducción e incluso anulación de los planes de caza.

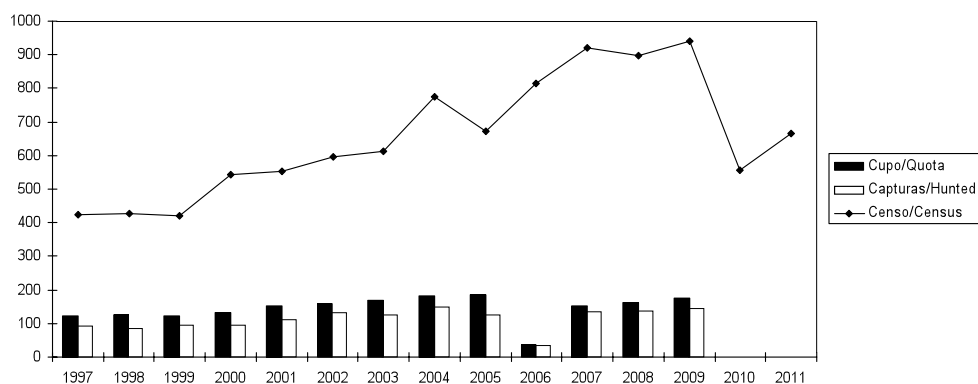


Figura 1.5. Censos y resultados cinegéticos para el sarrío en todo el territorio andorrano (1997-2011).

Figure 1.5. Census and hunting results for Pyrenean chamois in Andorra (1997-2011).

### 1.3. Previsiones

Actualmente, se sigue trabajando sobre varios aspectos de la biología y la demografía del sarrío para poder disponer de información válida y fiable. La modificación de la situación actual de la ZAC necesita de la colaboración y sensibilización de todos los agentes sociales (cazadores, ecologistas, etc.) y administración ya que la aparición

de los brotes de pestivirus ha subrayado la fragilidad de la población en estas zonas. La comunicación entre los gestores andorranos y todos los organismos implicados en la gestión del sarrío en las zonas vecinas (Ariège, Pirineos Orientales, Pallars, Alt Urgell, Cerdanya) debe ser mejorada para establecer criterios homogéneos e intercambiar de forma rápida cualquier información de interés para la especie.

## **Bibliografía**

Apollinaire J., Berducou C., Müller P. 1983. Recherche et essais techniques de capture et marquage d'isards. *Doc. Scient. PN Pyrénées* n°3: 1-103.

Berducou C., Besson J.P., Gardes Moniteurs du PNPO 1982. Dynamique des populations d'isards du PNPO de 1968 a 1981. *Acta Biologica Montana*, 1: 153-175.

Ashcraft G., Reese D. 1957. An improved device for capturing deer. *California fish and game* 43 (3): 193-199.

Crampe J.P., Caens P., Florence E. 2000. Structures spatiales et manifestations pathologiques dans une population d'isards du PN des Pyrénées. *BIPAS*, Vol. 23, 141-160.

Gibert P. 2003. *Le suivi sanitaire dans le departement de l'Ariège*, projet. ONCFS/USF.

Grimod I., Bassano G., Tarello V. 1991. *La Marmotta in Valle d'Aosta, Ecologia e distribuzione*. Museo regionale di scienze naturali di Saint Pierre, 113 pp., Aosta, Italia.

Loison A., Jullien J.M., Menaut P. 1999. Subpopulation structure and dispersal in two populations of chamois. *Journal of Mammology* 80: 620-632

## 2. Situation des populations d'isard dans les Pyrénées françaises

**Dominique Dubray**

ONCFS-CNERA Faune de montagne, 147 route de Lodève, 34990 Juvignac, France.  
dominique.dubray@oncfs.gouv.fr

### Résumé

Ongulé emblématique de la chaîne, l'isard peuple la quasi-totalité des Pyrénées françaises, depuis les cañons de Haute-Soule, à l'ouest, jusqu'aux contreforts orientaux du Canigou, à l'est. Son aire de distribution actuelle s'étend sur 5 683 kilomètres carrés. L'estimation du cheptel total est d'environ 31 200 isards, répartis au sein de 39 populations.

Situés à 70 % en-dessous de 2 000 m d'altitude, les terrains occupés par l'isard sont couverts essentiellement de forêts (37,6 %), de milieux peu ou pas végétalisés (27,8 %), de pelouses et pâturages naturels (24,7%) et de formations à dominante arbustive (8,5 %).

Après une période de forte croissance au cours des décennies 1970 et 1980, l'extension spatiale de l'espèce s'est ralentie, vraisemblablement en raison d'une moindre disponibilité d'habitats favorables. Malgré des disparités régionales, la croissance de l'effectif total s'est aussi nettement ralentie depuis une bonne décennie. Des événements pathologiques remarquables, tels que la kérato-conjonctivite contagieuse et la pestivirusose, semblent être les principaux responsables de ce ralentissement observé depuis une bonne décennie.

Dans ce nouveau contexte biologique, les suivis de population par comptages traditionnels, qui ont été par le passé de bons indicateurs de tendance, perdent de leur efficacité avec la stagnation des effectifs. Seul le recours complémentaire au suivi régulier d'un panel d'Indicateurs de changement écologique (ICE) (indice d'abondance pédestre (IPS), poids des chevreaux, ...) et à une surveillance sanitaire permanente permettront des diagnostics fiables des états d'équilibre des populations.

**Mots-clés:** isard, *Rupicapra*, Pyrénées, répartition, peuplement, milieux occupés, gestion.

## Abstract

Emblematic ungulate of the mountain range, the isard is present on the entire french Pyrenees from the Haute-Soule cañon at the west to the eastern foothills of Canigou mountain at the east. Its current geographical range covers about 5 683 km<sup>2</sup>. The estimation of the population's total number is of approximately 31 200 individuals, divided into 39 populations.

70% of habitat types used by the population are situated under the altitude of 2000 m. They are mainly composed of forests (37.6%), biotopes with few or no vegetation (27.8%), natural grasslands and pastures (24.7%) and bushes (8.5%).

After a strong growth period during the 1970 and 1980, the spatial spread of the species decrease due to the less availability of suitable habitat. Even if regional differences exist, the growth of the population's total number has also slowed sharply over the last decade. Major pathological events like the contagious keratoconjunctivites and the pestivirus disease seem to be responsible for the decreasing trend since a decade.

In this new biological context, the traditional population counts, which were once good trend indicators, become less effective with the stagnation of the population size. Only the complementary use to regular monitoring with a range of indicators of ecological change (ICE) (walking relative abundance index (IPS), weight of kids, ...) and permanent health monitoring will allow reliable statements on real population equilibrium.

**Keywords:** isard, pyrenean chamois, *Rupicapra*, Pyrénées, distribution, populations, habitat, management.

## Introduction

Le premier inventaire des populations françaises de chamois *Rupicapra rupicapra rupicapra*, d'isard *Rupicapra pyrenaica pyrenaica*, de mouflon de Corse *Ovis gmelini musimon* var. Corsicana et de mouflon méditerranéen *Ovis gmelini musimon* x *Ovis* sp. a été réalisé en 1989 par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS). L'objectif était de dresser, pour chaque espèce, une carte de répartition des populations et de recueillir des informations sur le statut et la gestion de chacune d'elles.

L'intérêt suscité par ce travail et le besoin d'établir un premier bilan de la généralisation du plan de chasse au chamois et à l'isard ont conduit à renouveler cet inventaire en 1995, en l'étendant à une espèce prestigieuse et en plein développement, le bouquetin des Alpes *Capra ibex*.

Depuis, deux mises à jour de cet inventaire ont été réalisées par le réseau Ongulés Sauvages ONCFS/FNC<sup>1</sup>/FDC<sup>2</sup> en 2006 (Corti, 2009) et en 2011.

Outre une description de la situation observée en 2010, le présent texte analyse l'évolution du peuplement de l'isard aux Pyrénées françaises sur la base des résultats des inventaires précédents (1989, 1995 et 2005) et d'informations plus anciennes (Couturier, 1938 et 1964 ; Catusse, 1977).

(1): Fédération nationale des chasseurs; (2): Fédérations départementales des chasseurs.

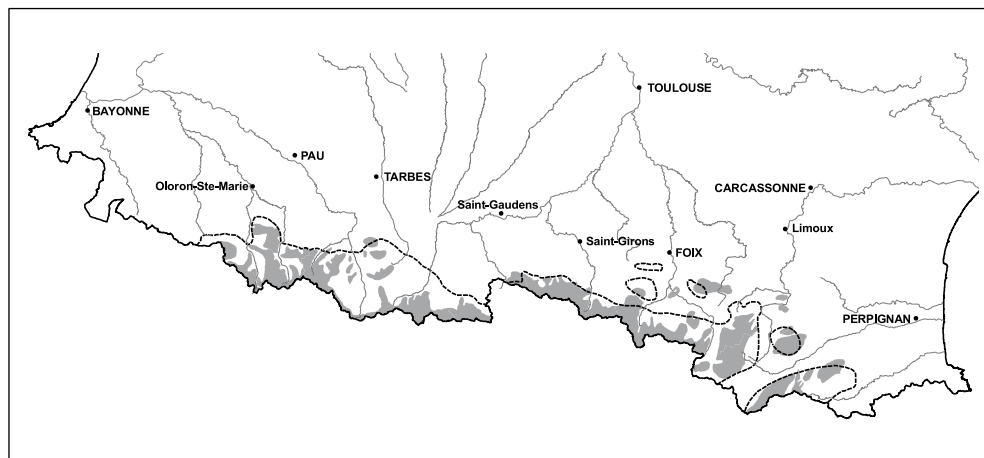
## 2.1. Distribution de l'isard en France en 2010

L'aire de distribution actuelle de l'isard s'étend sur 5 683 km<sup>2</sup>, soit environ 1% du territoire national métropolitain. Située entre 42°21' et 43°6' de latitude Nord et entre 1° de longitude Ouest et 2°36' de longitude Est, elle s'étend de façon quasi continue depuis les cañons de Haute-Soule, à l'ouest, jusqu'aux contreforts orientaux du Canigou, à l'est. Quelques satellites de l'aire de répartition principale s'observent en limite nord, mais aucun d'eux n'en est véritablement isolé (Fig 2.1). 51 zones de présence la composent et sont réparties sur 372 communes des six départements pyrénéens : les Pyrénées-Atlantiques (64), les Hautes-Pyrénées (65), la Haute-Garonne (31), l'Ariège (09), l'Aude (11) et les Pyrénées-Orientales (66).

### Évolution de l'aire de distribution

À la fin des années 30 (Couturier, 1938), on trouve l'isard dans toutes les hautes vallées qui bordent la frontière avec l'Espagne et l'Andorre, depuis les Gorges de la Kakouetta, à l'ouest, jusqu'au Pic de Costabonne et au Canigou, à l'est, avec une lacune en Haute-Garonne (région du Mont Bacanère) et une autre dans les Pyrénées-Orientales (entre les massifs du Capcir et du Puigmal). Quelques localités du piémont pyrénéen sont habitées : le massif des Trois Seigneurs, la forêt de Brassac, le Pic de Saint-Barthélémy et le Mont Fourcat, dans l'Ariège ; la haute-vallée du Rébenty, dans l'Aude (Fig. 2.1). La situation décrite vingt-cinq ans plus tard par Couturier (1964) ne révèle aucune modification de la distribution de l'espèce.

En 1977 (Catusse, 1977), l'isard occupe 2 450 km<sup>2</sup> sur 165 communes des six départements pyrénéens (Fig. 2.1. Bien qu'il ait colonisé quelques nouveaux sites –au nord du Tourmalet (Hautes-Pyrénées), près de Tarascon-sur-Ariège (Ariège),

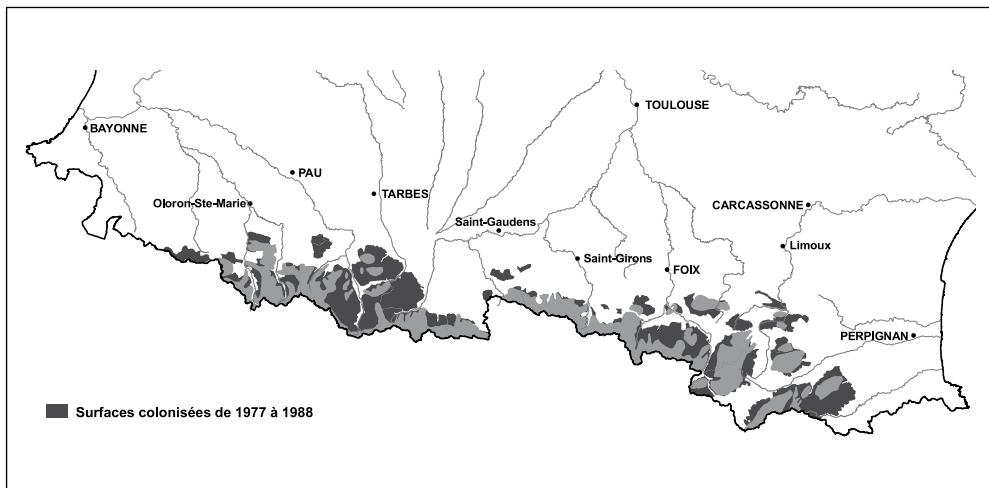


**Figure 2.1.** Aire de répartition de l'isard aux Pyrénées françaises en 1977 (Catusse, 1977) et limite d'extension de l'espèce au début des années 60 – ligne pointillée noire (Couturier, 1938 et 1964).

**Figure 2.1.** Distribution of the Pyrenean chamois in the French Pyrenees in 1977 (Catusse, 1977) and limit of the range at the beginning of 1960 – black line (Couturier, 1938 et 1964).

dans les gorges de la Frau, de l'Aude et la basse vallée du Rébenty (Aude)– sa répartition demeure, dans l'ensemble, moins étendue qu'en 1938 et 1964 : il a disparu des massifs de l'Arbizon-Néouvielle (Hautes-Pyrénées), de l'Arize (Ariège) et de la haute vallée du Rébenty (Aude). L'essentiel du peuplement est localisé dans les massifs qui bordent la frontière franco-espagnole.

En 1988 (Fig. 2.2), l'aire de répartition de l'isard couvre 4 646 km<sup>2</sup> et se compose de 35 zones de présence réparties sur 282 communes. La superficie occupée par l'espèce, qui a colonisé 200 km<sup>2</sup> chaque année en moyenne, a presque doublé depuis 1977. Outre la recolonisation des massifs d'Ardiden, du Soum d'Aspé, du Néouvielle, de l'Arbizon et du Pic du Midi de Bigorre (Hautes-Pyrénées), du Pic de Burat (Haute-Garonne) ainsi que de la haute vallée du Rébenty (Aude), de nouvelles colonies sont apparues, toutes situées au-delà de la limite d'extension décrite par Couturier en 1938 et en 1964 : dans les massifs de l'Orhy (Pyrénées-Atlantiques), de Burat, de Gar-Cagire et de Paloumère (Haute-Garonne), au Picou de Géu et au Mont Béas (Ariège), au sud-ouest de Quillan (Aude). À ces localités, spontanément colonisées ou recolonisées par l'isard, il convient d'ajouter le massif de l'Estibète-Monbula, situé en limite des Pyrénées-Atlantiques et des Hautes-Pyrénées, dont la population est issue de lâchers.



**Figure 2.2.** Aire de répartition de l'isard aux Pyrénées françaises en 1988.

*Figure 2.2. Distribution of the Pyrenean chamois in the French Pyrenees in 1988.*

L'inventaire de 1995 n'a pas montré de modification aussi importante de la distribution de l'isard dans les Pyrénées françaises (Fig. 2.3). La superficie occupée ne s'est accrue que de 152 km<sup>2</sup> (3 %) depuis 1988 pour atteindre 4 799 km<sup>2</sup> en 1994. L'essentiel de cet accroissement s'est produit dans le département des Pyrénées-Atlantiques (93 km<sup>2</sup>) –où une nouvelle colonie est apparue dans la région du Pic de Moulle de Jaut à la suite de lâchers– et dans celui des Pyrénées-Orientales (36 km<sup>2</sup>). L'aire de répartition se compose alors de 37 zones de présence réparties sur 300 communes.



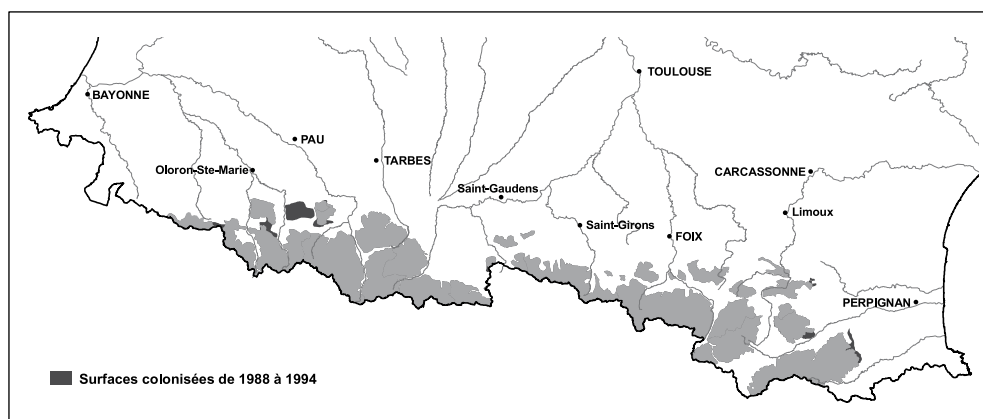


Figure 2.3. Aire de répartition de l'isard aux Pyrénées françaises en 1994.

Figure 2.3. Distribution of the Pyrenean chamois in the French Pyrenees in 1994.

De 1995 à 2005, l'isard a colonisé 658 km<sup>2</sup> (14 %) supplémentaires situés, pour l'essentiel, à l'est et au centre de la chaîne (Fig. 2.4). Cinq nouvelles colonies se sont constituées depuis 1994: au nord de Bagnères-de-Luchon (Hautes-Pyrénées et Haute-Garonne), suite à une réintroduction ; au sud-est de Loure-Barousse (Haute-Garonne); en forêt domaniale d'Estelas, près de Balaguères et au Sarrat de la Pelade (Ariège); du Pech de Bugarach aux gorges de Galamus (Aude et Pyrénées-Orientales, au nord-ouest de Saint-Paul-de-Fenouillet). On dénombre alors 46 zones de présence réparties sur 364 communes des six départements pyrénéens.

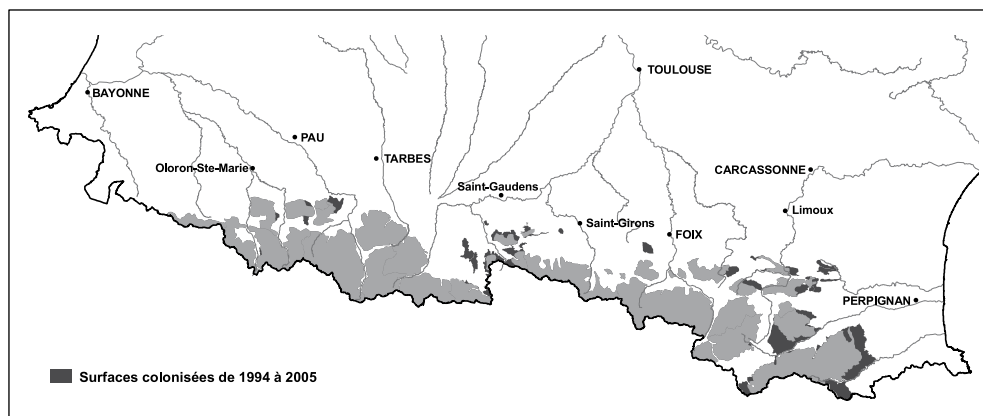
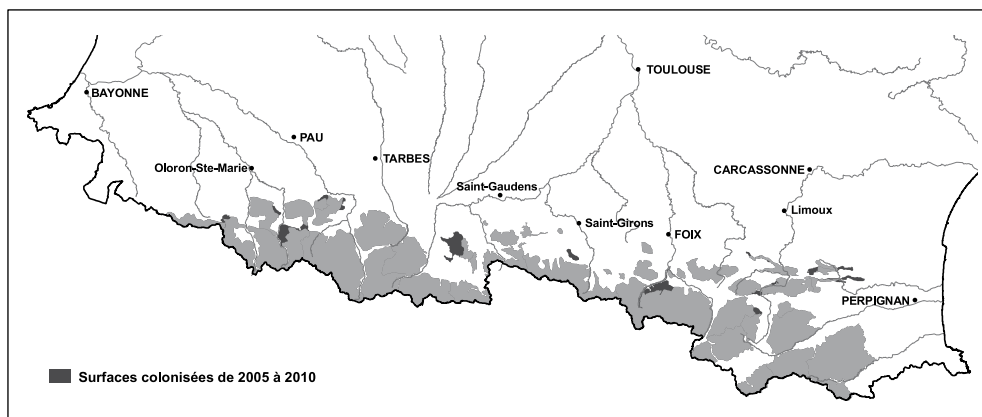


Figure 2.4. Aire de répartition de l'isard aux Pyrénées françaises en 2005.

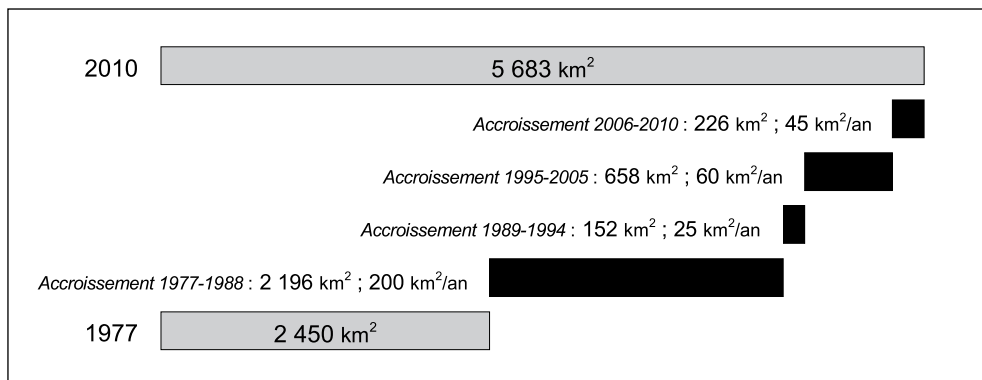
Figure 2.4. Distribution of the Pyrenean chamois in the French Pyrenees in 2005.

Bien que les territoires potentiels disponibles soient de moins en moins nombreux, l'aire de distribution de l'isard a continué de s'étendre après 2005 (Fig. 2.5). L'inventaire de 2011 fait apparaître un accroissement de 226 km<sup>2</sup> (4 %) qui résulte, pour l'essentiel, de l'extension de populations existantes. On ne dénombre qu'une seule colonie nouvelle, au Cap de Bouirex, dans le département de l'Ariège.



**Figure 2.5.** Aire de répartition de l'isard aux Pyrénées françaises en 2010.  
*Figure 2.5. Distribution of the Pyrenean chamois in the French Pyrenees in 2010.*

En résumé, l'aire de distribution de l'isard dans les Pyrénées françaises a connu une forte croissance durant les décennies 1970 et 1980, l'espèce ayant colonisé près de 200 km<sup>2</sup> par an en moyenne durant cette période (Fig. 2.6). L'extension géographique de l'espèce s'est poursuivie ensuite, mais à un rythme beaucoup moins soutenu (47 km<sup>2</sup> colonisés en moyenne par an).

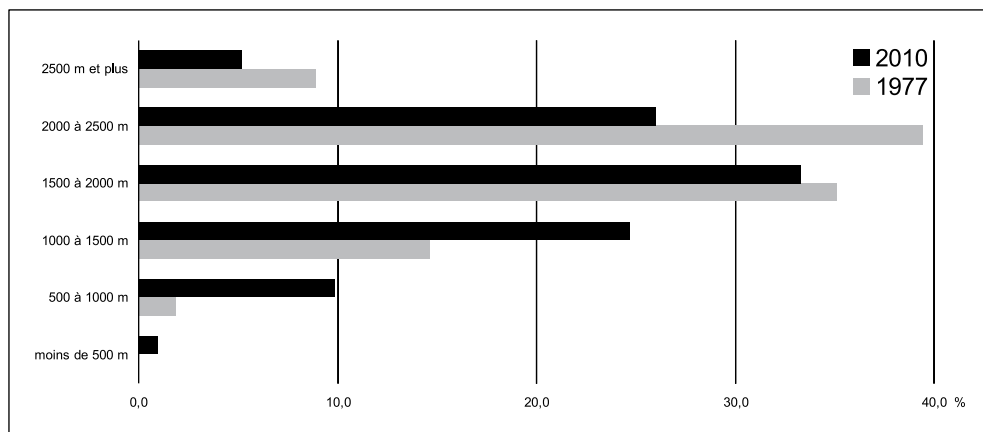


**Figure 2.6.** Évolution de l'aire de répartition de l'isard aux Pyrénées françaises de 1977 à 2010.  
*Figure 2.6. Evolution of the Pyrenean chamois range in the French Pyrenees from 1977 to 2010.*

## 2.2. Milieux occupés par l'isard en France

### 2.2.1. Répartition altitudinale

L'aire de distribution actuelle de l'isard sur le versant français des Pyrénées s'étage de 171 m (minimum observé dans les Pyrénées-Orientales) à 3239 m d'altitude (maximum atteint dans les Hautes-Pyrénées). Près de 70% de cette aire sont situés en-dessous de 2 000 m (Fig. 2.7).



**Figure 2.7.** Répartition altitudinale de l'aire de présence de l'isard aux Pyrénées françaises.

*Figure 2.7. Altitudinal distribution of the Pyrenean chamois range in the French Pyrenees.*

Durant la période de 1977 à 1988, qui correspond à la phase d'extension spatiale la plus importante de ces 35 dernières années, l'isard a colonisé 577 km<sup>2</sup> (26%) de terrains situés à 2 000 m d'altitude ou plus et 1 619 km<sup>2</sup> (74%) de terrains situés plus bas. À la fin des années 1980, cette dernière catégorie représentait déjà 52% de la surface occupée par l'espèce.

Par la suite, l'extension géographique de l'isard s'est produite presque exclusivement dans les massifs de moyenne et basse altitudes du piémont pyrénéen. Ainsi, la quasi-totalité des terrains colonisés depuis 1989 est située à moins de 2 000 m d'altitude (1037 km<sup>2</sup> ou 99% de l'accroissement total), tandis que la surface occupée au-dessus de 2 000 m ne s'est accrue que de 11 km<sup>2</sup> seulement.

### *Types de milieux représentés*

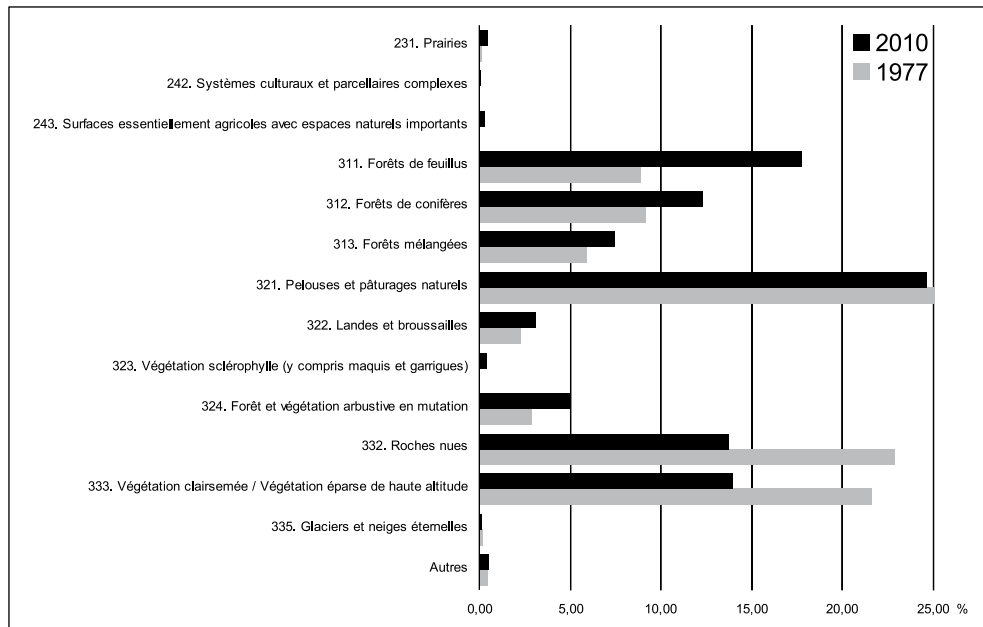
19 types d'occupation du sol de niveau 3, parmi les 44 que compte la nomenclature Corine Land Cover, figurent dans l'aire de distribution de l'isard.

Certains d'entre eux, très peu représentés, ont été regroupés. La Figure 2.8 donne les proportions respectives des différentes catégories retenues observées en 1977 et 2010.

Avec 37,6 % de la surface occupée, les forêts sont le type de milieu le plus représenté dans l'aire de distribution de l'isard. Viennent ensuite, par ordre d'importance, les espaces ouverts peu ou pas végétalisés (27,8 %), essentiellement constitués par les roches nues (13,7 %) et les milieux à végétation clairsemée ou éparse de haute altitude (13,9 %), puis les pelouses et pâturages naturels (24,7 %) et enfin les milieux à végétation arbustive (landes et broussailles, végétation sclérophylle, forêt et végétation arbustive en mutation) qui couvrent 8,5 % de l'aire.

L'évolution de la représentation des différents types de milieux dans l'aire de présence de l'isard depuis 1977 traduit l'élargissement important de cette aire vers

les habitats de basses et moyennes altitudes. Ainsi, la part des forêts, notamment celles de feuillus, n'a cessé de croître, passant de 24 % en 1977 à 37,6 % en 2010. À l'inverse, celle des espaces ouverts peu ou pas végétalisés (roches nues et milieux à végétation clairsemée), généralement associés aux altitudes élevées, a diminué au cours de la même période (de 44,8 % en 1977 à 27,8 % en 2010).



**Figure 2.8.** Types de milieux occupés par l'isard aux Pyrénées françaises en 1977 et en 2010 (selon la nomenclature Corine Land Cover).

*Figure 2.8. Habitat types covered by the Pyrenean chamois in the French Pyrenees in 1977 and 2010 (Corine Land Cover nomenclature).*

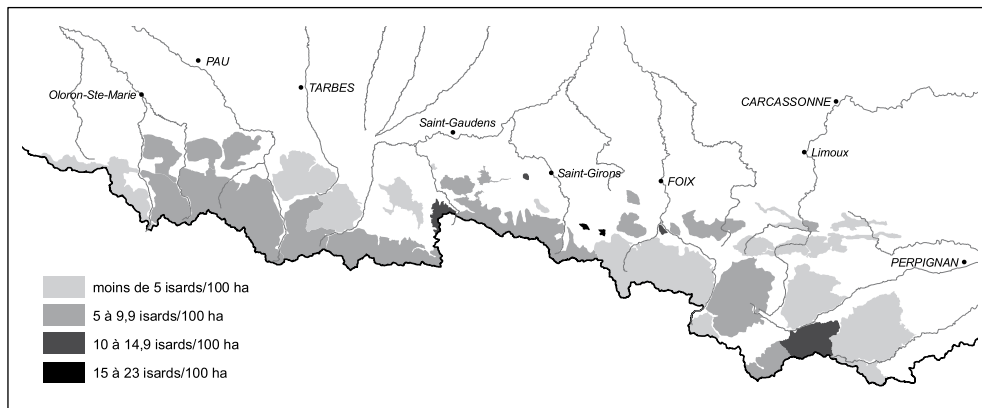
Depuis plus de vingt ans, l'isard est maintenant principalement parti à la conquête de milieux périphériques qui pourraient peut-être lui être moins favorables (milieux forestiers aux ressources herbacées peut-être plus pauvres, zones moins sauvages peut-être plus perturbées par les activités humaines (pastoralisme, activités de loisir, exploitations forestières)).

## 2.3. Situation et évolution du peuplement français

### 2.3.1. Effectif total et densités

Le nombre minimum d'isards présents sur le versant français des Pyrénées en 2010 a été estimé à près de 31 200 têtes. Il est réparti au sein de 39 populations dont 10 sont interdépartementales. Avec 9 600 têtes, soit près du tiers de l'effectif national, le département des Hautes-Pyrénées est le plus peuplé de la chaîne. L'Aude, où les territoires favorables à l'espèce sont beaucoup moins étendus, est le moins peuplé (950 têtes).

L'effectif minimum des populations varie de 10 à 3 400 isards. Il est en moyenne de 800 individus. 20 colonies (51 %) comptent moins de 500 têtes et 7 (18 %) en rassemblent plus de 2 000. Les densités sont comprises entre 1,1 et 22,9 isards pour 100 ha, la moyenne se situant à 5,5 (Fig. 2.9).

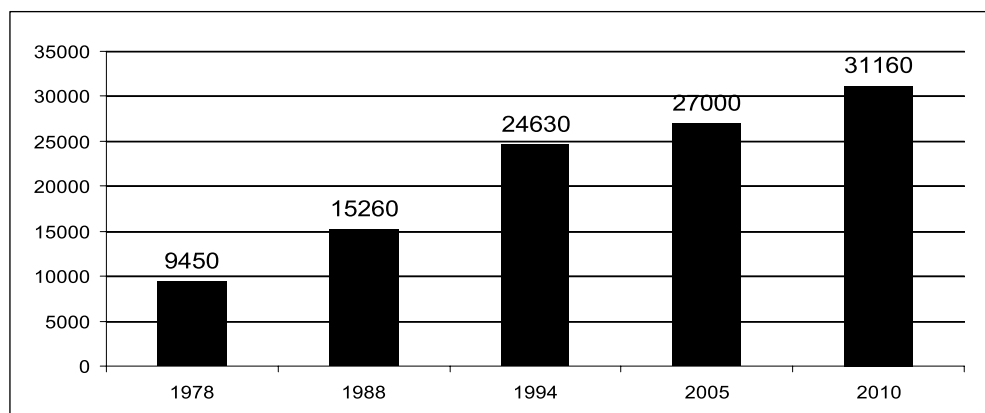


**Figure 2.9.** Densités d'isards aux Pyrénées françaises en 2010.

*Figure 2.9. Pyrenean chamois densities in the French Pyrenees in 2010.*

### 2.3.2. Évolution

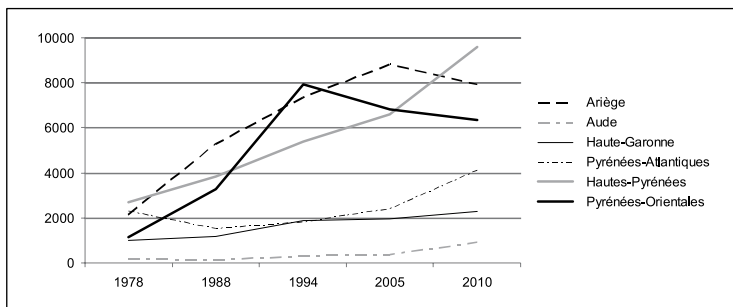
En 1978, à la suite de la première opération de dénombrement par «pointage-flash» réalisée sur l'ensemble de la chaîne (à l'exception de l'Aude), le nombre minimum d'isards dans les Pyrénées françaises a été estimé à 9 450 têtes. Depuis, il n'a cessé de progresser (Fig. 2.10) : 15 260 en 1988, 24 630 en 1994, 27 000 en 2005 et 31 160 en 2010. Soutenue jusque vers le milieu des années 1990, avec un taux d'accroissement moyen de 9,4 % par an, l'augmentation des effectifs d'isards s'est ralentie depuis. L'accroissement moyen observé de 1995 à 2010 n'est plus que de 1,7 % par an.



**Figure 2.10.** Evolution de l'effectif total d'isards aux Pyrénées françaises de 1978 à 2010.

*Figure 2.10. Evolution of the total number of Pyrenean chamois in the French Pyrenees from 1978 to 2010.*

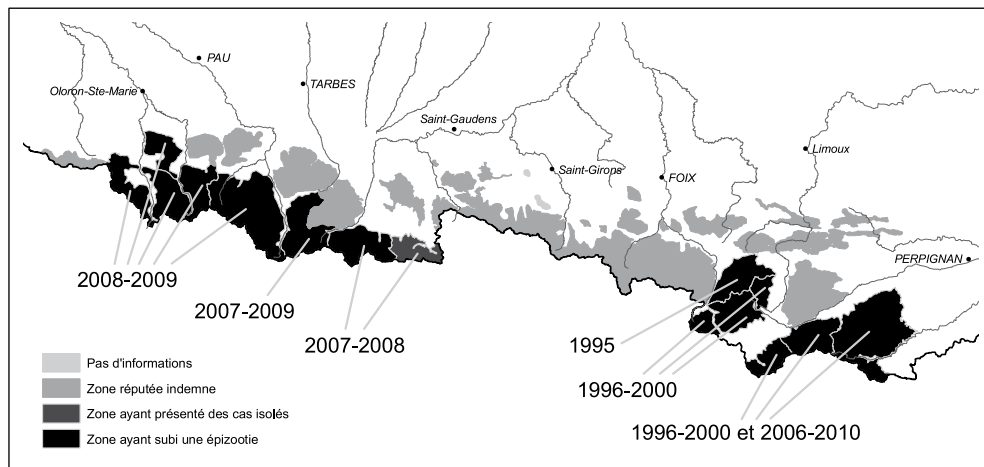
De grandes disparités existent cependant entre les différentes parties de la chaîne. De 1978 à 1994, les effectifs de l'espèce ont été multipliés par 6,2 à l'est (Aude et Pyrénées-Orientales), par 2,9 au centre (Ariège et Haute-Garonne) et par 1,4 à l'ouest (Hautes-Pyrénées et Pyrénées-Atlantiques). Un seul département, les Pyrénées-Atlantiques, a vu ses effectifs d'isards diminuer durant ces années (-20 %). La période de 1995 à 2010 montre une toute autre évolution : le nombre minimum d'isards est en diminution à l'est (x 0,9, malgré une augmentation significative des effectifs dans l'Aude), stable au centre (x 1,1, en raison d'une baisse des effectifs ariégeois de 10 % au cours des cinq dernières années) et en augmentation à l'ouest (x 1,9). (Fig. 2.11).



**Figure 2.11.** Evolution de l'effectif départemental d'isards de 1978 à 2010.

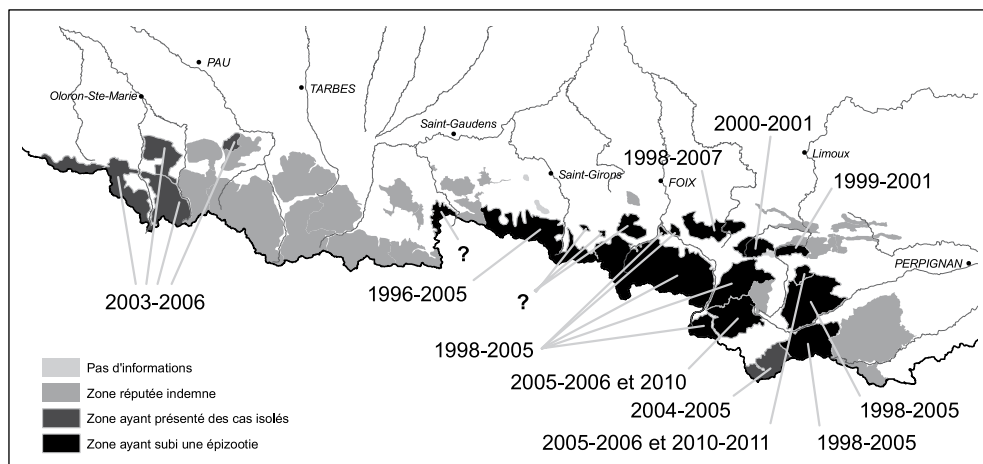
*Figure 2.11.* Evolution of the Pyrenean chamois departmental number from 1978 to 2010.

Les problèmes sanitaires survenus en plusieurs régions des Pyrénées françaises, en particulier des épizooties de kérato-conjonctivite contagieuse (Fig. 2.12) et de pestivirus (Fig. 2.13), pourraient expliquer en grande partie le tassement général des effectifs observé depuis une bonne décennie. À l'est, ces deux pathologies ont sévi concomitamment ou successivement entre 1995 et 2010. Le centre a été surtout affecté par la pestivirus entre 1996 et 2005. À l'ouest, où des cas isolés de cette mala-



**Figure 2.12.** Populations affectées par la kérato-conjonctivite contagieuse dans les Pyrénées françaises.

*Figure 2.12.* Populations affected by the contagious keratoconjunctivite in the French Pyrenees.



**Figure 2.13.** Populations affectées par la pestivirus dans les Pyrénées françaises.

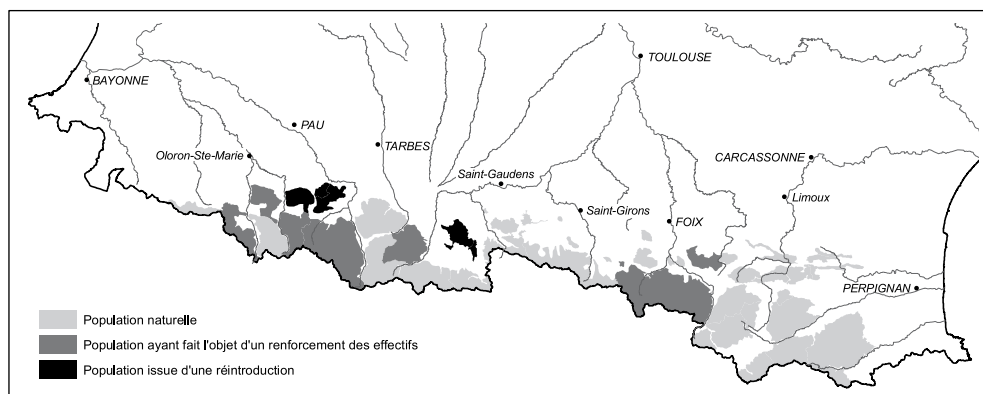
*Figure 2.13. Populations affected by the pestivirus in the French Pyrenees.*

die ont été observés de 2003 à 2006, c'est surtout la kérato-conjonctivite contagieuse qui a pu ralentir le développement des populations entre 2007 et 2009.

Depuis 1994, le taux de prélèvements cynégétiques se situe aux alentours de 10 % du cheptel estimé dans chaque département, donc sur l'ensemble de la chaîne. Bien qu'inférieur au taux d'accroissement moyen théorique des populations, il n'est pas impossible que, sous-estimant l'impact de ces pathologies, l'application d'un tel taux de prélèvement ait été inadaptée à la dynamique de certaines populations.

## 2.4. Origine des populations françaises

Parmi les 51 zones de présence inventoriées en 2010, 40 (78 %) ont une origine totalement naturelle, 8 (16 %) ont fait l'objet d'un renforcement de la population naturelle déjà présente par des lâchers et 3 (6 %) résultent de réintroductions (Fig. 2.14). Ces dernières



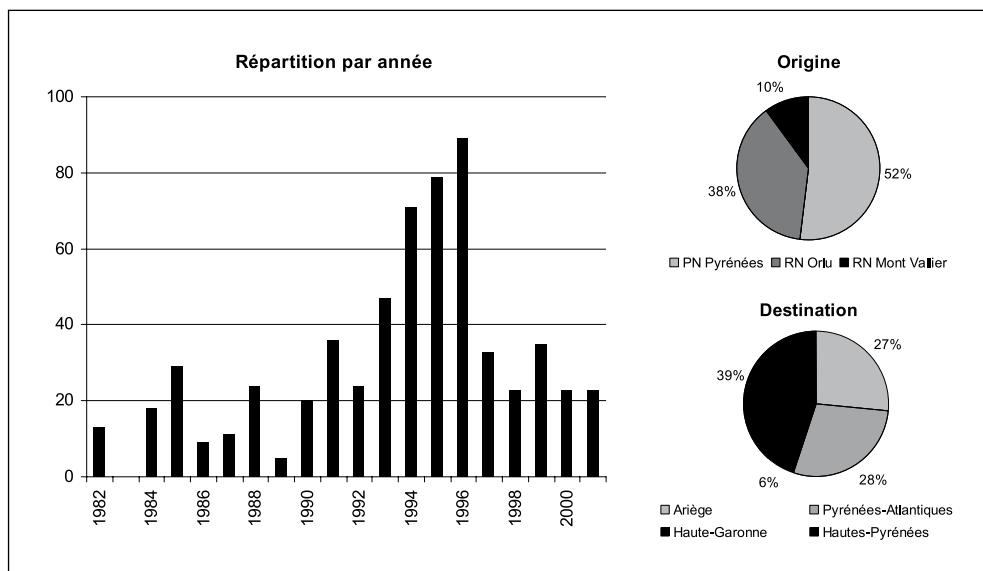
**Figure 2.14.** Origine des populations françaises d'isard.

*Figure 2.14. Origin of French Pyrenean chamois populations.*

ont été effectuées à l'Estibète (Hautes-Pyrénées) en 1984-1985, dans le massif de Jaut (Pyrénées-Atlantiques) en 1993-1994 et à Hourmigué (Haute-Garonne) en 1999-2000.

Depuis 1982 (Fig. 2.15), année des premières translocations d'isards aux Pyrénées françaises, 612 sujets ont été déplacés dans le cadre de 14 opérations visant la création ou le renforcement d'une colonie, soit en moyenne 44 individus par opération (minimum: 3 ; maximum: 100). Quatre départements y ont eu recours : les Pyrénées-Atlantiques, les Hautes-Pyrénées, la Haute-Garonne et l'Ariège. Aucune n'a eu lieu dans l'Aude et dans les Pyrénées-Orientales. Il n'y a pas eu de nouvelle translocation depuis 2002.

Toutes ces opérations ont été réalisées avec des isards capturés dans les Pyrénées françaises. Le parc national des Pyrénées (principalement ses secteurs d'Ossau et de Cauterets) a fourni 318 animaux, soit 52% du nombre total d'isards déplacés, de 1984 à 2001. La réserve nationale de chasse et de faune sauvage d'Orlu (Ariège) en a livré 233 de 1992 à 2000 et celle du Mont Vallier (Ariège) 61 de 1982 à 1995.



**Figure 2.15.** Bilan des translocations d'isards réalisées dans les Pyrénées françaises depuis 1982.

*Figure 2.15.* Outcome of Pyrenean chamois translocations in the French Pyrenees since 1982.

## 2.5. Conclusions et perspectives

Depuis le début des années 1950, un système de gestion de l'isard a été progressivement mis en place pour restaurer son aire de répartition et développer ses effectifs:

- Création d'un important réseau de réserves dont la superficie atteignait, en 1991, 1 385 km<sup>2</sup> (1/6 des terrains situés à plus de 500 m d'altitude) sur l'ensemble de la chaîne (Catusse, 1992)



- Mise en œuvre de mesures réglementaires pour limiter les prélèvements
- Réintroductions (Estibète, Jaut, Hourmigué) et renforcements de populations par des lâchers
- Mise en place de quotas de tir dès 1969 dans les terrains domaniaux de l'Ariège (soit près de la moitié de l'espace montagnard), 1977 en Haute-Garonne, 1978 dans les Pyrénées-Orientales
- Instauration, en 1989, du plan de chasse à l'isard qui est appliqué depuis 1990 à toutes les populations chassées de l'espèce.

Ce système de gestion s'est avéré efficace puisque l'isard n'a cessé d'accroître son emprise dans les Pyrénées françaises, au rythme moyen de 98 km<sup>2</sup> colonisés chaque année depuis 1977. Mais l'accroissement de son aire de distribution s'est ralenti depuis le début des années 1990, après une phase de forte croissance au cours des décennies 1970 et 1980. Le fait que l'espèce ait colonisé la plupart des habitats dont elle dispose peut expliquer ce ralentissement et l'on peut s'attendre à ce que son aire de distribution évolue peu dans les prochaines années. De même, ses effectifs ont augmenté de façon soutenue jusque vers le milieu des années 1990. Depuis, leur croissance a significativement ralenti, en particulier à l'est et au centre de la chaîne, pour des raisons essentiellement d'ordre sanitaire. Cette stabilisation des effectifs est logiquement confirmée par le tassement global de l'accroissement des attributions au plan de chasse depuis une vingtaine d'années accompagné lui aussi de fortes disparités départementales.

Dans ce nouveau contexte biologique très propice à l'apparition de mécanismes de densité-dépendance (stabilisation des effectifs, réduction des performances (poids, taux de reproduction), sensibilité accrue aux pathologies), les suivis de population par comptages traditionnels, qui ont été par le passé de bons indicateurs de la tendance des effectifs, perdent de leur efficacité (Berducou *et al.*, 2004). Seul le recours complémentaire au suivi régulier d'un panel d'Indicateurs de changement écologique (ICE) (indice d'abondance pédestre (IPS), poids des chevreaux...) et à une surveillance sanitaire permanente renforcée permettront des diagnostics fiables des états d'équilibre réels des populations. Compte-tenu de l'extrême diversité des situations locales (historiques de la population et de sa gestion, conditions environnementales, superposition croissante des ongulés (Saint-Andrieux *et al.*, 2012), développement des impacts humains), ces expertises devront bien sûr être réalisées population par population en examinant en priorité celles a priori les plus proches des capacités limites d'accueil du milieu. La chasse de l'isard doit continuer à basculer progressivement d'une gestion globale d'une relative abondance passée à des gestions locales variées orientées par les connaissances de terrain des divers acteurs concernés.

## Remerciements

Je tiens à remercier Robert Corti (ONCFS) qui recueille, traite et analyse depuis de nombreuses années l'ensemble des données de ces enquêtes, et les interlocuteurs techniques départementaux de l'ONCFS et des FDC du réseau Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC sollicités pour ces inventaires ainsi que leurs partenaires locaux (Administrations, ONF, Espaces protégés, Associations locales).

## Bibliographie

Berducou C., Novoa C., Saint Hilaire K., Appolinaire J., Menaut P., 2004. État des populations et modes de gestion de l'isard aux Pyrénées françaises. In J.Herrero, E.Escudero, D.Fernández de Luco, R.García-González: *El sarrío pirenaico* *Rupicapra p. pyrenaica*: biología, patología y gestión. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón : 23-39.

Catusse M., 1977. Répartition de l'isard dans les Pyrénées françaises en 1977. Off. Natl. Chasse, Région cynégétique Ouest, carte au 1/250 000e.

Catusse M., 1992. Situation de l'isard dans les Pyrénées françaises et mise en place de sa gestion rationnelle. Colloque «Protection et gestion de la faune sauvage en milieu rural et forestier», Bordeaux, 29-30 sept. 1992.- *Forestier*, 21, suppl. : 351-369.

Corti R., 2009. Inventaire des populations d'ongulés de montagne. Mise à jour 2006. Rapport disponible sur internet : <http://www.oncfs.gouv.fr/Ongulés-de-montagne-ru244/> Linventaire-des-ongulés-de-montagne-ar464. 49p.

Couturier M.A.J., 1938. *Le Chamois*.- Arthaud, Grenoble. 858 p.

Couturier M.A.J., 1964. *Le gibier des montagnes françaises*.- Arthaud, Grenoble. 463 p.

Saint-Andrieux C., Barboiron A., Corti R., Guibert B., 2012. La progression récente des grands ongulés sauvages en France. *Faune sauvage* 10-17.

## Traducción

## 2. Estado de las poblaciones de sarrío en el Pirineo francés

**Dominique Dubray**

*ONCFS-CNERA Faune de montagne, 147 route de Lodève, 34990 Juvignac, France.  
dominique.dubray@oncfs.gouv.fr*

### *Resumen*

Ungulado emblemático de la cadena pirenaica, el sarrío ocupa la casi totalidad del Pirineo francés, desde los cañones de la Alta Zuberoa al oeste, hasta los contrafuertes orientales del Canigó al este. Su área de distribución se extiende sobre 5.683 km<sup>2</sup>. La estima de su población es de alrededor de 31.200 sarríos, repartidos en 39 poblaciones.

Situado en un 70% por encima de los 2000 m de altitud, los terrenos ocupados por el sarrío están cubiertos fundamentalmente de bosques (37,6 %), de un medio poco o nada recubierto de vegetación (27,8 %), de pastos y praderas naturales (24,7%) y de formaciones de predominio arbustivo (8,5 %).

Tras un periodo de fuerte crecimiento a lo largo de los decenios de 1970 y 1980, la expansión espacial de la especie se ralentiza, probablemente debido a una menor disponibilidad de hábitat favorable. A pesar de las disparidades regionales, el crecimiento de los efectivos totales se ha ralentizado notablemente después de un buen decenio. Los episodios patológicos destacables, como la queratoconjuntivitis infecciosa y la pestivirus parecen ser los responsables de esta ralentización observada después de un buen decenio.

En este nuevo contexto biológico, los seguimientos poblacionales por conteo tradicional, que han sido en el pasado unos buenos indicadores de la tendencia, perdieron su eficacia con el estancamiento de los efectivos. Sólo el recurso complementario al seguimiento regular de un panel de indicadores de cambio ecológico (ICE), como el índice de abundancia pedestre (IAP), el peso de los cabritos, etc., y el seguimiento sanitario permanente permiten diagnósticos seguros del estado de equilibrio de las poblaciones.

**Palabras clave:** sarrío, *Rupicapra*, Pirineo, distribución, asentamiento, medio ocupado, gestión.

## Introducción

El primer inventario de las poblaciones de sarrío francesas de gamuza alpina *Rupicapra rupicapra rupicapra*, sarrío *Rupicapra pyrenaica pyrenaica*, de muflón de Córcega *Ovis gmelini musimon*, var. *Corsicana* y de muflón mediterráneo *Ovis gmelini musimon* x *Ovis* sp. se llevó a cabo en 1989 por parte de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS). El objetivo fue de redactar, para cada especie, un mapa de distribución de las poblaciones y de recoger información sobre el estado de la gestión de cada una de ellas.

El interés suscitado por este trabajo y la necesidad de establecer un primer balance de la generalización del plan de caza para el sarrío y la gamuza alpina han conducido a repetir el inventario en 1995 y extenderlo a una especie prestigiosa, el íbice alpino *Capra ibex*.

Más adelante, la actualización de este inventario ha sido realizado por la *reseau Ongulés Sauvages* ONCFS/FNC<sup>1</sup>/FDC<sup>2</sup> en 2006 (Corti, 2009) y en 2011.

Además de una descripción de la situación observada en 2010, el presente texto analiza la evolución de las poblaciones de sarrío en el Pirineo francés sobre la base de los resultados de los inventarios precedentes (1989, 1995 y 2005), así como en relación a información más antigua (Couturier, 1938 y 1964; Catusse, 1977).

(1): Fédération nationale des chasseurs ; (2): Fédérations départementales des chasseurs.

### 2.1. Distribución del sarrío en Francia en 2010

El área de distribución actual del sarrío en Francia se extiende sobre 5 683 km<sup>2</sup>, aproximadamente el 1% del territorio nacional metropolitano. Situado entre 42°21' y 43°6' de latitud norte y entre 1° de longitud oeste 2°36' de longitud este, se extiende de forma casi continua desde los cañones de la Alta Zuberoa al oeste hasta los contrafuertes orientales del Conigó al este. Se observan algunas zonas satélites del área de distribución principal hacia el norte, aunque no están verdaderamente aisladas (fig 2.1). Cincuenta y una zonas de presencia la componen y están repartidas en 372 ayuntamientos de seis departamentos pirenaicos: Pirineos Atlánticos (64), Altos Pirineos (65), Alto Garona (31), Ariège (09), Aude (11) y Pirineos orientales (66).

#### *Evolución del área de distribución*

A finales de los años treinta (Couturier, 1938), el sarrío se encontraba en todos los altos valles fronterizos con España y Andorra, desde la Garganta de Kakueta, al oeste, hasta el Pico Costabonne y el Canigo al este, con una laguna en Alta Garona (region del Mont Bacanère) y otra en Pirineos Orientales (entre los macizos de Capcir y Puigmal). Algunas localidades del piedemonte pirenaico ya estaban ocupadas: el macizo de Trois Seigneurs, el bosque de Brassac, el Pico de Saint-Barthélémy y el Monte Fourcat, en Ariège y el alto valle de Rébenty, en Aude (Fig. 2.1). La situación descrita veinticinco años más tarde por Couturier (1964) no revela modificación alguna de la distribución de la especie.

En 1977 (Catusse, 1977), el sarrío ocupaba 2 450 km<sup>2</sup> afectando a 165 municipios de seis departamentos pirenaicos (Fig. 2.1) aunque había colonizado algunos nuevos lugares al norte del Tourmalet (Alto Pirineo) cerca de Tarascon-sur-Ariège (Ariege), en las Gorgas de La Frau en Aude y en el bajo valle de Rébenty (Aude), su distribución había disminuido en su conjunto con respecto a 1938 y 1964 : había desaparecido de los macizos de Arbizon-Néouvielle (Alto Pirineo), de Arize (Ariege) y del alto valle de Rébenty (Aude). La parte fundamental de su población se localizaba en los macizos que bordeaban la frontera franco-española.

En 1988 (Fig. 2.2), el área de distribución del sarrío cubría 4 646 km<sup>2</sup> y estaba compuesta de 35 zonas de presencia repartidas por 282 municipios. La superficie ocupada por la especie, que había colonizado una media de 200 km<sup>2</sup> anuales, duplicaba la de 1977. También había recolonizado los macizos de Ardiden, Soum d'Aspé, Néouvielle, Arbizon y el Pico de Midi de Bigorre (Altos Pirineos), el Pico de Burat (Alto Garona) así como el Alto Valle de Rébenty (Aude) y habían aparecido nuevas colonias todas situadas más allá del límite de distribución descrito por Couturier en 1938 y en 1964 : en los macizos de Orhy (Pirineos Atlánticos), Burat, de Gar-Cagire y de Paloumère (Departamento de Alta Garona), Pico de Géu y en Mont Béas (Ariege), al sudoeste de Quillan (Aude). A estas localidades espontáneamente colonizadas o recolonizadas por el sarrío conviene añadir el macizo de Estibète-Monbula, situado en el límite de Pirineos Atlánticos y Altos Pirineos, donde la población fue objeto de una suelta.

El inventario de 1995 no muestra modificaciones importantes en la distribución del sarrío en el Pirineo francés (Fig. 2.3). La superficie ocupada solamente creció 152 km<sup>2</sup> (3 %) después de 1988 para llegar a 4 799 km<sup>2</sup> en 1994. La parte esencial de este crecimiento se produjo en el Departamento de Pirineos Atlánticos (93 km<sup>2</sup>) donde apareció una nueva colonia en la región del Pico de Moulle de Jaut seguida de sueltas y en el Departamento de Pirineos Orientales (36 km<sup>2</sup>). El área de distribución consistía entonces de 37 zonas de presencia afectando a 300 municipios.

Entre 1995 y 2005 el sarrío ha colonizado 658 km<sup>2</sup> adicionales (14 %), situados esencialmente al este y al centro de la cadena montañosa (Fig. 2.4). Después de 1994 se constituyeron cinco nuevas colonias: al norte de Bagnères-de-Luchon (Altos Pirineos y Alto Garona), como resultado de una reintroducción ; al suroeste de Loure-Barousse (Alto Garona) ; en el bosque demanial de Estelas, cerca de Balaguères y en el Sarrat de la Pelade (Ariege) y en Pech de Bugarach en las gorgas de Galamus (Aude y Pirineos orientales, al noroeste de Saint-Paul-de-Fenouillet). Ocupaban entonces 46 zonas de presencia repartidas por 364 municipios de seis departamentos pirenaicos.

Aunque los territorios potenciales disponibles son cada vez menos numerosos, el área de distribución del sarrío continúa creciendo después de 2005 (Fig. 2.5). El inventario de 2011 muestra un crecimiento de 226 km<sup>2</sup> (4 %) resultado esencialmente de la extensión de las poblaciones existentes. Aparece solamente una nueva colonia en Cap de Bouirex, en Ariege.

En resumen, el área de distribución del sarrío en el Pirineo francés ha conocido un fuerte incremento durante los decenios de 1970 y 1980, con una colonización de unos 200 km<sup>2</sup> anuales de media durante este periodo (Fig. 2.6). La distribución geográfica de la especie continuó posteriormente, pero a un ritmo más contenido (47 km<sup>2</sup> colonizados de media por año).

## 2.2. Medio ocupado por el sarrío en Francia

### 2.2.1. Distribución altitudinal

El área de distribución actual del sarrío en la vertiente francesa del Pirineo se extiende desde los 171 m (mínimo observado en Pirineos Orientales) a los 3 239 m de altitud (máximo hallado en Altos Pirineos). Aproximadamente el 70% de este área se encuentra por encima de los 2 000 m (Fig. 2.7).

Durante el periodo comprendido entre 1977 y 1988, correspondiente a la fase de expansión espacial más importante de los últimos 35 años, el sarrío ha colonizado 577 km<sup>2</sup> (26%) de terrenos situados por encima de los 2 000 m de altitud y 1 619 km<sup>2</sup> (74%) de terrenos por debajo. A finales de los ochenta, esta última categoría representa ya el 52% de la superficie ocupada por el sarrío.

Posteriormente, la distribución geográfica del sarrío se produce casi exclusivamente en los macizos de media y baja altitud del piedemonte pirenaico. De esa manera, la casi totalidad de los territorios colonizados después de 1989 están situados a menos de 2 000 m de altitud (1.037 km<sup>2</sup> o 99% del crecimiento total), mientras que la superficie ocupada por encima de los 2 000 m no crece más que solamente 11 km<sup>2</sup>.

### *Tipo de medio representado*

Diecinueve tipos de ocupación del suelo de nivel 3 de las 44 que componen la nomenclatura *Corine Land Cover*, figuran en el área de distribución del sarrío.

Algunas categorías, muy poco representadas, han sido reagrupadas. La Figura 2.8 muestra la proporción de las diferentes categorías observadas en 1977 y 2010.

Con un 37,6 % de la superficie ocupada, los bosques son el tipo de medio más representado en el área de distribución del sarrío. Está seguido por orden de importancia por los espacios abiertos con poca o nula vegetación (27,8 %), esencialmente constituidos por roca desnuda (13,7 %) y por medios de vegetación escasa o dispersa de elevada altitud (13,9 %), por el pasto y prados naturales (24,7 %) y finalmente por vegetación arbustiva (landas y maleza, vegetación esclerófila y bosque y vegetación arbustiva en evolución) que recubren el 8,5 % del área.

La evolución de la representación de los diferentes tipos de medio en el área de presencia del sarrío después de 1977 se traduce en el importante incremento de este área hacia hábitats de baja y mediana altitud. De esta forma, la parte de los bosques, claramente los de hoja caduca, no ha cesado de crecer, pasando de 24 % en 1977 a 37,6 % en 2010. A la inversa, la parte de espacios abiertos o con poca vegetación (rocas y medio con vegetación dispersa), generalmente asociado a altitudes elevadas, ha disminuido a lo largo del mismo periodo pasando de 44,8 % en 1977 a 27,8 % en 2010.

Después de más de 20 años, el sarrío se mantiene principalmente dedicado a la colonización de medios periféricos que pueden ser menos favorables, como medios forestales donde los recursos herbáceos pueden ser más pobres o zonas menos salvajes que pueden ser más perturbadas por la actividad humana (pastoralismo, actividades de ocio, explotaciones forestales).

## 2.3. Situación y evolución de las poblaciones francesas

### 2.3.1. Efectivos totales y densidades

El número total de sarríos presentes en la vertiente francesa del Pirineo en 2010 ha sido estimado en aproximadamente 31 200 ejemplares. Se encuentran repartidos en 39 poblaciones de las que 10 son interdepartamentales. Con 9 600 ejemplares, aproximadamente un tercio de los efectivos nacionales se encuentran en Altos Pirineos, el más poblado de la cadena. Aude, donde el territorio favorable para la especie es mucho menor, es el menos poblado (950 ejemplares).

Los efectivos mínimos de las poblaciones varían entre 10 y 3.400 sarríos. La media es de 800 individuos. Veinte colonias (51 %) poseen menos de 500 ejemplares y 7 (18 %) reúnen más de 2.000. Las densidades están comprendidas entre 1,1 y 22,9 sarríos por 100 ha, situándose la media en 5,5 (Fig. 2.9).

### 2.3.2. Evolución

En 1978, tras la primera operación de conteo «pointage-flash» realizado en el conjunto de la cadena pirenaica (excepto en Aude), el número mínimo de sarríos en el Pirineo francés fue estimado en 9 450 ejemplares. Desde entonces no ha cesado de progresar (Fig. 2.10): 15 260 en 1988, 24 630 en 1994, 27 000 en 2005 y 31 160 en 2010. De forma sostenida hasta la mitad de los noventa, con una tasa de crecimiento anual media del 9,4%, el incremento de los efectivos de sarrío se ralentizó posteriormente. El crecimiento medio observado entre 1995 y 2010 no es más que del 1,7% anual.

Existen grandes disparidades entre las diferentes partes de la cadena. De 1978 a 1994, los efectivos de la especie se han multiplicado por 6,2 al este (Aude y Pirineos Orientales), por 2,9 en el centro (Ariege, Altos Pirineos y Alta Garona) y por 1,4 al oeste (Altos Pirineos y Pirineos Atlánticos). Un solo departamento, Pirineos Atlánticos, ha visto disminuir sus efectivos durante estos años (-20 %). El periodo entre 1995 y 2010 muestra una evolución completamente diferente: el número mínimo de sarríos va en disminución al este ( $\times 0,9$ , a pesar del incremento significativo de sus efectivos en Aude); permanece estable en el centro ( $\times 1,1$ , debido a una disminución de los efectivos de Ariege de un 10% a lo largo de los últimos cinco años) y existe un aumento al oeste ( $\times 1,9$ ) (Fig. 2.11)

Los problemas sanitarios se han producido en diversas regiones del Pirineo francés, particularmente en lo referente a las epizootias de queratoconjuntivitis infecciosa (Fig. 2.12) y a la pestivirus (Fig. 2.13), y pueden explicar en buena medida una gran parte del estancamiento de los efectivos observados después de una buena década. Al este, ambas patologías se han producido de forma simultánea o sucesiva entre 1995 et 2010. El centro ha sido sobre todo afectado por la pestivirus entre 1996 y 2005. Al oeste, donde ha habido casos aislados de estas enfermedades entre 2003 y 2006, es sobre todo la queratoconjuntivitis contagiosa la que ha podido ralentizar el desarrollo de las poblaciones entre 2007 y 2009.

Después de 1994, el cupo de extracción cinegético se situó alrededor del 10% del total poblacional estimado en cada departamento y por lo tanto para el conjunto de la cadena. Aunque inferior a la tasa de crecimiento media teórica es posible que, subestimando el impacto de estas patologías, la aplicación de un cupo de extracción, subestimando el impacto de estas patologías, la aplicación de las tasas de extracción no ha estado adaptada a la dinámica de algunas poblaciones.

## 2.4. Origen de las poblaciones francesas

Entre las 51 zonas de presencia inventariadas en 2010, 40 de ellas (78 %) tienen un origen totalmente natural, 8 (16 %) fueron objeto de reforzamientos poblacionales de la población natural ya presente a través de sueltas y 3 (6 %) son el resultado de reintroducciones (Fig. 2.14). Estas últimas fueron efectuadas en l'Estibète (Altos Pirineos) en 1984-1985, en el macizo de Jaut (Pirineos Atlánticos) en 1993-1994 y en Hourmigué (Alto Garona) en 1999-2000.

Después de 1982 (Fig. 2.15), año de las primeras traslocaciones de sarrío en el Pirineo francés, 612 individuos fueron trasladados en el marco de 14 operaciones realizadas para la creación o el reforzamiento de una colonia, con una media de 44 individuos por operación (mínimo: 3 ; máximo : 100). Cuatro departamentos utilizaron este recurso: Pirineos Atlánticos, Altos Pirineos, Alto Garona y Ariège. Algunas sueltas tuvieron lugar en Aude y en Pirineos Orientales. No ha habido traslocaciones después de 2002.

Todas las operaciones se han realizado con sarríos capturados en el Pirineo francés. El Parc National des Pyrénées (principalmente sus sectores de Ossau y Cautehets) facilitó 318 animales, el 52% del número total de sarríos trasladados entre 1984 y 2001. La Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage d'Orlu (Ariège) liberó 233 entre 1992 y 2000 y la de Mont Vallier (Ariège) 61 de 1982 a 1995.

## 2.5. Conclusiones y perspectivas

Tras el comienzo de los años 50, un sistema de gestión del sarrío se ha ido poniendo en marcha de forma progresiva para restaurar su área de distribución y desarrollar sus efectivos:

- Creación de una importante red de reservas, con una superficie en 1991 de 1 385 km<sup>2</sup> (1/6 de los terrenos situados por encima de 500 m de altitud) para el conjunto de la cadena (Catusse, 1992)
- Puesta en marcha de medidas reglamentarias para limitar la extracción cinegética
- Reintroducciones (Estibète, Jaut, Hourmigué) y reforzamientos poblacionales a través de sueltas
- Puesta en marcha de cupos de captura desde 1969 en los terrenos demaniales de Ariège (casi la mitad de su espacio de montaña), 1977 en Alto Garona, 1978 en Pirineos Orientales



- Instauración en 1989 de un plan de caza del sarrío, aplicado desde 1990 a todas las poblaciones cazadas de la especie.

Este sistema de gestión se ha mostrado eficaz pues el sarrío no ha cesado de mantener su crecimiento en el Pirineo francés a un ritmo medio de colonización de 98 km<sup>2</sup> al año desde 1977. Sin embargo el crecimiento de su área de distribución se ha ralentizado desde principio de los noventa, tras una fase de fuerte crecimiento a lo largo de los setenta y ochenta. El hecho de que la especie colonizara la mayor parte de los hábitats disponibles podría explicar esta ralentización y podríamos esperar que su área de distribución evolucionara poco en los próximos años. De la misma manera, sus efectivos han aumentado de forma sostenida hasta aproximadamente mediados de los años 90. Después, su crecimiento se ha ralentizado significativamente, particularmente al este y centro de la cadena, por razones esencialmente de índole sanitaria. Esta estabilización de los efectivos ha sido lógicamente confirmada por el asentamiento global del incremento de las atribuciones del plan de caza después de veinte años de vigencia, a pesar de las fuertes disparidades departamentales.

En este nuevo contexto biológico, muy propicio a la aparición de mecanismos dependientes de la densidad, como la estabilización de los efectivos, la reducción del rendimiento (peso, productividad), mayor sensibilidad a las patologías), el seguimiento poblacional por conteo tradicional, que ha sido un buen indicador de la tendencia de los efectivos, pierde su eficacia (Berducou *et al.*, 2004). Solamente el recurso complementario de seguimiento regular de un panel de Indicadores de Cambio Ecológico (ICE), un Índice de Abundancia Pedestre (IPS), el peso de los cabritos, etc., y una vigilancia sanitaria permanente fortalecida permitirán un diagnóstico adecuado del estado de equilibrio real de las poblaciones. Teniendo en cuenta la extrema diversidad de las situaciones locales, como: la historia de las poblaciones y de su gestión; las condiciones ambientales ; el solapamiento creciente de ungulados (Saint-Andrieux *et al.*, 2012) y el desarrollo de impactos humanos, estas experiencias deben ser realizadas población a población examinando con prioridad las que se encuentren más próximas a la capacidad de acogida del medio. La caza del sarrío debe continuar a bascular progresivamente entre una gestión global de una abundancia relativa pasada a una gestión global variada orientada por el conocimiento del terreno de los diversos actores implicados.

## Agradecimiento

Debo agradecer a Robert Corti (ONCFS) quien ha recogido, tratado y analizado después de numerosos años el conjunto de los datos de las encuestas y los interlocutores técnicos departamentales de la ONCFS y de las FDC de la red Ongulés sauvages ONCFS/FNC/FDC a los que les fueron solicitados sus inventarios así como los de sus miembros locales (Administraciones, ONF, espacios protegidos, asociaciones locales).

## Figuras

- **Figura 2.1.** Área de distribución del sarrío en el Pirineo francés en 1977 (Catusse, 1977) y límite de distribución de la especie a principios de los años sesenta (línea discontinua negra (Couturier, 1938 et 1964).
  - **Figura 2.2.** Área de distribución del sarrío en el Pirineo francés en 1988.
  - **Figura 2.3.** Área de distribución del sarrío en el Pirineo francés en 1994.
  - **Figura 2.4.** Área de distribución del sarrío en el Pirineo francés en 2005.
  - **Figura 2.5.** Área de distribución del sarrío en el Pirineo francés en 2010.
  - **Figura 2.6.** Evolución del área de distribución del sarrío en el Pirineo francés entre 1977 y 2010.
  - **Figura 2.7.** Distribución altitudinal del área de presencia del sarrío en el Pirineo francés.
  - **Figura 2.8.** Tipo de medio ocupado por el sarrío en el Pirineo francés en 1977 y en 2010 según la nomenclatura Corine Land Cover.
  - **Figura 2.9.** Densidad del sarrío en el Pirineo francés en 2010.
  - **Figura 2.10.** Evolución de los efectivos de sarrío en el Pirineo francés entre 1978 y 2010.
  - **Figura 2.11.** Evolución de los efectivos departamentales de sarrío de 1978 a 2010.
  - **Figura 2.12.** Poblaciones afectadas por la queratoconjuntivitis infecciosa en el Pirineo francés.
  - **Figura 2.13.** Poblaciones afectadas por la pestivirusosis en el Pirineo francés.
  - **Figura 2.14.** Origen de las poblaciones francesas de sarrío.
  - **Figura 2.15.** Balance de las traslocaciones de sarrío realizadas en el Pirineo francés desde 1982.
-

### 3. Estatus y gestión del sarrío en el Pirineo catalán

**Josep M. López-Martín<sup>1</sup>, Ricard Casanovas<sup>1</sup>, Jordi García-Petit<sup>2</sup>,  
Jordi Xifra<sup>3</sup>, Joan Curià<sup>4</sup> y Jordi Canut<sup>5</sup>**

1. Àrea d'Activitats Cinegètiques. Subdirecció General d'Activitats Cinegètiques i Pesca Continental. Direcció General de Medi Natural i Biodiversitat. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. C/ Dr. Roux 80. 08017 Barcelona. josep.lopez@gencat.cat; arcasur@gencat.cat
2. Reserva Nacional de Caça del Cadí y Reserva Nacional de Caça de Cerdanya-Alt Urgell. C/ La Vinya 1. 08695 Bagà. jgarciap@gencat.cat
3. Reserva Nacional de Caça de Freser-Setcases. Edifici de la Generalitat. Pl. Pompeu Fabra, 1. 17002 Girona. jordi.xifra@gencat.cat
4. Reserva Nacional de Caça de Boumort y Reserva Nacional de Caça de l'Alt Pallars-Aran. C/ Camp de Mart 35. 25004 Lleida. jcuria@gencat.cat
5. Parc Natural de l'Alt Pirineu. C/ de la Riba, 1. 25595 Llavorsí. jcanut@gencat.cat

#### *Resumen*

La población de sarrío *Rupicapra p. pirenaica* en Catalunya está repartida por la mayor parte de los macizos del Pirineo axial y en algunas sierras pertenecientes al Prepireneo, principalmente gestionadas mediante las Reservas Nacionales de Caza a cargo de la Generalitat de Catalunya y de la protección de los ejemplares situados en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. La evolución histórica de esta población muestra una tendencia positiva similar a la mayor parte de zonas del Pirineo que permite en la actualidad un aprovechamiento cinegético, en el que además intervienen las áreas privadas de caza situadas en esta zona, basado en un conteo de los ejemplares disponibles y los parámetros intrínsecos de la población cuantificados anualmente.

Desde la publicación de la primera versión de este capítulo (año 2004) ciertos aspectos tanto de la gestión como de la población han cambiado. En concreto, la aparición de una enfermedad producida por un pestivirus conocido como Virus de la Enfermedad de la Frontera, y que desde el año 2001 ha producido elevadas mortalidades en las zonas que afectaba, provocando cambios en la gestión que han llevado incluso a la moratoria total del aprovechamiento cinegético durante el año 2006 en la mayor parte de su área de distribución.

Con el objetivo de disponer de datos objetivos y homogéneos de la especie en el año 2012 se ha iniciado el Programa de Seguimiento del Sarrío que incluye tanto aspectos relacionados con la metodología de censo y estimas de abundancia, como la toma de datos sobre los ejemplares cazados y encontrados muertos y la ordenación de la población por sectores.

**Palabras clave:** sarrío, gestión cinegética, censos, pestivirus, Catalunya.

### **Abstract**

*Isard Rupicapra p. pyrenaica population in Catalonia is widely distributed along the axial Pyrenees and some Pre-Pyrenean massifs, mostly managed through Game National Reserves and in the Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park legally protected. The historic evolution of this population shows a positive trend in the same way that the whole Pyrenean population that enables nowadays a general game use, where the game private and local areas are involved too. The annual extraction is based in the counting census and the population parameters estimation.*

*From the former publication of this chapter (year 2004), such questions about the isard population in Catalonia and its management have changed. In particular the Pestivirus outbreaks produced by the Border Disease Virus since 2001, with a high mortality rates in the affected areas. The management decisions have been addressed to stop the hunting (in 2006 was forbidden for the most hunting areas of Catalonia), in order to minimize the effect of game on affected populations.*

*Recently (2012), we have started the Isard Management Program with the aim to obtain homogeneous and structured data about this species, mainly the questions related with census methodology and density and abundance estimation, biometric data collection from hunted individuals and the distribution of managed areas for the isard.*

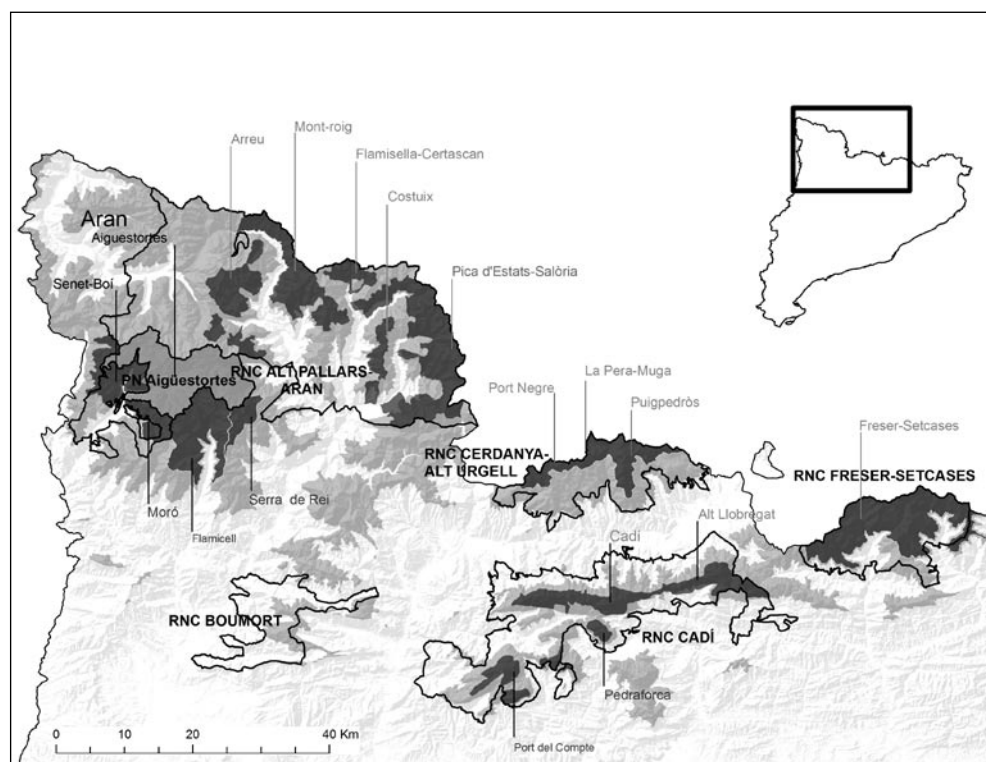
**Keywords:** *isard, game management, census, pestivirus, Catalonia.*

## **3.1. Historia de la población de sarrío en el Pirineo**

La situación de la población de sarrío *Rupicapra p. pyrenaica* en el Pirineo fue en el siglo pasado un ejemplo de recuperación de la extinción gracias a las políticas de conservación ambiental iniciadas con la aplicación de normativas de gestión de la caza y la protección y regulación de los espacios naturales donde la especie vivía. La Ley 37/1966 de 31 de Marzo, promulgó la creación de dieciocho Reservas Nacionales de Caza (RNC) en territorio español, con una especial atención a esta especie y de ellas, cuatro en el Pirineo catalán. A las cuales hay que añadir la creación anterior del Parque Nacional de Aigüestortes y Lago de San Mauricio (1955) en Cataluña y el Parque Nacional de Ordesa (1918) en Aragón. En el año 1970 se aprueba la Ley de Caza española que establece las normas que han ido derivando en leyes y normas autonómicas, pero que mantiene en común el modelo de gestión y ordenación de la actividad cinegética, así como las medidas de protección de estas especies que permitan un aprovechamiento sostenible. La culminación de estas medidas se concreta

de forma exitosa con normas y leyes derivadas de la trasposición de la Directivas europeas y las medidas de conservación y protección de la fauna y hábitats del estadio alpino y subalpino del Pirineo (espacios naturales de protección especial, especies protegidas, Red Natura 2000).

La población actual de sarrío en el Pirineo catalán es fruto de esta historia y permite en la actualidad un aprovechamiento cinegético ordenado. Estas se localizan a lo largo de la cadena pirenaica entre la cuenca alta del río Ter por el este y el límite territorial de Cataluña por el oeste. En este territorio, las poblaciones más importantes son las ubicadas en las reservas nacionales de caza (RNC) de Alt Pallars-Aran, Cadí-Moixeró, Cerdanya-Urgell y Freser-Setcases, cuya superficie en conjunto es algo superior a 201 000 ha (Figura 3.1). Hay también que destacar una importante población en el Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici (PNA) en el que evidentemente no se caza esta especie, y poblaciones más o menos importantes en las áreas privadas de caza alrededor de las reservas, donde hoy en día constituyen un recurso cinegético gestionado mediante una planificación.



**Figura 3.1.** Localización de las Reservas Nacionales de Caza y Parque Nacional y (en gris oscuro) los principales sectores de censo (macizos) de sarrío en Catalunya. La zona gris claro indican la cota de altitud superior a 1600 m.

**Figure 3.1.** Location of the National Game Reserves, National Park and (dark grey) the isard census areas in Catalonia. The soft grey shows the 1600 m above sea level altitude.

## 3.2. Evolución de la población

### 3.2.1. Censos anuales

Anualmente la dirección técnica de las reservas nacionales de caza organiza para los conteos de la población de sarrío con el objetivo de censarla, así como estimar parámetros como la proporción de sexos, la productividad y la distribución de los ejemplares. Pero también disponer de datos más subjetivos relacionados con la valoración venatoria de los ejemplares y sus posibilidades de cara al reparto de trofeos por temporada que permita ofertar de forma adecuada el aprovechamiento cinegético que se planifique.

El período principal de conteo es durante la segunda quincena de junio y primera de julio, una vez que las madres e hijos se incorporan a las manadas, si bien en la época de celo, durante el mes de noviembre se realizan conteos en algunas zonas donde los recursos de personal lo permiten, proporcionando la visualización de machos hasta el momento ocultos. Durante el primer período se estima el censo de la población, la proporción de ejemplares por clases de edad (adulto, segallo y cría), la proporción de sexos y la productividad (número de crías por hembra adulta).

El método general y tradicional de conteo es mediante la realización de itinerarios de longitud variable realizados por dos o más personas conocedoras de la especie y de la zona, localizados en el estadio supraforestal con el objetivo de tener la máxima visibilidad (Berducou *et al.* 1982). Cada observación es confirmada con la ayuda de prismáticos y/o telescopio. El desarrollo de los itinerarios se realiza de forma simultánea entre zonas o sectores limítrofes con la ayuda de emisoras que eviten los dobles contactos. Pese a la capacidad de los observadores se asume que sólo se tiene acceso a una parte de la población por lo que se asume la subestima de la población. Los datos obtenidos son agrupados por macizos y por figuras cinegéticas o de protección para su análisis e interpretación.

La aplicación de esta metodología se inició en los años 80 en la mayoría de las zonas. Así, en el caso de la RNC de Cadí se dispone de un primer censo en el año 1980, con 608 ejemplares observados. La evolución de este conteo a lo largo de más de 30 años permite disponer de las tendencias poblacionales que muestran el incremento de las poblaciones fruto de las medidas de gestión y protección (Fig. 3.2), el súbito efecto catastrófico de la irrupción de la Enfermedad del Virus de la Frontera y la recuperación de los últimos años.

Durante el censo de primavera de 2011 se contabilizaron en las RNC y en el parque nacional un total de 9.238 sarríos, muy inferior a los casi 14 000 ejemplares que se contabilizaron a finales de los años 90 (Padrós *et al.* 2004). Destaca este último año el mayor número de ejemplares en la RNC de Freser-Setcases con 3.162 sarríos contados.

Los parámetros demográficos de estas poblaciones así como la estructura de sexo y edad muestran patrones desiguales en función de los procesos de gestión y sobre todo de las epizootias que han ido sufriendo. La RNC de Freser-Setcases, con la serie de valores más completa y sin haber sufrido los efectos de la elevada mortalidad que

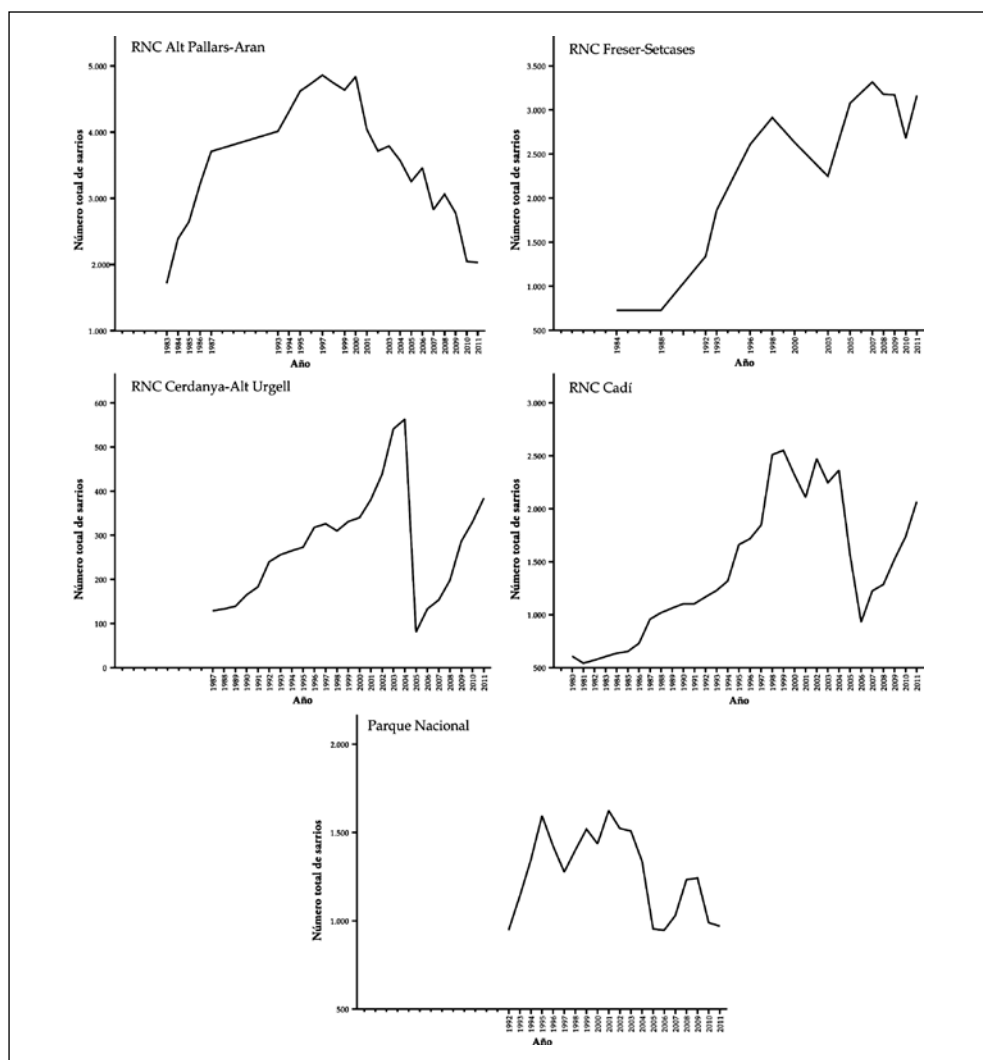
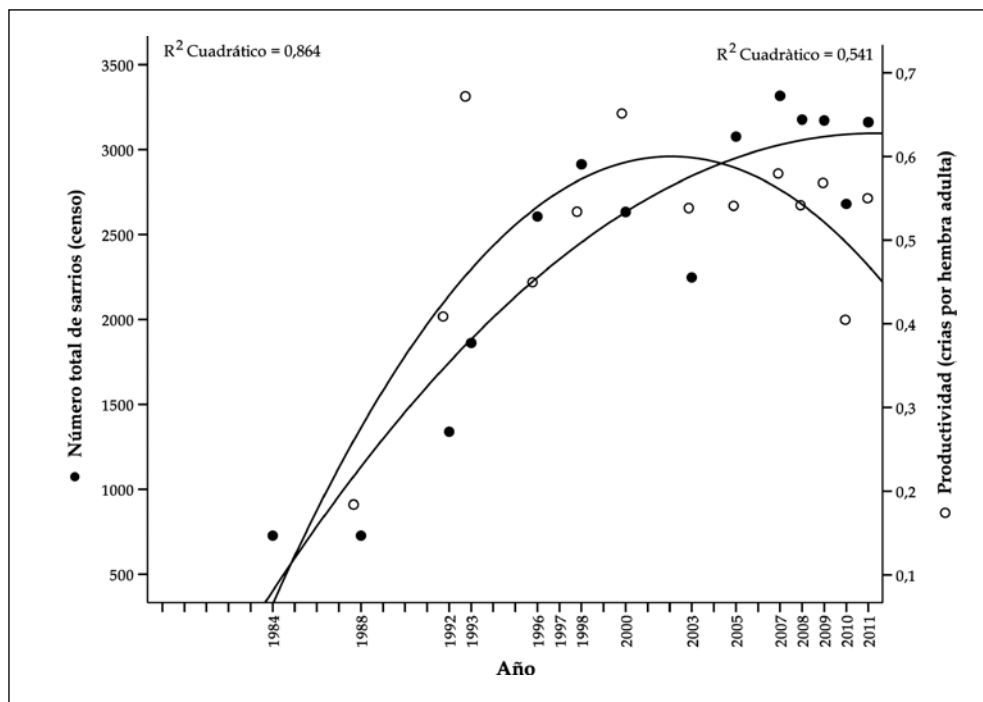


Figura 3.2. Resultados del censo pirenaico de sarrío en las RNC y en el parque nacional.

Figure 3.2. Results of the isard census in the national game reserves and the national park.

produce el Pestivirus muestra, como en la mayoría de poblaciones del Pirineo, unas tasas de crecimiento elevadas en los primeros años de expansión y consolidación (Fig. 3.2 y 3.3). En los últimos años este crecimiento se ha reducido, mostrando una estabilización del número de ejemplares en la población que ha ido acompañado con una reducción de la productividad (crías por hembra adulta) después de un período de máxima productividad cercano a 0,7 crías por hembra adulta (Fig. 3.3) que podría estar relacionada con procesos de denso-dependencia y con un cambio ecológico de la población (Morellet *et al.* 2007).



**Figura 3.3.** Resultados del censo pirenaico de sarrío en la RNC de Freser-Setcases comparando la tendencia del número total de ejemplares y el valor de la productividad anual.

*Figure 3.3.* Results of the isard census in the RNC Freser-Setcases comparing the total census trend and the productivity value.

### 3.2.2. Efectos de las epizootias

Los efectos de la Enfermedad del Virus de la Frontera en los sarríos del Pirineo de Catalunya se empezaron a apreciar por primera vez en el año 2001 en la RNC de Alt Pallars-Aran (Marco *et al.* 2007) y ha ido apareciendo en diferentes zonas en los años siguientes con una elevada tasa de mortalidad (Marco *et al.* 2012). Excepto en la RNC de Freser-Setcases, donde no se ha detectado ningún caso, en el resto de reservas nacionales y espacios naturales este efecto se aprecia en el número de ejemplares estimado en el censo anual de primavera (Fig. 3.2).

Otras epizootias como la Queratoconjuntivitis infecciosa que han afectado de forma más o menos importante a los sarríos del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (año 1990 y 1996) y en la RNC de Cadí (1995) y en la RNC de Freser-Setcases (1995), han repercutido también en la dinámica de estas poblaciones (Marco *et al.* 2012).

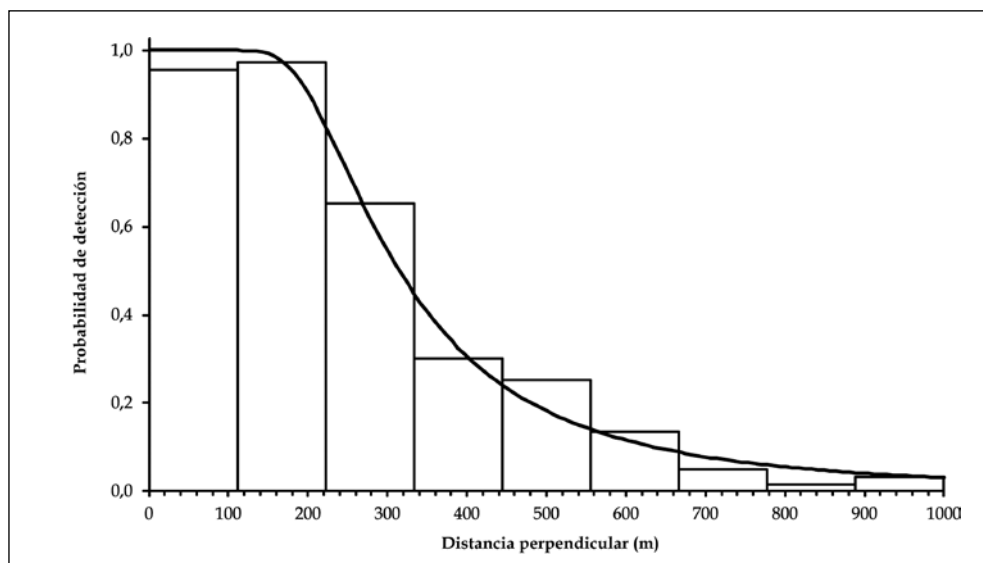
En el caso del Parque Nacional la población (Fig. 3.2), influenciada de forma más suave por la gestión cinegética que se realiza en los terrenos circundantes, parece responder a la incidencia de los episodios de las epizootias que la han afectado (Pañella *et al.* 2010).



Actualmente, los valores obtenidos muestran una tendencia positiva en la mayor parte de los casos que ha permitido recuperar los valores previos a los efectos de la enfermedad, pese a que hay una fuerte tendencia negativa en zonas como la RNC de l'Alt Pallars-Aran y menos acentuada en el Parque Nacional.

### 3.2.3. Estimaciones de la densidad

Si bien los datos de los censos anuales han sido tradicionalmente extrapolados a estimaciones de densidad, la metodología empleada es del todo incompleta si no se controlan los parámetros que permiten un cálculo adecuado (superficie de la población censada, dobles conteos, subestima...) (Loison *et al.* 2006). Para establecer este importante parámetro se ha iniciado en las reservas nacionales de caza y parque nacional la implantación del método de muestreo por distancias *Distance Sampling* (Buckland *et al.* 2001, Thomas *et al.* 2002, 2010) adaptando la metodología por transectos que se realiza de forma tradicional. En concreto, se utilizan los mismos transectos que recorren a pie las zonas y hábitats del sarrío en Catalunya realizados por al menos dos personas que han de anotar las observaciones realizadas estimando la distancia perpendicular desde el camino con la ayuda de un telémetro laser. El fácil acceso a tecnologías de georreferenciación como el GPS o los Sistemas de Información Geográfica SIG favorece la implantación de esta metodología. La alta visibilidad que proporcionan los hábitats abiertos de la alta montaña hacen que el sarrío sea una especie idónea para la aplicación de esta metodología (Herrero *et al.* 2011, Pérez *et al.* 2011).



**Figura 3.4.** Función de probabilidad de detección en el muestreo de distancias obtenido para las observaciones de sarrío en la RNC de Freser-Setcases durante el censo de primavera del año 2011.

*Figure 3.4.* Probability detection function obtained with the distance sampling method in Freser-Setcases National Game Reserve during 2011 spring census.

Durante el año 2011 se realizó una primera prueba en la RNC de Freser-Setcases aplicando la adaptación metodológica. En esta reserva se realizan el censo de primavera en un total de 16 itinerarios con una longitud media de 8 km, que se recorren en 3 días consecutivos. De estos itinerarios se obtuvieron las distancias perpendiculares en 9 itinerarios (71 km total) donde se disponía de telémetros. Se anotaron un total de 201 observaciones de sarrío, con un tamaño medio 8,15 sarríos/grupo (ErrStd= 1,11). La distancia máxima anotada fue de 1000 m. Eligiendo entre las funciones y ajustes correspondientes al criterio del mínimo valor AIC, Hazard Rate key,  $k(y) = 1 - \text{Exp}(-(y/A(1))^{**}-A(2))$ , como la función que mejor se ajustaba a la probabilidad de detección (Fig. 3.4). La estima de la densidad fue de 21,4 sarríos/km<sup>2</sup> (%CV: 20,8; IC 95%: 12,9 – 35,4) para un censo de población de 3.162 sarríos contados por el método tradicional.

### 3.3. Ordenación y gestión cinegética del sarrío

La ordenación y gestión de la actividad cinegética en Catalunya deriva aún de la Ley 1/1970, de Caza y de su Reglamento, legislación que se ha ido complementando con la normativa que la Generalitat de Catalunya desarrolla. La especie ha sido considerada como cinegética y la gestión de los aprovechamientos basada en el plan técnico de gestión cinegética (PTGC) que cada terreno de caza debe disponer. Los terrenos de caza donde la caza está permitida de forma general son las RNC y las Zonas de Caza Controlada (ZCC), gestionadas directamente por la administración competente en materia de caza, y las Áreas Privadas y Locales de Caza (APC, ALC) que son gestionadas de forma privada y/o por los municipios.

Durante estos años, desde la publicación de la primera edición de este trabajo (Padrós *et al.* 2004) la comarca del Valle de Aran mediante el Conselh Generau d’Aran ha asumido las competencias en materia de caza que el Estatuto de Catalunya les transfería. Estas competencias les permiten la gestión de esta actividad y por lo tanto de las poblaciones de caza en la Zona de Caza Controlada de Aran y en la porción correspondiente de la RNC de l’Alt Pallars-Aran, que incluyen en el seguimiento de las poblaciones y establecimiento del aprovechamiento anual en función de las existencias y de su viabilidad, entre otras.

#### 3.3.1 Aprovechamiento cinegético

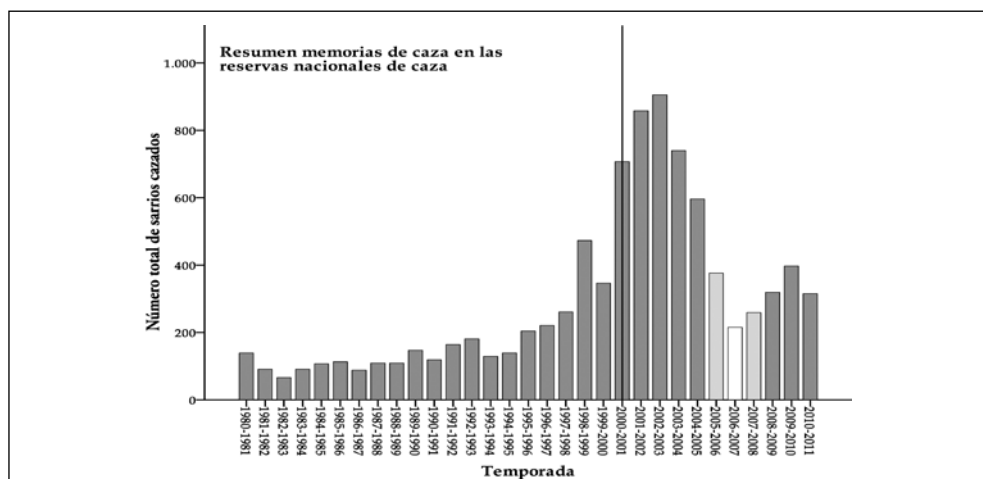
En los últimos años, y debido al crecimiento sostenido de las poblaciones de sarrío, el número de terrenos de caza donde esta especie se caza ha llegado a ser de hasta 74, de los cuales 4 son RNC (201.344 ha), 2 zonas de caza controlada (58.115 ha), 67 áreas privadas de caza y un área local de caza.

Los permisos en las reservas nacionales de caza y zonas de caza controlada son en la mayor parte sorteados anualmente entre las diferentes tipologías (trofeo y selectiva) y origen de los cazadores (europeo, autonómico, propietario y local) que los solicitan, y los ingresos obtenidos (tasas administrativas) reinvertidos en la gestión de la reserva y proporcionalmente entre los propietarios de los terrenos (públicos y privados) que conforman cada reserva nacional.

Por lo que se refiere a los permisos en las áreas privadas y locales de caza los titulares pueden disponer de ellos en la forma que determinen. Debido a su alta valoración, estos permisos son una fuente de ingresos importante, tanto para las sociedades de cazadores titulares de las áreas de caza, titulares privados, así como para los ayuntamientos y entidades locales de carácter público, siendo hoy en día un recurso económico importante en la economía local de estas zonas rurales.

### 3.3.2. Restricción excepcional del aprovechamiento cinegético

La excepcionalidad de los efectos producidos sobre las poblaciones de sarrío tanto en Catalunya como en zonas limítrofes (Andorra y Francia) llevó a las administraciones competentes a adoptar medidas urgentes destinadas a reducir estos efectos. Así, las juntas consultivas de las RNC de Cerdanya-Alt Urgell y RNC de Cadí acordaron suspender la caza de esta especie durante la temporada 2005-06, 2006-07 y 2007-08. Así mismo, y con carácter general la resolución anual de caza prohibía la caza del sarrío durante la temporada 2006-07 en todos los terrenos cinegéticos al este del río Rigart. Por tanto, se prohibió la caza de esta especie en casi toda Catalunya, tanto en las reservas nacionales de caza como en los terrenos acotados, excepto en la RNC de Freser-Setcases y las áreas privadas de caza limítrofes, donde no se había detectado ningún efecto de la enfermedad sobre la población. De forma paralela a estas acciones, el Conselh Generau d'Aran, anuló 39 permisos de caza durante la temporada 2005-06 a Naut Aran, la porción aranesa de la RNC de Alt Pallars-Aran. Y, en general para toda la reserva, no se autorizó la caza hasta la temporada 2007-08 y con restricciones en algunas zonas (Valle de Boí) que aún continúan debido a la detección de nuevos brotes. Estas restricciones se aprecian en el número anual de sarríos cazados en las RNC (Fig. 3.5).



**Figura 3.5.** Número de sarríos cazados por temporada en las reservas nacionales de caza de Catalunya. Se muestra la temporada en la que se prohibió la caza del sarrío (blanco), las temporadas donde se restringió la caza en ciertas reservas y la línea muestra la primera aparición de los efectos del Pestivirus.

*Figure 3.5.* Amount of isard hunted per season in the national game reserves in Catalonia. The empty bar shows the hunting season when the isard hunting was forbidden and the grey bar shows the restriction of hunting in some national game reserves. The line shows the first Border disease virus outbreak.

Durante la temporada 2010-11, última con datos hasta el momento, se cazaron un total de 511 sarríos, de los cuales 315 en las reservas nacionales de caza (DGMB, 2011). Valores que son similares a los que se cazaban en Catalunya durante las temporadas de los años 90 y un tercio del aprovechamiento que se realizaba durante los años con un número máximo de permisos (temporada 2002-03).

De forma simultánea, Francia suspende la caza del sarrío durante la temporada 2005-06 en la zona del Valle de Campcardós, Carlit y Ariege, y el Gobierno de Andorra suspende la caza durante la 'semana del sarrío' (septiembre) del año 2005. Durante los últimos años en Andorra se han establecido moratorias similares ante la aparición de nuevos brotes de la enfermedad (ver Capítulo 1).

## Agradecimientos

Los autores quieren expresar su agradecimiento a los directores-técnicos de las reservas nacionales de caza que las han gestionado hasta la fecha, al personal técnico adscrito a las mismas, al personal de los Servicios Territoriales, y en especial a los guardas de reserva de fauna salvaje y agentes rurales que con su esfuerzo y dedicación permiten la conservación y gestión de las poblaciones de sarrío en Catalunya.

## Bibliografía

Berducou, C., Besson, C., Guardas monitores del PNP 1982. Dynamique des populations d'isards du Parc National des Pyrénées. Acta Biologica Montana 1: 153-175.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L. 2001. Introduction to distance sampling. Oxford University Press, Oxford, U.K.

Direcció General del Medi Natural i Biodiversitat 2011. Memòria anual de caça temporada 2010-11.

Herrero, J., García-Serrano, A., Prada, C., Fernández-Arberas, O. 2011. Using block counts and distance sampling to estimate populations of chamois. Pirineos 166: 123-133.

Loison, A., Appolinaire, J., Jullien, J.-M., Dubray, D. 2006. How reliable are total counts to detect trends in population size of chamois *Rupicapra rupicapra* and *R. pyrenaica*?. Wildl. Biol. 12: 77-88.

Marco, I., López-Olvera, J.R., Rosell, R., Vidal, E., Hurtado, A., Juste, R., Pumarola, M., Lavín, S. 2007. Severe outbreak of disease in the southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) associated with border disease virus infection. Vet. Microbiol. 120: 33-41

Marco, I., López-Olvera, J.R., Lavín, S. 2013. El seguimiento sanitario del sarrío en el Pirineo catalán. En: Herrero, J., Escudero, E., Fernández de Luco, D., García-González, R. Eds). El sarrío pirenaico *Rupicapra p. pyrenaica*: biología, patología y gestión. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie: Investigación. Pp: 130 - 140

Morellet, N., Gaillard, J.-M., Mark Hewison, A.J., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F., Maillard, D. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *J. App. Ecol.* 44: 634-643.

Pañella, P., Herrero, J., Canut, J., García-Serrano, A. 2010. Long-term monitoring of Pyrenean chamois in a protected area reveals a fluctuating population. *Hystrix It. J. of Mamm.* (n.s.) 21 (2): 183-188.

Padrós, J., Casanovas, R., Garcia-Petit, J., Claveria, A., Mataix, L. 2004. Estatus y gestión del sarrío en el Pirineo catalán. En: (Herrero, J., Escudero, E., Fernández de Luco, D., García-González, R. Eds). *El sarrío pirenaico *Rupicapra p. pirenaica*: biología, patología y gestión*. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie: Investigación. Pp: 51 - 62.

Pérez, J.M., López-Martín, J.M., Xifra, J., Alpizar, R., Marco, I., Mentaberre, G., Lavín, S., Serrano, E. 2011. Distance Sampling en la estima de abundancia de sarrío. Primera reunión sobre el sarrío cantábrico y el sarrío pirenaico. Benasque (Huesca, España), 20-22 de mayo de 2011. *Pirineos* 166: 174.

Thomas, L., Buckland, S.T., Burnham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.L., Borchers, D.L., Strindberg, S. 2002. Distance sampling. En: (El-Shaarawi A.H., Piegorsch, W.W. Eds) *Encyclopedia of Environmetrics* 1:544-552.

Thomas, L., Buckland, S.T., Rextad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A., Burnham, F.P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14.



## 4. Veinte años de seguimiento poblacional del sarrío en Navarra (1992-2011)

**Zigor Arteaga<sup>1</sup>, Juan Herrero<sup>2</sup>, Inazio Garin<sup>3</sup>, Carlos Prada<sup>1</sup>, Olatz Fernández-Arberas<sup>4</sup> y Alicia García-Serrano<sup>1</sup>**

1. Ega, Consultores en Vida Silvestre. Sierra de Vicort 31, 1ºA. E-50003 Zaragoza. [egasl@arrakis.es](mailto:egasl@arrakis.es)

2. Área de Ecología. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Zaragoza. E-22071 Huesca. [herreroj@unizar.es](mailto:herreroj@unizar.es)

3. Zoología eta Animalia Zelulen Biología Saila. Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. 644 PK. E-48080 Bilbo. [inazio.garin@ehu.es](mailto:inazio.garin@ehu.es)

4. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Ap. 64. E-22700 Jaca. [olatzega@gmail.com](mailto:olatzega@gmail.com)

### Resumen

En 1992 se llevó a cabo un estudio de la población de sarrío *Rupicapra pyrenaica pyrenaica* que habitaba en Navarra, en el que se abordó su distribución geográfica, censo poblacional, alimentación, uso del espacio, gregarismo y parasitosis. La población se localizó en dos macizos, Larra-Belagoa y Ezkaurre, ambos compartidos con Aragón. En su conjunto, se trataba de una población pequeña (alrededor de un centenar de individuos), constituía el límite suroccidental de distribución de la subespecie, gozaba de buena salud y poseía unas características demográficas, de gregarismo y uso del hábitat, propias de poblaciones de baja densidad y de ambientes boscosos.

A partir de 1995 y 1996 las dos subpoblaciones existentes han sido objeto de monitorización observándose desde entonces un incremento del número de individuos. A partir de 2006 se estableció una nueva subpoblación más en el cordal Ori-Lakartzela, constituyendo el nuevo límite occidental para el conjunto de la subespecie.

**Palabras clave:** sarrío, Navarra, monitorización, uso del hábitat, gregarismo, parásitos, Plan de Conservación, Vulnerable.

### Abstract

In 1992 we studied the chamois population in Navarra including its geographic distribution, a population survey, diet, spatial use, social structure and parasites. Overall the population was small and located on the south-western limit of the distribution of this subspecies.

*Health was good and the demographic and social characteristics and use of habitat reflected populations at low density in forest environments. The two subpopulations have been monitored since 1995 and 1996 and seem to be increasing. In 2006 another subpopulation has been established, being now the new western limit of the subspecies.*

**Keywords:** *chamois, Navarra, monitoring, habitat use, grouping, parasites, conservation management, Vulnerable.*

#### 4.1. El estado legal

El sarrío en Navarra está catalogado como especie "Vulnerable" según el Catálogo de Especies Amenazadas de la Comunidad Foral (Decreto Foral 563/1995), lo que implica que se trate de un taxón "...que entraría en la categoría "En Peligro" en un futuro próximo si los factores causales continuaran actuando". A estas especies catalogadas les corresponde, siempre según la legislación navarra, la aplicación de un Plan de Conservación que palíe sus amenazas y permita su eventual descatalogación. Todo ello significa que Navarra es el único territorio pirenaico donde el sarrío no tiene la consideración de especie cinegética y está amenazado, algo que comparte con otras cuatro subespecies de gamuzas (la gamuza de los Apeninos *Rupicapra pyrenaica ornata*; la de los Montes Tatra *R. r. tatrica*; la del Caucaso *R. r. caucásica* y la de Chartreuse *R. r. cartusiana*) además de diversas poblaciones de las otras subespecies (Shackleton 1997). Constantemente más subespecies y poblaciones del género se ven amenazadas debido sobre todo a la sobreexplotación. No obstante hay que subrayar que el sarrío en Navarra no constituye una población aislada sino el final occidental de la metapoblación pirenaica.

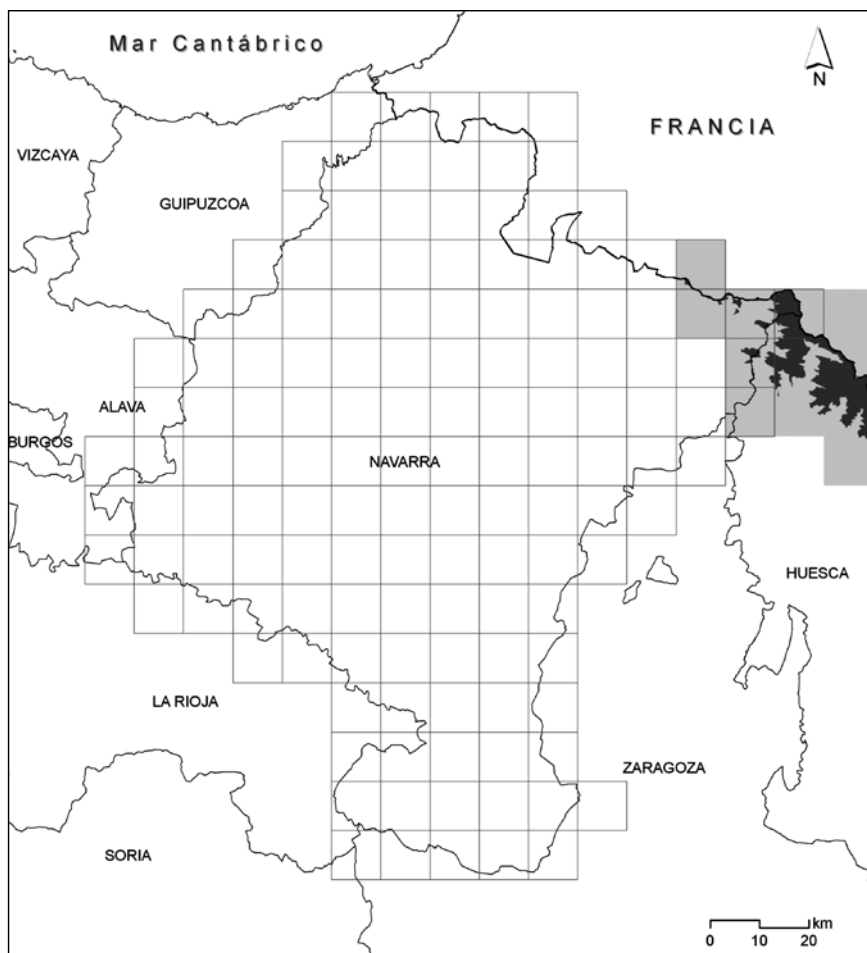
#### 4.2. El estudio de 1992

En 1992 el Gobierno Foral de Navarra decidió llevar a cabo un estudio sobre el estado de conservación del sarrío en su territorio, cuyo conocimiento hasta esa fecha era prácticamente nulo (Herrero *et al.* 1995). Los aspectos que se abordaron fueron la distribución, parámetros demográficos, alimentación, uso del espacio, parasitosis y gregarismo.

Ese año estimamos la existencia de entre 10 y 20 sarríos en Ezkaurre (EZ) y unos 100 en la Reserva Natural de Larra-Belagoa y zonas limítrofes (LL), es decir el macizo de Larra-Lapaquiza de Linzola y Txamantxoia. En el cordal montañoso Ori-Lakartxela (OL) no avistamos ningún ejemplar, a pesar de que existían testimonios de presencia de los años 70 (A. Senosiain com. pers) (ver distribución actual en la Figura 4.1). En EZ llevamos a cabo un seguimiento continuo por las zonas supraforestales y para la Reserva Natural, al ser un medio mayoritariamente boscoso, realizamos itinerarios (unos 7 recorridos mensuales) durante 12 meses, lo que nos permitió estimar la densidad, número total y principales parámetros demográficos (Garin y Herrero 1997). Todos los parámetros considerados se encontraban dentro de los rangos pirenaicos conocidos, con una sex-ratio desviada a favor de las hembras (0,63 machos por hembra) y una elevada productividad (82%, crías por hembra). Se consideró que se trataba de subpoblaciones compartidas con Aragón, y que su catalogación como "Vulnerable" estaba plenamente justificada (Herrero *et al.* 1995).



También estudiamos la alimentación a partir de la calidad de la dieta, inferida mediante el nitrógeno (N) fecal, directamente correlacionado con el N de la dieta, lo cual está a su vez relacionado con la calidad de las plantas disponibles en el medio. El patrón anual del N fecal del sarrío en Navarra es similar al de otros ungulados de latitudes templadas, es decir, los valores más altos aparecen en primavera y verano y los más bajos en otoño e invierno. Por otro lado, los valores máximos encontrados eran similares a los mayores descritos en los Pirineos y posiblemente ello afectaba positivamente a la evolución poblacional, aunque subrayamos la necesidad de un seguimiento de las variaciones anuales del N fecal para obtener una idea apropiada de la calidad de la dieta (Garin *et al.* 1998).



**Figure 4.1.** Distribución del sarrío en Navarra en 2011. La trama oscura indica altitudes por encima de los 1600 m en la vertiente sur pirenaica y la clara presencia de la especie en cuadrículas UTM de 10 x 10 km.

*Figure 4.1.* Pyrenean chamois distribution in Navarre in 2011. Surface over 1600 m a.s.l. at the south faced Pyrenees is dark grey and squares of 10 x 10 km UTM with presence of the species are light grey.

El uso del espacio fue abordado también en la Reserva Natural a partir de la caracterización de los lugares en los que se encontraron los diferentes grupos de sarrío, considerando el hábitat y la altitud. Los principales resultados indicaron una migración estacional en forma de "M", en la que los sarríos subían en altitud entre el invierno y la primavera; bajaban durante el verano y volvían a subir en otoño; para bajar finalmente al llegar el invierno. El uso del bosque aumentó durante el verano y principios del otoño, mientras que se avistaron relativamente más individuos en los pastos desde el final del otoño hasta el verano. Estos cambios de altitud y hábitat podrían estar influidos por la presencia de ganado en los pastos supraforestales de altura. A pesar de que los pastos suponen una pequeña porción del territorio, los sarríos se encontraron mayoritariamente en ese hábitat a lo largo de todo el año, gracias sobre todo a la disponibilidad de pastos intercalados en el bosque de pino negro (Herrero *et al.* 1996).

El gregarismo diurno se estudió, al igual que el uso del espacio, a partir de la observación directa de los ejemplares y la caracterización de los grupos. Tanto el tamaño como la composición de los grupos variaron a lo largo de las estaciones y de los hábitats. Los grupos fueron en general pequeños y su composición dependía fuertemente del ciclo reproductivo anual, distribución del alimento y cobertura vegetal. La segregación espacial de machos y hembras fue perceptible solamente en verano, cuando los machos ocuparon fundamentalmente el bosque y las hembras con cabritos los pastos (Herrero *et al.* 2002).

Con el fin de conocer la carga parasitaria de la población de la Reserva Natural, recolectamos excrementos frescos durante los 12 meses que duró el estudio y llevamos a cabo análisis coprológicos de los huevos y larvas pulmonares y gastrointestinales excretados en las heces. Los resultados indicaron una fuerte estacionalidad en la excreción y una fauna helmíntica similar a la de otras poblaciones de sarrío. Solamente la presencia del estróngilo *Marshallagia* y la dominancia del nematodo pulmonar *Muellerius* aparecían como diferentes al resto de poblaciones estudiadas. También apareció *Fasciola hepatica*. Los seguimientos parasitarios de este tipo pueden ser de interés en el seguimiento poblacional al no implicar captura ni muerte de los ejemplares (Gonzalo *et al.* 1999).

En síntesis, a partir del seguimiento mensual durante un año de los grupos de sarrío en Navarra y del estudio de diversos indicadores biológicos, se concluyó que la población era pequeña, constituía el límite suroccidental de distribución de la subespecie, gozaba de buena salud y poseía unas características demográficas, de gregarismo y de uso del hábitat, propias de poblaciones de baja densidad y de ambientes boscosos (Garín y Herrero 1994, Herrero *et al.* 1995).

Dado que ambas subpoblaciones navarras son compartidas entre las dos comunidades y que su distribución en Aragón está integrada en la Reserva de Caza de Los Valles (García-González e Hidalgo 1989), a partir de 1993 se decidió no cazar a partir de la margen derecha del río Veral, en el Valle de Ansó (Herrero *et al.* 1995). Esta iniciativa, adoptada como medida de apoyo a la recuperación del sarrío en Navarra, fue probablemente crucial para su recuperación. Desde 2006 el Gobierno de Aragón ha vuelto a abrir la veda, manteniendo un cupo conservativo para los macizos limítrofes de su territorio con Navarra (Herrero *et al.* 2010).

### 4.3. El borrador de Plan de Conservación (1997)

Durante 1997 se elaboraron en Navarra diversos borradores de Planes de Conservación de especies “Vulnerables”, entre los que figuraba el sarrío.

En esta memoria técnica (Herrero *et al.* 1998) realizamos una síntesis de la biología de las gamuzas y del conocimiento que se tiene sobre el sarrío en Navarra; repasamos los principales conceptos teóricos que emanan de la Biología de la Conservación; revisamos el marco legal y las medidas de conservación que afectan al género y confirmamos la categoría de “Vulnerable” para la población Navarra.

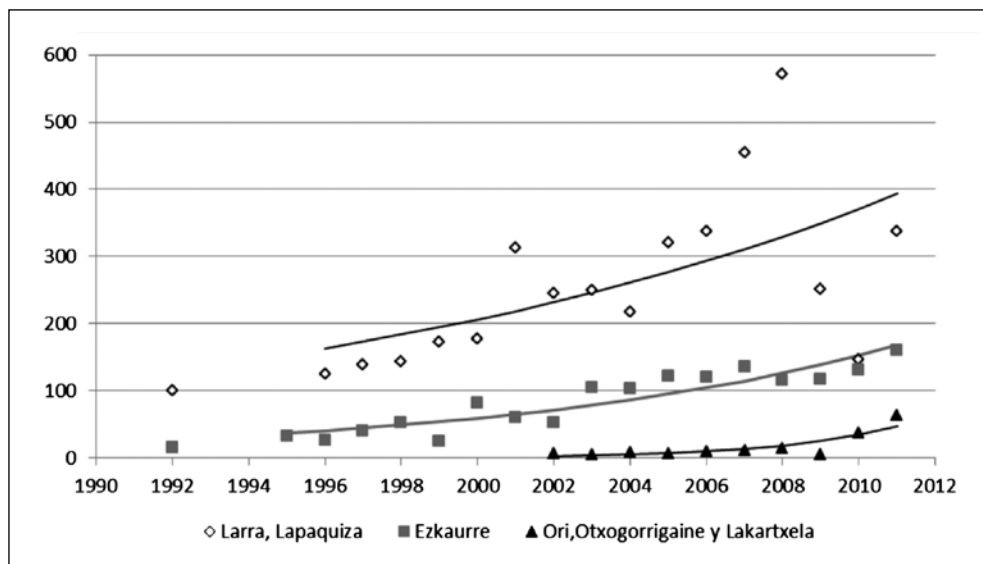
Por último propusimos un borrador de Plan de Conservación para el sarrío en Navarra que incluyó: la finalidad; el análisis de la situación; ámbito de aplicación; la ejecución, seguimiento y coordinación; los objetivos y las distintas directrices y actuaciones, así como su organización, duración, revisión y costes.

### 4.4. La monitorización (1995-2011)

En 1995 realizamos una primera operación de monitorización en EZ, aunque fue en 1996 cuando, a raíz de un incremento del personal de guarderío del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno Foral en el área de presencia de sarrío, este comenzó formalmente, permitiendo además plantear un seguimiento poblacional en coordinación con el guarderío aragonés.

El seguimiento comenzó con un curso de formación sobre la biología de la especie y su seguimiento. El trabajo de campo consiste desde entonces en dos operaciones de conteo coincidentes con el periodo posterior a la paridera y el celo –primavera y otoño– en los tres macizos con presencia (constatada o reciente) de sarrío: EZ, LL y OL, los dos primeros compartidos con Aragón y el tercero con el País Vasco francés. El conteo en EZ y OL puede considerarse un conteo supraforestal simultáneo coordinado (Berducou *et al.* 1982) y el de LL un conteo del número mínimo de ejemplares a partir de itinerarios, básicamente por bosque –aunque la mayor parte de los animales se ven en los pastos. El incremento de la población en LL y en el macizo concomitante aragonés de Peña Forca, ha llevado a fusionar ambos macizos para calcular la abundancia y tendencia poblacional, con vistas al aprovechamiento, en el denominado macizo de Larra – Peña Forca (LP). En este capítulo mantenemos el cálculo con el macizo de LP original para respetar la serie de 20 años.

Los resultados (Fig. 4.2), ajustando una regresión de Poisson, indican una tendencia al incremento en los tres macizos (LL 1996-2011: tasa exponencial anual de crecimiento ( $r$ ) 0,0586 (error típico (et): 0,0342;  $p < 0,001$ ), equivalente a un incremento anual del 6%; EZ 1995-2011:  $r = 0,095$  (et: 0,0056;  $p < 0,001$ ), equivalente a un incremento anual de 10%; OL 2002-2011:  $r = 0,309$  (et: 0,033;  $p < 0,001$ ), equivalente a un incremento anual del 36%. Esto ha permitido estimar para 2011 un mínimo de 337 sarríos en LL, 160 en EZ y 64 en OL (Figura 4.2), lo que constituye un total de 561 sarríos para el conjunto de las tres subpoblaciones. Los parámetros demográficos de 2011 indican una fertilidad elevada en los tres macizos, 81% en EZ, 73% en LL y 95% en OL. La sex-ratio está notablemente desviada hacia las hembras en LL (0,7) y en OL (0,4), mientras que en EZ es equilibrada (1,02), propia de poblaciones no cazadas de forma selectiva.



**Figura 4.2.** Tendencia poblacional del sarrío en los macizos de Larra-Lapaquiza y Txamantxoia (LL), Ezkaurre (EZ) y Ori, Otxogorrigaine y Lakartxela (OL). La tendencia se ha calculado con el número de animales contados en el censo primaveral en el caso de LL y con el número máximo de animales contados en los censos de primavera u otoño en los casos de EZ y OL.

*Figure 4.2.* The population trend of Pyrenean chamois in Larra-Lapaquiza and Txamantxoia (LL), Ezkaurre (EZ) and Ori, Otxogorrigaine and Lakartxela (OL). The trend was calculated with the number of animals counted during the spring census in LL and with the maximum number of counted animals in spring or autumn in EZ and OL.

En 2008 ocurrió un brote de queratoconjuntivitis (QCI) en LL que supuso una disminución del 50% de la población de este macizo. Las poblaciones de EZ y OL no parecen haber sufrido la QCI. El brote epidémico ha podido influir en los desequilibrios en la sex-ratio de algunos macizos.

Sería oportuno repetir la estima poblacional que se realizó durante 1992, ya que el seguimiento en la zona tiene actualmente una presión de observación mínima, que no permite estimar la densidad poblacional siguiendo el método de los itinerarios lineales (Garin y Herrero 1997). Así mismo, en aras de una eventual coordinación con la administración de caza del Departamento de Pirineos Atlánticos para tomar decisiones conjuntas sobre el grupo de sarríos de OL, se deberían investigar los movimientos transfronterizos de este grupo de sarríos.

## Agradecimiento

Este trabajo ha sido financiado a partir de diversas asistencias técnicas del Gobierno Foral de Navarra (1992 y 1996-2006) y del Gobierno de Aragón (2007-2011). El trabajo sobre alimentación se llevó a cabo con una ayuda para la investigación concedida por la Sociedad de Estudios Vascos Eusko Ikaskuntza. Nuestro más

sincero agradecimiento a los guardas navarros y aragoneses así como a los técnicos y voluntarios que han participado en los recorridos de prospección durante todos estos años. Sin su esfuerzo todo esto no hubiera sido posible. Nos alegramos de poder haber compartido con ellos esta experiencia.

## Bibliografía

Berducou C., C. Besson y los Guardas Monitores del PNP 1982. Dynamique des populations d'isards du Parc National des Pyrénées. Acta Biologica Montana 1: 153-175.

García-González R., Hidalgo R. 1989. Census and summer-autumn distribution of Pyrenean chamois in "Los Valles" National Hunting Reserve (Spain). In: C.I.C. (eds.), *Symposium Chamois, Ljubljana 1988.*, pp. 225-241. Paris.

Garin I., Herrero J. 1994. Sarríoa: Pirinioetako gamuza. Elhuyar 84:32-36.

Garin I., Herrero J. 1997. Distribution, abundance and demographic parameters of the Pyrenean chamois (*Rupicapra p. pyrenaica*) in Navarre, Western Pyrenees. Mammalia 61: 55-63.

Garin I., Aldezabal A., Herrero J. 1998. Nitrogeno fekalaren inplikazio nutritiboak: Nafarroako sarríoaren (*Rupicapra p. pyrenaica*) adibidea. Munibe 50: 93-98.

Gonzalo J., Garin I., Herrero J. 1999. Observations on the output of parasite eggs and larvae by Pyrenean chamois (*Rupicapra p. pyrenaica*, Bonaparte, 1845). Zeitschrift für Jagdwissenschaft 45: 212-216.

Herrero J., Garin I., García-Serrano A., Gonzalo J., García-González R. 1995. El sarrío en Navarra: diagnóstico de una población. Quercus 109: 36-38.

Herrero J., Garin I., García-Serrano A., García-González R. 1996. Habitat use in a *Rupicapra pyrenaica pyrenaica* forest population. Forest Ecology and Management 88: 25-29.

Herrero J., Garin I., García-Serrano A., Aldezabal A. 1998. Borrador para un Plan de Conservación del sarrío en Navarra. Informe interno del Servicio de Medio Ambiente del Gobierno Foral de Navarra.

Herrero J., Garin I., García-Serrano A., García-González R., Aldezabal A. 2002. Grouping patterns in a forest dwelling population of Pyrenean chamois *Rupicapra p. pyrenaica*. Pirineos 157: 89-102.

Herrero J., Garin I., Prada C., García-Serrano A. 2010. Inter-agency fosters the recovery of the Pyrenean chamois *Rupicapra pyrenaica pyrenaica* at its western limit. Oryx 44 (4): 529-532.

Shackleton M. 1997. Wild Sheep and Goats and their Relatives. Status Survey and Conservation Action Plan for Caprinae. IUCN, Gland, Confederación Helvética y Cambridge, Reino Unido.



## 5. Gestión y seguimiento demográfico del sarrío en el Pirineo aragonés

**C. Prada<sup>1</sup>, A. García-Serrano<sup>1</sup>, O. Fernández<sup>2</sup>, Z. Arteaga<sup>1</sup>, E. Escudero<sup>3</sup>, J.L. Alarcón<sup>4</sup>, J. Herrero<sup>5</sup>**

1. *Ega, Consultores en Vida Silvestre. Sierra de Vicort, 31, 1ºA, E-50003 Zaragoza*  
*egasl@arrakis.es*

2. *Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Ap. 64. E-22700 Jaca. olatzega@gmail.com*

3. *Sección de Ordenación Cinegética y Piscícola. Servicio de Espacios Protegidos, Caza y Pesca. Dirección General de Medio Natural. Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Aragón. Pº Mº Agustín, 36. E-50071 Zaragoza. eescudero@aragon.es*

4. *Asesoría Técnica de Caza y Pesca. Servicio Provincial de Medio Ambiente. Ricardo del Arco 6, E- 22071 Huesca. jlalarcon@aragon.es*

5. *Área de Ecología. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Zaragoza. E-22718 Huesca. herreroj@unizar.es*

### *Resumen*

A partir de 1995 una serie de actuaciones llevadas a cabo por el Gobierno de Aragón han permitido consolidar la gestión de las Reservas de Caza y del sarrío en el Pirineo aragonés. Se han instituido 16 unidades de gestión constituidas por macizos montañosos y se han llevado a cabo estimas poblacionales en cada uno de ellos. A partir de la primera estima se puso en marcha una monitorización anual de cada unidad de gestión. En la actualidad la estima poblacional mínima ronda los 13.000 ejemplares. Como medida de apoyo al seguimiento se celebran también cursos de formación, jornadas técnicas y se divulgan los resultados de los trabajos de campo.

**Palabras clave:** estima poblacional, monitorización, unidades de gestión, Reservas de Caza, cupo de extracción.

### *Abstract*

Since 1995, a number of activities have been developed by the Government of Aragón that have helped improve the management of Game Reservations and the Pyrenean chamois in the Aragonian Pyrenees. Annual population estimations have been carried out in 15 management units formed by mountain massifs. After the first estimation, each massif is monitored

*annually. Currently, the total estimation is approximately 13,000 individuals. To improve monitoring, training courses and technical meetings have been developed, and the general public is being informed about the field results.*

**Keywords:** *population estimation, monitoring, management units, game reservations, hunting quota.*

## 5.1. Introducción

La creación, mediante la Ley 37/1966, de 31 de mayo, de las Reservas Nacionales de Caza de Los Valles, Viñamala, Los Circos y Benasque (Figura 5.1) supuso la iniciación de los trabajos de gestión del sarrío en Aragón. La delimitación territorial de las Reservas, la dotación de personal de guardería específico y de personal técnico que garantizaba el diseño y la aplicación de criterios técnicos de gestión, supusieron la materialización de un aprovechamiento cinegético ordenado de una población que ha supuesto indudables beneficios económicos tanto directos como indirectos en los ámbitos locales afectados y que ha garantizado el disfrute cinegético por parte de la población local, todo ello sin comprometer el recurso utilizado.

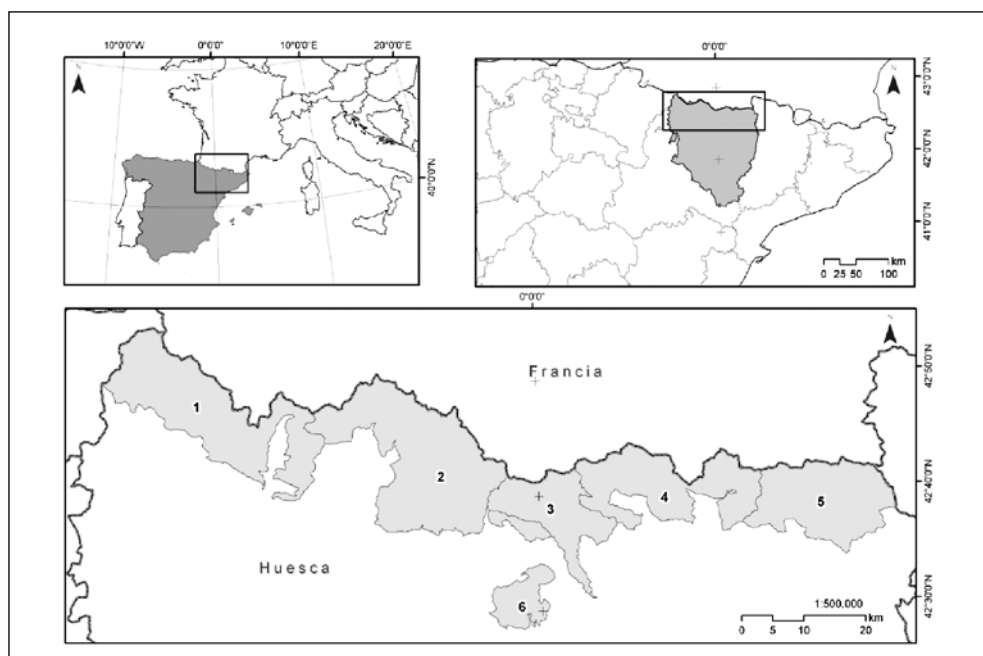
Asimismo, la declaración del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido en 1918 y, sobre todo, su posterior ampliación a su estado actual en 1982, han permitido la existencia de un espacio natural protegido que ha albergado una población de sarrío no sometida a explotación cinegética. Junto a las Reservas de Caza conforma un territorio continuo desde Navarra a Cataluña, con la frontera francesa como límite septentrional (Figura 5.1).

En 1974 se redactaron los Proyectos de Ordenación Cinegética de cada una de las cuatro Reservas de Caza pirenaicas que suponen la primera cuantificación de la población de sarrío en Aragón y su estructuración en categorías de sexo y edad. Se estableció como criterio general orientador del aprovechamiento la protección de la especie, se definieron densidades y estructuras poblacionales ideales y se establecieron los correspondientes planes cinegéticos.

A partir de 1995 la gestión de las Reservas de Caza pirenaicas, y del sarrío en particular, se revisa y se reorientan algunos criterios así como se inician otras líneas de trabajo. Algunas de estas líneas se han ido perfilando de forma gradual, a medida que se ha ido disponiendo de información y ha sido posible generar un criterio de gestión. De forma resumida las principales actuaciones han sido:

- Definición del área de distribución del sarrío en Aragón
- Diseño e instauración del seguimiento poblacional del sarrío en todo su ámbito de distribución, independientemente de la figura cinegética o no del territorio
- Adecuación del aprovechamiento cinegético a través de la aplicación de cupos de extracción basados en los resultados del seguimiento, tanto en Reservas de Caza como en Cotos de Caza
- Diseño e implantación de un seguimiento sanitario y biométrico del sarrío en Aragón (ver capítulos 10 y 14)
- Análisis del impacto social y económico de las Reservas de Caza en los ámbitos locales afectados, desde el año 1985 hasta la actualidad





**Figura 5.1.** Localización de las Reservas de Caza (1, RC Los Valles; 2, RC Viñamala; 4, RC Los Cirkos; y 5, RC Benasque), Coto Social de la Solana de Burgasé (6) y Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (3) en el Pirineo aragonés.

**Figure 5.1.** Game Reservations (1, GR Los Valles; 2, GR Viñamala; 4, GR Los Cirkos; 5, GR Benasque; GR Solana de Burgasé and Ordesa and Monte Perdido National Park in the Aragonian Pyrenees.

- Fomento de la participación ciudadana local en la gestión de las Reserva de Caza y en la gestión de los cotos colindantes, a través de la revitalización de las Juntas Consultivas de las Reservas de Caza y la participación de los cazadores en el seguimiento poblacional del sarrío
- Actuaciones orientadas a mejorar la acción de la guardería: dotación de medios y cursos de formación
- Realización de una memoria anual de las Reservas de Caza y de una memoria económica y social
- Celebración de un curso de formación para el personal de campo (2002)
- Celebración de jornadas técnicas en torno al sarrío - Primeras y segundas Jornadas Pirenaicas sobre el Sarrío (2003 y 2004), Primera Reunión sobre el Rebeco Cantábrico y el Sarrío Pirenaico (2011) – y otros ungulados silvestres - *Third World Conference on Mountain Ungulates* (2002), Primera Reunión de Ungulados Silvestres Ibéricos (2010)
- Edición de un cuaderno divulgativo sobre el sarrío (Herrero *et al.* 2002)
- Edición de un libro sobre el sarrío pirenaico (Herrero *et al.* 2004)
- Consolidación de las subvenciones

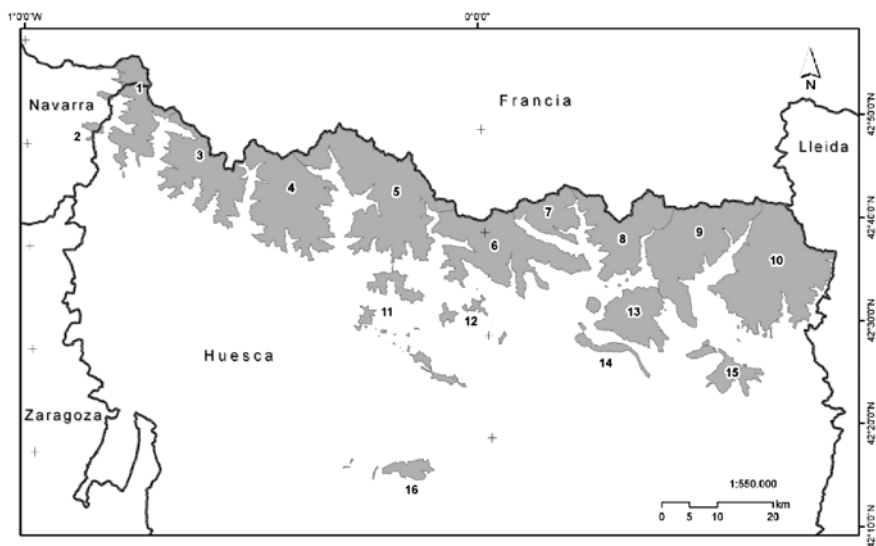
En el presente capítulo queremos describir los principales resultados obtenidos en materia de seguimiento poblacional demográfico del sarrío y las actuaciones de gestión consiguientes para la especie y las Reservas de Caza en el Pirineo aragonés.

## 5.2. Seguimiento poblacional

### Historia del seguimiento poblacional

Desde 1982 se han venido desarrollando una serie de estimas poblacionales a partir de conteos para conocer el tamaño de las poblaciones de sarrío en Aragón. En un primer periodo (desde 1982 hasta 1997) se realizaron conteos en la parte occidental de la Reserva de Caza de Viñamala en 1983 (García-González 1985); Valle de Aísa en 1984 (García-González *et al.* 1985); Reserva de Caza de los Valles (RCLV) en 1986 (García-González e Hidalgo 1989); ampliación de las RCLV y de la Reserva de Caza de Viñamala (RCV) en 1990 (Hidalgo 1993); ladera norte del Valle del Arazas en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido en 1990 (García-González *et al.* 1992); parte oriental de la RCV en 1990 (Hidalgo 1991); Reservas de Caza de Los Circos (RCLC) y RCLV en 1995 (Hidalgo 1997 a y b).

En una segunda fase, a partir de 1997, los conteos se comenzaron a llevar a cabo en los macizos montañosos (ver Figura 5.2), independientemente de la figura cinegética del territorio, constituyéndose en unidades de gestión. Originariamente, el conteo de cada macizo se realizaba anualmente en los macizos de menor tamaño

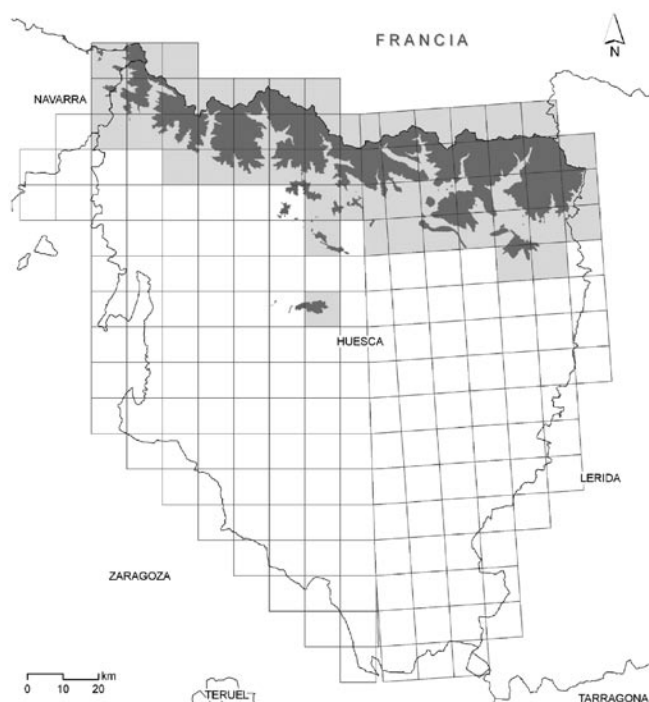


**Figura 5.2.** Unidades de gestión del sarrío en el Pirineo aragonés. 1. Larra-Peña Forca; 2. Ezcaurri; 3. Bixaurín; 4. Anayet; 5. Biñamala; 6. Monte Perdido; 7. Liena; 8. Punta Suelsa; 9. Posets; 10. Maladeta; 11. Oturia; 12. Sueiro; 13. Cotiella; 14. Sierra Ferrera; 15. Turbón; 16. Guara.

**Figure 5.2.** Management units for Pyrenean chamois in the Aragonian Pyrenees. 1. Larra-Peña Forca; 2. Ezcaurri; 3. Bixaurín; 4. Anayet; 5. Biñamala; 6. Monte. Perdido; 7. Liena; 8. Punta Suelsa; 9. Posets; 10. Maladeta; 11. Oturia; 12. Sueiro; 13. Cotiella; 14. Sierra Ferrera; 15. Turbón; 16. Guara.

(Ezkaurre, Larra – Linzola, Liena, Sueiro y Turbón) y cada cinco años en los mayores (Peña Forca, Bixaurín, Anayet, Biñamala, Monte Perdido, Punta Suelsa, Cotiella, Oturia, Posets y Maladeta), de tal forma que cada 5 años se acometían los conteos completos de todas las unidades de gestión existentes en Aragón. En el caso de los macizos de mayor tamaño, entre cada conteo total, se llevaba a cabo una monitorización a partir de unos recorridos representativos del conteo total, que se repetían anualmente. En el PNOMP, que ocupa la mayor parte del macizo de Monte Perdido, se lleva a cabo un seguimiento de la población a partir de 1987, coordinado con el Gobierno de Aragón desde 1998.

Desde 2008 todos los macizos han pasado a ser contados en su totalidad anualmente. El macizo de Larra – Linzola ha sido fusionado con el de Peña Forca a partir de 2006 al no existir discontinuidad en la abundancia de sarríos en sus límites, pasando a denominarse Larra – Peña Forca, y el macizo de Sierra Ferrera se ha separado del de Cotiella y forma una unidad independiente desde 2005. Anualmente desde 1997 un informe resume la información sobre el estado de las poblaciones (Prada *et al.* 2011). Esta misma información ha permitido elaborar un mapa de distribución del sarrío en el Pirineo aragonés (Figura 5.3).



**Figura 5.3.** Distribución del sarrío en el Pirineo aragonés (2002-2011). En gris oscuro aparece la superficie de los macizos por encima de los 1600 m y en gris claro las cuadrículas de UTM 10 x 10 km con presencia de sarrío.

*Figure 5.3. Pyrenean chamois distribution in the Aragonian Pyrenees (2002-2011). Surface over 1600 m is dark grey and squares of 10 x 10 km UTM with presence of the species are light grey.*

En 2006 se puso en marcha de forma complementaria un seguimiento de la mortalidad de meso y macromamíferos (ungulados, carnívoros y grandes roedores) en las RC pirenaicas y el PNOMP, basado en la cumplimentación bimestral de una ficha, en la que se registran los animales encontrados muertos y sus características, por parte del personal de campo de estos territorios.

### **Metodología de seguimiento: conteo simultaneo supraforestal e itinerarios de muestreo por bosque**

Los conteos se realizan tras la época de partos, desde principios de junio a principios de julio, con el fin de contar las hembras, cabritos y jóvenes de 1 ó 2 años -segallos- y en noviembre, época de celo en la que los machos son más conspicuos. En ambientes prepirenaicos añadimos también una operación de conteo en abril, antes de los partos, pues los animales utilizan más los pastos donde comienza a salir la hierba en esta época (Sueiro y Sierra Ferrera).

El conteo simultaneo supraforestal (Berducou *et al.* 1982) es el método habitual para medios abiertos con buena visibilidad en ungulados de montaña (García-González e Hidalgo, 1989) y de uso generalizado con ligeras modificaciones en Alpes, Apeninos y otros macizos europeos para el género *Rupicapra*. Se utiliza básicamente dada su sencillez y economía, considerándose un buen método en situaciones en que la visibilidad es buena (supraforestal) y la densidad de animales no es demasiado elevada. Básicamente consiste en contar los animales existentes en sectores que representan unidades geográficas más o menos naturales (los macizos), de forma simultánea, descartando las repeticiones, en un tiempo lo más corto posible. Se asume que lo estimado representa un número mínimo de animales presentes relativamente cercano al número total real pero con una subestima que a veces puede ser importante (Houssin *et al.* 1994). La unidad natural de gestión, el macizo montañoso, se ha definido de forma arbitraria atendiendo a nuestra experiencia, como la superficie del terreno situada a una altitud superior a 1600 m, suponiendo esta cota como el límite inferior de distribución de la especie en el Pirineo aragonés. Hemos comprobado la subestima en los macizos de Posets y Maladeta y no parece ser de gran magnitud (Herrero *et al.* 2011).

Desde 1997 hasta 2008 en los macizos de mayor tamaño se realizaba un conteo completo cada cinco años y una monitorización anual en los periodos entre conteos totales. En la monitorización anual se realizaban una serie de recorridos seleccionados a partir de los que se efectúan en los conteos completos y que son representativos del conjunto del macizo. Para ello elegimos recorridos en los que se ven al menos el 50% de los animales avistados en los conteos completos, repartidos por todo el macizo.

En cuanto a los itinerarios por bosque, actualmente existen métodos de estima de la densidad que se están desarrollando con éxito en medios forestales e irregulares. Entre ellos, destaca el *distance sampling* o muestreo de distancias a lo largo de itinerarios, fácilmente aplicable, que no requiere grandes equipamientos, ni el conteo de toda la población para obtener una estima de la densidad (Buckland *et al.* 2001).

Al contrario que el conteo total simultáneo, no supone un gran número de censadores por lo que abarata considerablemente los costes. Esta metodología se ha aplicado en algunas ocasiones en sarríos (García-González *et al.* 1992, Garin y Herrero 1997). Herrero *et al.* (2011) han evaluado su eficacia, en términos de la calidad de los resultados y esfuerzo necesario para obtenerlos. Así, el conteo total es un buen método en medios abiertos, pero no se obtiene error de la subestima; el *distance sampling* es más preciso, pero requiere un esfuerzo de observación muy alto (>300 grupos) para disminuir la variabilidad de la estima (CV<15%). También los métodos de captura-recaptura (Pollock 1995) se han sugerido como alternativa, aunque el considerable esfuerzo de muestreo necesario para estimar la densidad de forma precisa impide su utilización práctica a la hora de censar gamuzas (Houssin *et al.* 1994). Se ha utilizado sin embargo en una estima poblacional de sarríos en la margen izquierda del Cañon de Arazas con resultados muy similares a los obtenidos con el *distance sampling* (García-González *et al.* 1992).

## Parámetros poblacionales estimados en el seguimiento

La realización de conteos anuales permite obtener una serie de parámetros demográficos:

- Número mínimo de ejemplares totales. Son calculados a partir de la operación de conteo anual con más avistamientos, normalmente la primavera, aplicando una corrección al número de machos derivada de la proporción de sexos del otoño, momento de máxima visibilidad de machos.
- Tendencia general del crecimiento o descenso poblacional, estimado con periodicidad anual.
- Estructura poblacional, considerando cuatro clases de sexo y edad: machos adultos (mayores de tres años); hembras adultas (mayores de tres años); cabritos (menores de un año) y segallos (de entre uno y dos años cumplidos).
- Productividad, o número de cabritos dividido por el de hembras adultas. Se calcula sobre las observaciones de primavera, tras la época de partos.
- Proporción de sexos o *sex-ratio*, es decir el número de machos dividido por el número de hembras. Se calcula a partir de las observaciones realizadas en otoño, durante la época de celo.
- Densidad poblacional, calculada dividiendo el número total de animales en cada macizo por su superficie, considerando *grosso modo* el conjunto del área que ocupan a lo largo del año con sus desplazamientos estacionales.

## Organización de los recorridos de prospección

Para la puesta en marcha del conteo simultáneo de sarríos en cada macizo, primero se diseñaron una serie de itinerarios a partir de un estudio de cuencas visuales y el conocimiento del terreno de los guardas, de tal manera que garantizaran un

máximo de visibilidad y cubrieran todo el territorio. La organización del conteo se realiza según criterios de simultaneidad para evitar posibles repeticiones por desplazamientos de los sarríos. Para ello se dividen, cuando es necesario, los macizos en sectores que se prospectan durante una jornada. Los recorridos se realizan por equipos de dos censadores. Cada pareja tiene que estar formada, al menos, por un buen conocedor de la especie y un buen conocedor del terreno equipados con prismáticos, telescopio y emisora. El procedimiento al localizar un grupo de sarríos es cartografiar su posición y dirección de huida en mapas topográficos a escala 1:25.000 con la mayor precisión posible y estructurarlo en clases de sexo y edad en una ficha de conteo.

## Estado de las poblaciones

A continuación relatamos el estado de las poblaciones en las distintas unidades de gestión, a partir de los datos de conteo obtenidos hasta el año 2011 (Prada et al. 2011).

*Ezkaurre (Ezcaurri en Aragón)* (745 ha). El número de sarríos fue de 160, con una densidad de 21 sarríos km<sup>2</sup>. La tendencia poblacional es al alza de manera continua en el periodo 1995-2011, con incrementos anuales estimados del 10%. El macizo está constituido por la RC de Los Valles en Aragón y en Navarra por cotos. No se ha visto afectado por la queratoconjuntivitis infecciosa (QCI) (ver capítulo sobre seguimiento sanitario en Aragón).

*Larra-Peña Forca* (10.588 ha). Se ha estimado una densidad en 9,6 sarríos km<sup>2</sup>, con una población que supera los 1.000 individuos. La tasa de crecimiento medio anual desde 2000 a 2011 es del 2,1%. El macizo está constituido por la RC de Los Valles en Aragón y en Navarra por la Reserva Natural de Larra-Balagoa y cotos. La población de sarrío en el macizo sufrió una fuerte disminución entre la primavera de 2008 y 2009 (-51%) a consecuencia del brote de QCI.

*Bixaurín* (14.621 ha). La población estimada ronda los 1.700 individuos con una densidad de 11,8 sarríos km<sup>2</sup>. La tendencia poblacional es negativa con una tasa de crecimiento medio anual desde 2000 a 2011 de -2,3%. El brote de QCI afectó al macizo en la primavera de 2008.

*Anayet* (21.012 ha). Se ha estimado una población cercana a los 1.000 individuos, con una densidad de 4,6 sarríos km<sup>2</sup>. La tendencia de la población es bastante estable aunque negativa, con una tasa de crecimiento anual para el periodo 1998-2011 de -1%. El macizo está constituido por la RC de Los Valles, RC de Viñamala y cotos. La QCI se detectó en el macizo en 2006 pero tuvo sus peores efectos durante el verano de 2007.

*Biñamala* (29.641 ha). Se estimó una población aproximada de 1.400 sarríos, con una densidad de 4,8 sarríos km<sup>2</sup>. Todos los ejemplares se localizaron en la RC de Viñamala, que es prácticamente el único territorio cinegético con población de sarrío en el macizo. La tendencia demográfica entre 1998 y 2011 es negativa, con una tasa de crecimiento anual de -2,6%. Es uno de los macizos con mayor incidencia de la

QCI, con un fuerte brote en 2007 con hallazgo de unos 200 sarríos muertos durante ese año.

*Monte Perdido* (20.472 ha). Los conteos realizados dentro del PNOMP desde 1986 hasta 1997 indicaban un incremento anual medio del 8%, donde el Valle de Ordesa posee una población estabilizada y sus áreas periféricas (Valles de Añiscló, Escuin y Pineta) muestran tendencia a aumentar. En 2011 se estima la población en unos 1.900 sarríos con una densidad para el macizo de 9,1 sarríos km<sup>-2</sup> a partir de un conteo simultáneo supraforestal e itinerarios por bosque. La tendencia de la población desde 1998 a 2011 es positiva, con un incremento anual del 1,1%. El macizo está constituido por el PNOMP, la RC de Viñamala, la RC de Los Circos y cotos. Sin mortalidad apreciable durante todos estos años, apenas se observan sarríos enfermos de QCI.

*Liena* (6.607 ha). Se estima una población que ronda los 600 individuos con una densidad de 9,2 sarríos km<sup>-2</sup>. La tendencia poblacional en el periodo 1999-2011 es ligeramente negativa, con un incremento anual de la población de -0,7%. El macizo está constituido por la RC de Los Circos y cotos. No parece haber sido afectado de manera importante por el brote de QCI.

*Punta Suelsa* (13.950 ha). Se ha estimado su población en torno a 1.500 individuos con una densidad de 11 sarríos km<sup>-2</sup> y una tendencia entre 1999 y 2011 positiva, con un incremento anual del 4,3%. El macizo está constituido por la RC de Los Circos y cotos. Junto con el macizo de Liena tampoco parece haberse visto afectado por el brote de QCI.

*Posets* (21.199 ha). Se estimaron en torno a 1.500 sarríos, lo que supone una densidad de 7 sarríos km<sup>-2</sup>. La tendencia demográfica desde 1997 a 2011 es regresiva, con una tasa de crecimiento anual de -2%. El macizo está constituido por la RC de Benasque, la RC de Los Circos y cotos. Ha sido un macizo muy afectado por la QCI en 2008 donde la población descendió un 30% con respecto a 2007.

*Maladeta* (28.964 ha). Se estimaron en torno a 1.100 sarríos en 2011, con una densidad de 3,8 sarríos km<sup>-2</sup>. La tendencia demográfica de esta población es negativa en el periodo 1997-2011, con una tasa de crecimiento anual de -2%. El macizo está constituido por la RC de Benasque y cotos. Han aparecido algunos casos de QCI, pero se puede considerar que no ha habido un brote propiamente dicho en el macizo. Sin embargo en 2011 se detectaron los primeros casos de pestivirus.

*Cotiella* (9.570 ha). Su población supera los 500 individuos, con una densidad de 5,5 sarríos km<sup>-2</sup>. La tendencia de la población entre 1999 y 2011 es positiva, con un crecimiento anual del 5,1%. La totalidad del territorio son cotos. No se ha visto muy afectado por la QCI, tan solo se detectó un caso aislado en la primavera de 2008.

*Sierra Ferrera* (1.788 ha). Se estimó una población mínima de 169 individuos con una densidad de 9,4 sarríos km<sup>-2</sup>. La tendencia de la población en el macizo entre 2005 y 2011 es positiva, con un fuerte crecimiento anual estimado en el 8%. No hay constancia de QCI en el macizo.

*Turbón* (4.290 ha). Se estimó una población cercana a los 500 individuos con una densidad de 11 sarríos km<sup>-2</sup>. Desde 1999 hasta 2011 la población ha aumentado a un ritmo anual del 7,6%. Todo el macizo está constituido por cotos y no se ha constatado presencia de QCI.

*Sueiro* (1.295 ha). Mantiene una presencia de sarríos constante pero escasa desde que comenzó su seguimiento en 1999 (11 en 2011). La tendencia demográfica actual es desconocida.

*Oturia* (4.410 ha). En 1999, 2004 y 2008 se intentaron contar los sarríos de esta unidad de gestión. No se avistaron ejemplares, aunque existen numerosos testimonios de animales vistos en diferentes épocas del año. No parece que exista población estable sino individuos dispersos de presencia esporádica.

En 2007 se avistaron tres sarríos en la Sierra de Guara, en el Prepirineo aragonés en el marco del seguimiento de cabra montesa *Capra pyrenaica* en el Prepirineo.

Por último hay que destacar que, fruto de los traslados de sarríos en la vertiente francesa (ver Capítulo 2), han aparecido sarríos marcados en estas operaciones en todos los valles pirenaicos aragoneses.

En conjunto para 2011 se estima una población de al menos 13.000 sarríos en el Pirineo aragonés.

### 5.3. La gestión

#### Competencia en materia cinegética y periodos hábiles

En España, las Comunidades Autónomas son competentes en la definición de las especies que tienen carácter cinegético en sus respectivos ámbitos territoriales. El sarrío es especie cinegética en la Comunidad Autónoma de Aragón. Así se define en la “Orden del Departamento de Medio Ambiente por la que se aprueba el Plan General de Caza”, norma anual publicada en el Boletín Oficial de Aragón (BOA) en la que se establecen con carácter general las pautas a las que debe ajustarse el ejercicio cinegético en nuestra Comunidad Autónoma.

La citada norma establece también para cada especie cinegética tanto las modalidades permitidas para su caza como los periodos hábiles para la misma. Para el sarrío, el rececho es la única modalidad permitida y su periodo hábil se distribuye en dos épocas distintas dentro del año: lo que denominamos “caza de primavera” que abarca desde el tercer domingo de abril al 1 de julio, en el que se cazan sólo machos, y la “caza de otoño” que se realiza desde el segundo domingo de septiembre al segundo domingo de diciembre sobre machos y hembras. Estos periodos de caza suelen ser bastante estables de una temporada a otra.

#### Los territorios cinegéticos

El área de distribución del sarrío se reparte en diferentes territorios cinegéticos diferenciados, entre otras cuestiones, por su titularidad y por su gestión: Reservas de Caza, Coto Social de la Solana de Burgasé; Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y 47 cotos de caza.

Las Reservas de Caza (RC) –en su momento Reservas Nacionales de Caza– fueron creadas en el Pirineo aragonés, sobre territorio habitado por el sarrío, teniendo



a esta especie como principal aprovechamiento cinegético y definiendo como principal cometido la recuperación de sus poblaciones. Conforman un territorio de alta montaña continuo que va desde Navarra hasta Cataluña y que linda al norte con la frontera francesa y el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) y al sur con cotos de caza (Figura 5.1). Tras diversas modificaciones de sus límites las superficies actuales son: RC Los Valles, 36.354 ha; RC Viñamala, 43.125 ha; RC Los Circos, 24.052 ha y RC Benasque, 23.568 ha. Ello supone un total de 127.100 ha, la mayor parte de las cuales forman parte de las aproximadamente 190.000 ha de distribución de la subespecie en el Pirineo aragonés (Figura 5.1 y Figura 5.2). Los principales resultados de su gestión han sido: la armonización de la caza con la conservación de las especies objeto de aprovechamiento cinegético; la repercusión económica favorable en las comunidades locales afectadas (ayuntamientos y propietarios de los terrenos), así como el haber favorecido el acceso a la caza de esta especie a precios asequibles. Las Reservas poseen personal asignado que permite una gestión técnica del territorio, vigilancia de la caza y seguimiento de las poblaciones cinegéticas.

El Coto Social de La Solana de Burgasé (6.357 ha) posee una pequeña población de sarrío, la cual, debido a su tamaño, no es objeto de aprovechamiento cinegético.

El único territorio específicamente no cinegético en el área de distribución del sarrío en Aragón es el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (15.695 ha) que afecta a los Macizos de Monte Perdido y Liena. Su gestión corresponde al Gobierno de Aragón. En todo este territorio la caza está prohibida.

Los cotos de caza pueden ser deportivos, municipales o privados. En ellos la gestión corresponde a su titular, diferente según el tipo de coto del que se trate: sociedades deportivas de cazadores federadas (cotos deportivos), entidades locales (cotos municipales) y otros titulares distintos a los anteriores (cotos privados).

## Los cupos de caza

Tomando como base los resultados de los conteos y las tendencias de la población en cada macizo del área de distribución de la subespecie en Aragón, se establecen los cupos anuales de aprovechamiento. Estos cupos se distribuyen entre las Reservas de Caza y los diferentes cotos de caza. En ambos territorios se cazan solamente animales adultos, a rececho y en proporciones similares machos y hembras (1:1). La caza de machos se denomina “trofeo” y la de hembras “selectiva”.

En las Reservas de Caza el cupo anual, su distribución por sexos y modalidad (trofeo y selectiva) así como las normas que rigen los recechos y los precios de los mismos, se establecen mediante una Resolución de la Dirección General del Medio Natural, unidad administrativa responsable de la gestión de las Reservas de Caza en Aragón, de la que se da publicidad mediante su publicación en el Boletín Oficial de Aragón (BOA).

El reparto del cupo de caza en las Reservas de Caza se realiza atendiendo a los porcentajes que aparecen en la Tabla 5.1.

Categoría	Trofeo	Selectiva
Propiedad de los terrenos	40	0
Cazadores locales	15	50
Cazadores aragoneses	25	30
Cazadores de la Unión Europea	20	20
<b>TOTAL</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

**Tabla 5.1.** Reparto porcentual del cupo de caza del sarrío en las Reservas de Caza del Pirineo aragonés. El trofeo se corresponde con los machos y la selectiva con las hembras.

*Table 5.1. Percentage hunting quotas for Pyrenean chamois in the Aragonian Pyrenees Game Reservations. Trophies are males and selective hunt females.*

En los cotos de caza los cupos eran más elevados que en las Reservas de Caza, aunque paulatinamente se han ido adaptando a la abundancia real de las poblaciones que albergan. Históricamente han sido más elevados que la posibilidad real de sus poblaciones, por lo que en muchos casos se han nutrido de las poblaciones que provenían de las cercanas Reservas de Caza o Parque Nacional, normalmente colindantes.

Para poder disfrutar de los cupos asignados, los titulares de los cotos de caza deben solicitarlo a la Administración mediante modelo incluido en el ya citado Plan General de Caza, tras lo cual el titular recibe la autorización administrativa acompañada de tantos precintos de caza como número de animales tiene autorizado. La declaración de los resultados con la remisión de las matrices de los precintos usados y devolución de los precintos no usados es obligatoria por el titular del coto de caza y necesaria para la asignación de cupos en temporadas siguientes.

Para la definición del cupo en función del territorio cinegético, se utiliza una combinación de información demográfica y cartográfica con el fin de obtener cupos para cada macizo y territorio cinegético que sean lo más razonables posible, desde el punto de vista del uso sostenible del recurso y del reparto justo y solidario del mismo:

- *El porcentaje de segallos de cada macizo y la previsible tasa de reclutamiento.* Al tratarse de dos clases de edad de animales no adultos, la segunda clase de edad es la que se incorporará a la categoría de los adultos al siguiente año. Esta incorporación debe superar el número de adultos cazados para que la población no disminuya, considerando la existencia de una mortalidad natural en los adultos además de la debida a la caza.
- *La tendencia demográfica* entre los periodos de conteos considerados.
- *La subestima* de magnitud desconocida que significan este tipo de estimas.
- *La superficie apta para el sarrío* que cada territorio aporta, calculada como superficie por encima de los 1600 m.
- *La proporción de sarríos* encontrada en cada territorio durante los conteos.

- Todo territorio cinegético con *superficie apreciable por encima de los 1.600 m*, en un macizo montañoso con una población de sarrío por encima de los 250 ejemplares, puede disfrutar de cupo, aunque durante el conteo no se detecten ejemplares. En algunos casos los cotos, que tienen altitudes en general menores que las RC, tiene población de sarrío solamente en algunos momentos del año, como el invierno. Sin embargo deben contribuir a la conservación de la población al igual que el resto de los territorios con presencia de sarríos todo el año.

Estos criterios serán revisados en función de la información que vayan generando los seguimientos poblacionales.

## La repercusión del sarrío en la economía local

En el preámbulo de la ley de creación de las Reservas de Caza se cita textualmente “...procurando dirigir hacia las comarcas afectadas una intensa corriente dineraria que permita mejorar sustancialmente sus condiciones económicas y sociales, con evidente beneficio de todos los intereses afectados”. Este texto reconoce la importante función económica que se pretendía significasen las Reservas. Y esta vertiente económica se concreta en la generación de ingresos para la propiedad local afectada o para las entidades locales de los términos municipales afectados por tres vías distintas:

- Por el reparto de los importes cobrados por la administración gestora de las cuotas complementarias a su vez obtenida por la liquidación del valor del animal abatido. Se distribuye entre todos los propietarios (públicos o privados) que aportan terrenos a la Reserva y el reparto es directamente proporcional a dicha contribución.
- Por la posible venta que los propietarios pueden hacer de las piezas de trofeo que le correspondan en virtud de lo establecido en párrafos anteriores (40% del total del cupo de trofeo se distribuye entre los propietarios, también de forma directamente proporcional a la superficie aportada).
- Únicamente destinada a las entidades locales cuyos términos están afectados por la Reserva, consistente en la asignación de una subvención a dichas entidades cuya cuantía se calcula aplicando un importe definido a toda la superficie aportada por el municipio. Estos importes se destinan por los ayuntamientos a actuaciones de interés general. Puesta en marcha mediante el real Decreto 1105/1982, de 14 de mayo, se ha mantenido y consolidado en nuestra Comunidad Autónoma, significando un importante ingreso anual a los presupuestos de las entidades locales pirenaicas, en muchos casos bastante modestos.

Estos beneficios directos se complementan con los indirectos, procedentes de la presencia de cazadores en los núcleos afectados por las Reservas en épocas de temporada turística baja, aspecto que se ve incrementado últimamente por el disfrute de permisos también en cotos de caza.

## Fomento de la participación local en la gestión de las Reserva de Caza y en la gestión de los cotos

La participación ciudadana en las Reservas de Caza se canaliza a través de las Juntas Consultivas, una por Reserva, y que son equivalentes a los Patronatos de los Espacios Naturales Protegidos. Los colectivos que ostentan representación en las mismas son: ayuntamientos, propietarios de los terrenos, cazadores locales, ganaderos, conservacionistas y expertos en materia cinegética.

Los trabajos en esta área han seguido dos pautas distintas. La primera consiste en la puesta en marcha, y revitalización de las Juntas Consultivas de las Reservas de Caza pirenaicas, acción que se inició en 1996, como ámbito de discusión de cuanto afecte a las Reservas o a los intereses locales afectados por la misma. Existe una Junta Consultiva por cada Reserva de Caza y en ella tienen representación, en virtud de la normativa cinegética actualmente vigente en Aragón, los diferentes intereses que están afectados por las Reservas: la Administración Local que disponen de tres representantes; el sector cinegético en sus dos vertientes, cazadores y titulares de otros terrenos cinegéticos colindantes con las Reservas de Caza y con objetivos cinegéticos similares, representado respectivamente por un vocal de la Federación Aragonesa de Caza y dos titulares de cotos colindantes; la propiedad de los terrenos, representada por un vocal; el sector agrario y ganadero, que dispone de dos vocales; la opinión conservacionista dispone de un vocal y, finalmente, la vertiente técnica o científica o de práctica cinegética tiene su representación con dos vocales de reconocida formación y experiencia en materia cinegética y de conservación de la naturaleza.

La segunda vía de actuaciones se ha dirigido a involucrar a los titulares de los cotos de caza del entorno de las Reservas de Caza, en la gestión de las poblaciones de sarrío que comparten, mediante la participación conjunta en los conteos efectuados.

## Bibliografía

Berducou C., Besson C. y los Guardas Monitores del PNP 1982. Dynamique des populations d'isards du Parc National des Pyrénées. *Acta Biologica Montana* 1: 153-175.

Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L. 2001. *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford.

García-González R. 1985. Datos preliminares para el estudio del sarrío en el Pirineo. *Munibe*, 37: 5-15.

García-González R., Herrero J., Hidalgo R. 1985. Estimación de diversos parámetros poblacionales y distributivos del sarrío en el Pirineo occidental. *Pirineos*, 125: 53-63.

García-González R., Hidalgo R. 1989. Census and summer-autumn distribution of Pyrenean chamois in Los Valles National Hunting Reserve (Spain). In CIC (Ed.): *Symposium Chamois*, Ljubljana 1988. Paris: 225-241.

García-González R., Hidalgo R., Herrero J., Amezttoy J.M. 1992. Census, population structure and habitat use of a chamois population living in sympatry with Pyrenean wild goat. En: Ongulés/Ungulates. 91. Pp. 321-325. F.Spitz et al. Editores. SFPEM-IRGM. Paris, Toulouse.

Garin I., Herrero J. 1997. Distribution, abundance and demographic parameters of the Pyrenean chamois (*Rupicapra p. pyrenaica*) in Navarre, Western Pyrenees. *Mammalia*, 61(1): 55-63.

Herrero J., García-Serrano A., Prada C., Fernández-Arberas O. 2011. Using block counts and distance sampling to estimate populations of chamois. *Pirineos* 166: 123-133.

Hidalgo R. 1991. Evaluación de la influencia de la actividad cinegética en la estructura y la distribución de las poblaciones de sarrío en la Reserva Nacional de Caza de Viñamala, Huesca. Consejería de Agricultura, Ganadería y Montes. Gobierno de Aragón, Zaragoza.

Hidalgo R. 1993. Censo y distribución espacial de las poblaciones de sarrío en las zonas de ampliación de las Reservas Nacionales de Caza de Los Valles y Viñamala. Consejería de Agricultura, Ganadería y Montes. Gobierno de Aragón, Zaragoza.

Hidalgo R. 1997a. Censo de sarríos en la parte occidental de la Reserva de Caza de Los Valles. Sección de Caza y Pesca. Gobierno de Aragón, Zaragoza.

Hidalgo R. 1997b. Censo de sarríos en la Reserva de Caza de Los Circos. Sección de Caza y Pesca. Gobierno de Aragón, Zaragoza.

Houssin H., Loison A., Jullien J.M., Gaillard J.M. 1994: Validité de la méthode du pontage-flash pour l'estimation des effectifs de chamois (*Rupicapra rupicapra*). *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* 11: 287-298.

Pollock K.H. 1995. Capture-recapture models: an overview. In: (EUSTAT ed.) *Nazioarteko estatistika mintegia Euskadin*. 33 zbk. EUSTAT. Vitoria-Gasteiz.

Prada C., Arteaga Z., García-Serrano A., Fernández-Arberas O., Giménez-Anaya A., Herrero J. 2011. Seguimiento de ungulados en el Pirineo aragonés. Informe interno. Gobierno de Aragón.



## 6. Captura y manejo del rebeco

**J.R. López-Olvera, I. Marco y S. Lavín**

*Servicio de Ecopatología de Fauna Salvaje. Facultad de Veterinaria.  
Universidad Autónoma de Barcelona. 08193 Bellaterra. Barcelona.  
jordi.lopez.olvera@uab.es*

### *Resumen*

La captura de animales salvajes no es un objetivo en sí mismo, sino un medio para la realización de estudios científicos, programas de reintroducción y de repoblación, traslados de animales, gestión de colecciones y núcleos zoológicos y de fauna urbana y periurbana. No existe un método estándar y rutinario para capturar animales salvajes, sino que el método de captura ideal depende de las circunstancias de cada caso concreto.

Los principales métodos que se han utilizado para capturar rebecos (*Rupicapra spp.*), tanto pirenaicos (*Rupicapra pyrenaica*) como alpinos (*Rupicapra rupicapra*), son la teleanestesia, los lazos, la caja trampa, las redes verticales y los cercados. Cada uno de estos métodos presenta características distintivas, que harán que sean más o menos adecuados según las circunstancias. La capacidad para capturar grupos, la selectividad, el rendimiento, la necesidad de personal y el coste son los principales criterios para seleccionar el método de captura de rebeco en cada caso. Los métodos de captura individuales (teleanestesia, lazos, y caja trampa) tienen menor rendimiento que los métodos de captura colectivos (redes verticales y cercados), pero necesitan menos personal. La caja trampa y los cercados necesitan mayor infraestructura e inversión, con lo que su utilización está justificada sobre todo en proyectos de captura a largo plazo. Por el contrario, los métodos de captura más adaptables (teleanestesia, lazos y redes verticales) son más económicos, y son preferibles en proyectos de menor duración. Independientemente del método de captura realizado, existe una serie de aspectos a tener en consideración, tanto al realizar la captura como en el manejo post-captura, para mejorar el bienestar de los rebecos capturados y disminuir la incidencia de lesiones y la mortalidad relacionada con la captura y el manejo.

**Palabras clave:** rebeco, captura, teleanestesia, lazos, caja trampa, red vertical, cercado, manejo post-captura

## Abstract

*The capture of wild free-ranging animals is not a goal in itself but a way to carry out scientific studies, restocking and reintroduction programs, animal translocations, collection and zoo manipulations and urban and periurban fauna managements. There is not a routine standard method to capture wild animals, but the best capture method depends on the particular conditions for each case.*

*Methods used to capture chamois (*Rupicapra* spp.), either southern (*Rupicapra pyrenaica*) or northern chamois (*Rupicapra rupicapra*), include teleanaesthesia, snares, box-traps, drive-nets, and enclosures. Every method has its own distinctive features, which will make it more or less adequate depending on the particular conditions for each case. Possibility to capture groups, selectivity, performance, personnel needs, and cost are the main criteria to take into account for choosing the best method to capture chamois. Individual capture methods (teleanaesthesia, snares, and box-trap) show a lower performance than collective capture methods (drive-nets and enclosures), but they need less personnel. Box-traps and enclosures need more investment and facilities, so their use is mainly justified for long-term capture projects. Conversely, the more adaptable capture methods (namely teleanaesthesia, snares and drive-nets) are less expensive, and may be preferred in shorter projects. Whatever the capture method used, there are a series of factors to take into account, both when performing the capture operation and through post-capture handling, to improve welfare of the captured chamois and reduce the incidence of lesions and capture and handling-related mortality.*

**Keywords:** *Chamois, capture, teleanaesthesia, snares, box-trap, drive-nets, enclosures, post-capture handling.*

## 6.1. Introducción

Conceptualmente, la captura de animales salvajes no es un objetivo en sí mismo, sino un medio para la realización de estudios científicos (sanitarios, etológicos o poblacionales), programas de reintroducción y de repoblación, traslados de animales, gestión de colecciones y núcleos zoológicos y de fauna urbana y periurbana.

Sin embargo, no existe un método estándar y rutinario para capturar animales salvajes, sino que el método de captura ideal depende de las circunstancias de cada caso concreto. Entre los factores que hay que considerar al decidir el método de captura a utilizar cabe mencionar:

- Especie
- Sexo
- Edad
- Densidad de población
- Objetivo de la captura
- Seguridad y bienestar para operarios y animales
- Medio (topografía y vegetación)
- Estación del año y meteorología
- Rendimiento del método de captura
- Especificidad del método de captura
- Coste
- Personal necesario
- Adaptabilidad



La complejidad y variabilidad de estos factores ha hecho que su estudio y análisis constituya un campo de investigación con entidad propia, incluso cuando la captura se utiliza como método para la realización de otros estudios científicos.

Tradicionalmente los métodos de captura de ungulados salvajes se han clasificado en métodos químicos (teleanestesia) y métodos físicos.

### 6.1.1. Teleanestesia

Se han utilizado diferentes combinaciones anestésicas para capturar ungulados salvajes, pero todavía no existe un fármaco perfecto para este propósito. El anestésico ideal para su aplicación en animales salvajes debería tener las siguientes características (Fowler 1995):

- Elevado índice terapéutico (dosis letal/dosis eficaz).
- Poder combinarse con otros fármacos.
- No ser irritante muscular, ya que la vía de administración más utilizada es la intramuscular.
- Periodo de inducción corto (en los fármacos actuales el periodo de inducción oscila entre los 10 y 20 minutos).
- Existencia de un antídoto, para poder despertar al animal en el momento deseado.
- Ser estable a temperatura ambiente, para poder utilizarlo sin problemas en condiciones de campo.
- Ser potente, con una dosis eficaz baja que permita la utilización de dardos anestésicos de pequeño tamaño.

Existen varios factores que hay que considerar previamente a la anestesia y que condicionan el anestésico, la dosis y el método de administración a utilizar en cada caso: la especie, el sexo, la edad, el peso, la condición corporal, el estado fisiológico del animal (lactación, gestación, celo), la excitación del animal, la distancia de huida de una especie en una zona concreta, la estación, las condiciones meteorológicas (humedad, temperatura), la hora del día, el terreno, los posibles riesgos y, finalmente, el propio equipo de captura (material, infraestructura y personal disponibles) (Kreeger 1997, Nielsen 1999).

### 6.1.2. Métodos de captura químicos

Existen diversos métodos de captura físicos, pero no hay ninguno que sea perfecto y aplicable en todos los casos y circunstancias para todos los objetivos de captura. El método de captura físico ideal sería aquel que fuera:

- |                    |                 |
|--------------------|-----------------|
| • Colectivo        | • Selectivo     |
| • Alto rendimiento | • Poco personal |
| • Bajo coste       | • Adaptable     |

En 1990 se celebró en Mèze (Hérault, Francia) un congreso para poner en común las experiencias de investigadores y gestores de fauna referentes a la captura de ungulados salvajes. Las actas de dicho congreso se recogieron en un libro escrito en francés y publicado en 1993. Ésta fue la primera vez que la captura de ungulados salvajes empezó a analizarse de manera científica en Europa Occidental, por encima de su función meramente utilitaria.

## 6.2. Métodos de captura utilizados para capturar rebecos

Para capturar rebecos (*Rupicapra spp.*), tanto alpinos (*Rupicapra rupicapra*) como pirenaicos (*Rupicapra pyrenaica*) se han utilizado varios métodos de captura, tanto físicos como químicos. En el mencionado congreso celebrado en Francia, Claude Berducou recogió información mediante la realización de encuestas de todas las experiencias de captura de rebecos (*Rupicapra spp.*) que se habían realizado en Francia, y estableció una serie de criterios para valorar los métodos utilizados para capturar rebecos (Kock *et al.* 1987, Berducou 1993):

- Seguridad para los operarios
- Seguridad para los animales
- Especificidad
- Rendimiento
- Capacidad para capturar grupos
- Capacidad de seleccionar sexo y edad
- Rapidez de instalación
- Adaptabilidad
- Coste
- Personal necesario
- Tiempo de trabajo
- Espectacularidad
- Discreción
- Época del año

### 6.2.1. Teleanestesia

La teleanestesia consiste en la administración a distancia de un fármaco anestésico. La vía de administración más utilizada es la intramuscular, mediante dardos disparados con rifles, pistolas, ballestas o cerbatanas (Peracino y Bassano 1993, Jones 1984, Fowler 1995, Nielsen 1999). Aunque el alcance de disparo teórico puede llegar 80-120 metros, en la práctica los problemas de fuerza del impacto y precisión del disparo limitan el alcance eficaz de la mayoría de equipos a 30-60 metros (Fowler 1986, Gauthier 1993, Nielsen 1999).

La teleanestesia se ha utilizado para capturar rebeco alpino en los Alpes italianos (Peracino y Bassano 1993, Dematteis *et al.* 2008 y 2009). Estos autores consiguieron superar el problema de la limitación de la distancia y el necesario acercamiento a los rebecos construyendo una serie de escondites o apostaderos, a los que podían acceder sin ser detectados por los rebecos, junto a lugares cebados con sal para atraerlos (Dematteis *et al.* 2009). También se han capturado mediante teleanestesia rebecos pirenaicos de los Apeninos (*Rupicapra pyrenaica ornata*) en el Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (Fico 1988, Locati *et al.* 1991). Jean-Paul Crampe ha capturado más de 300 rebecos pirenaicos mediante teleanestesia entre 1992 y 2012 en el Parc National des Pyrénées, en el Pirineo francés. En los Alpes italianos se diseñó

una modificación de la teleanestesia que permitía anestesiarse a rebecos alpinos accionando a distancia un sistema de lanzamiento de dardos previamente fijado orientado hacia los lugares de paso o reposo de los rebecos (Bassano y Peracino 1993).

### 6.2.2. Lazos

Los lazos son cables o cuerdas de nailon que se cierran sobre la extremidad del animal cuando éste activa el mecanismo. Suelen colocarse en los lugares de paso de los rebecos (Figura 6.1).



**Figura 6.1.** Instalación de lazos para capturar rebeco pirenaico en el Parc National des Pyrénées (Francia). La línea roja indica el recorrido del hilo de nailon que actúa como mecanismo disparador (Foto: SEFaS y Jean-Paul Crampe)

*Figure 6.1.* Snare set to capture Pyrenean chamois in the Parc National des Pyrénées (France). Red line indicates the nylon wire which acts as a shooter. (Picture: SEFaS and Jean-Paul Crampe)

Los lazos se han utilizado para capturar rebeco alpino en el Macizo Central francés (Berducou 1993) y en los Alpes franceses (Berducou 1993, Debard 1993, Delmas 1993, Michallet *et al.* 1993) y suizos (Struch y Baumann 2000), así como rebeco pirenaico en los Pirineos franceses (Appolinaire *et al.* 1993a y 1993b, Berducou 1993, Catusse *et al.* 1993 y 1994) y españoles (Fernández-Arias *et al.* 1993, García-González *et al.* 1993). Entre 1984 y 2012, Jean-Paul Crampe ha capturado más de 400 rebecos pirenaicos con lazo en el Parc National des Pyrénées, en el Pirineo francés.

### 6.2.3. Redes verticales

La captura con redes verticales se realiza utilizando tramos de red de 2-2,5 metros de altura y de diferente longitud (normalmente unos 50 metros) que se pueden unir

entre sí hasta conseguir la longitud deseada. Generalmente, para dirigir los animales hacia la red se realiza una batida, aunque a veces también se han colocado redes para atrapar rebecos en sus desplazamientos (Figura 6.2).

Estas redes se han utilizado en los Alpes italianos y franceses para capturar rebeco alpino (Berducou 1993, Boillot 1993, Meneguz *et al.* 1994); en el Pirineo catalán y francés para capturar rebeco pirenaico (Berducou 1993, Geraud y Nebel 1993, Catusse *et al.* 1003 y 1994, López-Olvera *et al.* 2006a, 2006b, 2007 y 2009; Mentaberre *et al.* 2010 y 2012); y en la cordillera Cantábrica para capturar rebeco cantábrico (Fernández-Arias *et al.* 1993).



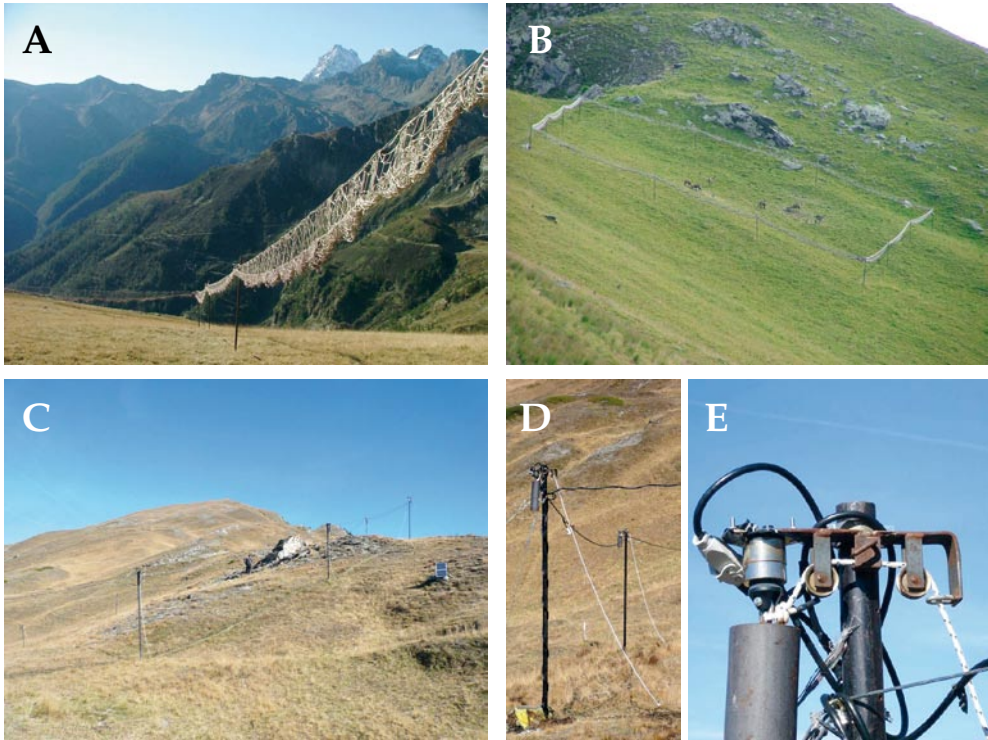
**Figura 6.2.** Red vertical dispuesta en la Reserva Nacional de Caza de Freser-Setcases (Pirineo catalán) para capturar rebeco pirenaico. (Foto: Jorge R. López Olvera)

*Figure 6.2. Vertical net in the National Game Reserve of Freser-Setcases (Catalan Pyrenees), displaced to capture Pyrenean chamois (Picture: Jorge R. López Olvera)*

#### 6.2.4. Cercados

Son vallados de red, metal o madera, en los que también se utiliza sal como cebo para atraer a los rebecos. Un operario activa la trampa, manualmente o mediante control remoto, cuando los rebecos que interesa capturar se encuentran dentro del cercado. Una vez dentro del cercado hay que inmovilizar a los animales, cosa que se realiza normalmente mediante redes manuales o teleanestesia, excepto si el cercado es de red, ya que en este caso los rebecos quedan atrapados en las paredes de red al intentar escapar del cercado. Se han utilizado cercados fijos de red para capturar rebecos pirenaicos en el Parc National des Pyrénées y en la Réserve Nationale de Faune de la Montagne de Orlu, en el Pirineo francés (Berducou 1993, Hansen *et al.* 1993). También se han utilizado para capturar rebeco alpino en la Réserve Nationale de Chasse des Bauges, en los Alpes franceses (Houssin *et al.* 1993). Con el objetivo de capturar, identificar y marcar parejas de hembra

con su cría, en los Alpes italianos se ha desarrollado una modificación de los cercados de red descendentes en los que la red asciende al activar la trampa, para evitar que los rebecos (sobre todo las crías) puedan escapar por debajo de la red. Este nuevo tipo de cercado se ha patentado con el nombre de Up-net® (Dematteis *et al.* 2010) (Figura 6.3).



**Figura 6.3.** Dos tipos de cercados utilizados para capturar rebeco alpino en los Alpes italianos. **A:** Cercado de red descendente. **B:** Cercado de red descendente con rebecos alpinos en su interior, antes de activarse. **C:** Up-net®, a la derecha puede apreciarse la placa solar que alimenta el electroimán que mantiene el contrapeso suspendido. **D:** Postes con contrapeso de la Up-net®; puede apreciarse la cuerda que iza la red al activarse el mecanismo. **E:** Detalle del electroimán que mantiene suspendido el contrapeso y el mecanismo de doble polea que hará subir la red al activar la trampa. (Fotos: Andrea Dematteis y Pier Giuseppe Meneguz).

**Figure 6.3.** Two kinds of enclosure to capture Alpine chamois in the Italian Alps. **A:** Enclosure with drop-off net. **B:** Enclosure with drop-off net, with Alpine chamois inside, before being activated. **C:** Up-net® on the right a solar pannel feeding the electromagnet maintaining the counter weight. **D:** Posts with Up-net® counter weight and string activating the net fall. **E:** Detail of the electromagnet which maintains the counterweight suspended and doble pulley mechanism which will make the net raise as the enclosure is activated. (Pictures: Andrea Dematteis and Pier Giuseppe Meneguz)

### 6.2.5. Cajas trampa

Son cajas de tamaño variable, metálicas o de madera. Pueden tener una sola puerta pero es preferible que tengan dos, ya que los rebecos son menos reacios a entrar en la caja si ven una salida al otro lado. También se utiliza cebo (sal) para

atraer a los rebecos. La trampa suele activarse automáticamente mediante un resorte (Figura 6.4).

La caja trampa se ha utilizado para capturar rebeco alpino en los Alpes franceses (Berducou 1993, Boillot 1993, Debard 1993, Delmas 1993) y rebeco pirenaico en el Pirineo francés (Berducou 1993). Recientemente se ha iniciado una experiencia de captura de rebeco pirenaico en Abruzzo (Italia) con caja trampa, entre otros métodos de captura.



**Figura 6.4.** Caja trampa instalada para la captura de rebeco pirenaico en el Parco Nazionale della Majella, en los Abruzzos italianos. Dentro del círculo rojo puede apreciarse una cámara de fototrampeo, que permite controlar qué especies visitan trampa antes de activarla (Foto: Jorge R. López Olvera)

*Figure 6.4.* Box trap for chamois in the Parco Nazionale della Majella, in the Abruzzi, Italy. Inside the red circle there is a camera, that allows to control which species are present, before being activated (Picture: Jorge R. López Olvera)

## 6.2.6. Otros métodos de captura

### a) Redes de caída

Las redes de caída son redes cuadradas o circulares que cubren una superficie variable de terreno, suspendidas de palos o de un marco a una cierta altura. Se utiliza un cebo (normalmente sal) para atraer a los rebecos bajo la red, que se deja caer cuando se encuentran debajo de ella. Los animales atrapados deben desenredarse uno a uno, con rapidez y eficacia (Figura 6.5).

Este método de captura se ha utilizado para capturar rebeco alpino en les Bauges, en los Alpes franceses (Jullien *et al.* 2001 y 2012).



**Figura 6.5.** Redes de caída instaladas en la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage des Bauges (Alpes franceses) para la captura de rebeco alpino. (Foto: Elsa Jourdain)

*Figure 6.5. Falling nets in the Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage des Bauges (French Alps), to capture Alpine chamois. (Picture: Elsa Jourdain).*

#### **b) Redes de cañón**

Las redes de cañón son redes propulsadas por una línea de tubos en los que se introducen unos pesos que, al ser activado el mecanismo, arrastran la red tras ellos, pasando por encima y atrapando a los rebecos que se encuentran frente a la línea de tubos. Para atraer a los rebecos se utiliza sal como cebo. Este sistema de captura hay que utilizarlo en zonas despejadas sin vegetación.

Las redes de cañón se han utilizado para capturar rebeco pirenaico en los Pirineos franceses (Menaut y Loison 1994).

### **6.3. Criterios de elección del método para capturar rebecos**

Probablemente no exista un único método ideal para capturar rebecos. Como hemos visto en el apartado anterior, se han utilizado múltiples métodos para capturar rebecos, muy variados y diferentes entre sí. Además, cada método puede ser modificado con la incorporación de materiales diferentes, nuevas tecnologías que permitan una vigilancia y/o activación a distancia, etcétera. Por ello, el método de captura (y las adaptaciones o modificaciones pertinentes) deben elegirse en función de cada situación y contexto de captura. Sin embargo, podemos utilizar los criterios mencionados en el apartado 6.1 para ayudarnos a decidir cuál es la mejor opción para intentar capturar rebecos en cada situación. La Tabla 6.1 muestra un resumen

de las características de los métodos más utilizados para capturar rebecos según estos criterios. Las redes de cañón y las redes de caída no se han utilizado tanto como los otros métodos para capturar rebecos, y por eso no se han incluido en la Tabla. En todo caso, las características de ambos métodos podrían asimilarse a los cercados de red.

	<b>Teleanestesia</b>	<b>Lazos</b>	<b>Caja trampa</b>	<b>Red vertical</b>	<b>Cercado</b>
<b>Colectivo</b>	No	No	No	Sí	Sí
<b>Selectivo</b>	Sí	No	No	No	Sí
<b>Alto rendimiento</b>	No	No	No	Sí	Sí
<b>Poco personal</b>	Sí	Sí	Sí	No	No
<b>Bajo coste</b>	Sí	Sí	No	Sí	No
<b>Adaptable</b>	Sí	Sí	No	Sí	No

**Tabla 6.1.** Principales características de los principales métodos utilizados para capturar rebecos.

*Table 6.1. Characteristics of main methods used to capture chamois.*

### 6.3.1. Colectivo

Los cercados, sean de metal, de madera o de red, y las redes, tanto las verticales como las de caída, son métodos de captura colectivos, es decir, permiten capturar simultáneamente varios rebecos, que pueden estar relacionados familiar o socialmente entre ellos. En cambio, la teleanestesia, los lazos y la caja trampa son considerados métodos de captura individuales, en los que sólo se va a capturar un individuo, aunque ocasionalmente se ha capturado más de un rebeco (normalmente una hembra con cabrito) en cajas trampa.

### 6.3.2. Selectivo

Solamente los métodos de captura activados por el operario son métodos de captura selectivos. Así, en principio sólo la teleanestesia (en la que el operario elige el animal al que dispara) y los cercados (en los que el operario elige el momento en que cierra la puerta en función de los animales que se encuentren dentro del cercado) son selectivos. Los lazos, la red vertical y la caja trampa, que se activan automáticamente, son no selectivos, aunque con algunos matices. En la red vertical, la realización de la batida y la actuación de los capturadores en la red pueden permitir un cierto grado de selección del animal a capturar, planificando la batida en una zona donde solo se encuentre el grupo de animales que se quiere capturar o dejando escapar a aquellos animales que no se quieren capturar. En la caja trampa, la aplicación de nuevas tecnologías, como cámaras (ver Figura 6.4) y disparadores a distancia que permitan activar la trampa o no en función del animal que la visite, puede hacer que este método de captura sea selectivo.



### 6.3.3. Alto rendimiento

Al contrario que con la selectividad, solo los métodos colectivos presentan un alto rendimiento de captura, es decir, permiten capturar muchos rebecos simultáneamente en un solo evento de captura. Así, el rendimiento será más elevado para la red vertical y los cercados, como métodos colectivos, que para los métodos individuales (teleanestesia, lazos y caja-trampa). Se han llegado a capturar 26 rebecos pirenaicos en una sola captura con una longitud de red vertical de 1000 metros (Berduco 1993).

Sin embargo, para comparar el rendimiento entre los diferentes métodos de captura es necesario estandarizar las unidades de medida del rendimiento y relacionarlo con el esfuerzo y el coste necesarios para capturar un rebeco. Así, el rendimiento se puede expresar de diferentes maneras:

- Días de trabajo/rebeco capturado (sin tener en cuenta el personal necesario)
- Días-operario/rebeco capturado (considerando el personal necesario)
- Coste/rebeco capturado (incluyendo el coste de material y el coste de personal)

La importancia relativa y la elección de la manera de evaluar el rendimiento dependerán de las circunstancias concretas de cada captura y situación de gestión. Así, la colaboración de voluntarios contribuye a disminuir el coste de personal por rebeco capturado en aquellos métodos que necesitan mucho personal, sobre todo la red vertical (Meneguz *et al.* 1994), con lo que el primer criterio (días de trabajo por rebeco capturado, sin considerar el número de personas participantes) puede ser adecuado. Sin embargo, si todo el personal participante en las operaciones de captura tiene que ser remunerado habrá que tener en cuenta también la cantidad de personal participante y su coste.

### 6.3.4. Poco personal

La capacidad de un método de emplearse con poco personal es la contrapartida al rendimiento. Los métodos de captura que tienen un rendimiento alto (red vertical y cercado) necesitan suficiente personal para manejar y atender a todos los rebecos que puedan ser capturados, y evitar lesiones, traumatismos y mortalidad por estrés de los animales. En este sentido, el cercado presenta una ventaja sobre la red vertical: mientras que con la red vertical es imposible prever cuantos rebecos se van a capturar, y por tanto voy a necesitar siempre mucho personal, con los cercados se puede trabajar con menos personal, ya que al tratarse de un método de captura activado por el usuario se puede decidir activar la trampa en el momento en que haya pocos rebecos dentro del cercado (con el consiguiente perjuicio del rendimiento).

### 6.3.5. Bajo coste

El coste del método de captura es un criterio importante a la hora de elegir el método de captura, y estará sobre todo determinado por el periodo de tiempo en que se pretende realizar capturas. Si las capturas van a realizarse solamente a lo

largo de un año, no interesa realizar inversiones costosas de rendimiento no garantizado. En cambio, si se planea realizar capturas a largo plazo, puede compensar realizar una mayor inversión en un método de captura estable. Los costes directos (excluidos los de personal) serán más elevados para aquellos métodos que necesiten más material, como el cercado y la caja trampa. La teleanestesia, los lazos y la red vertical, por el contrario, son métodos más económicos de adquirir. A estos costes de material hay que sumar los costes de personal, especialmente en el caso de la red vertical y en los cercados, si se quiere aprovechar el alto rendimiento de estos métodos de captura.

### 6.3.6. Adaptable

La adaptabilidad de un método de captura es el reverso del coste. Cuanto menos material sea necesario, más fácil será reutilizarlo, cambiarlo de ubicación, utilizarlo en diferentes áreas geográficas y aplicarlo en orografías y vegetaciones diversas y variadas. La teleanestesia y los lazos son los métodos más adaptables, seguidos por las redes verticales. Como métodos de captura menos adaptables quedan la caja trampa y los cercados.

### 6.3.7. Otros criterios

#### *a) Seguridad para los animales*

La seguridad para los rebecos tendría que ser un factor primordial al elegir el método para capturarlos. Sin embargo, la mortalidad relacionada con la captura no depende tanto del método como del empleo que se haga del mismo, es decir, de cómo se hagan las cosas.

Existen dos criterios que permiten valorar la seguridad de un método de captura para los animales capturados: la mortalidad y la aparición de consecuencias patológicas de la captura, aunque no sean mortales (Gibert 1993). Estas consecuencias patológicas pueden estar relacionadas con el método de captura o ser inherentes a la captura en sí. El solo hecho de capturar y manipular un animal salvaje comporta un riesgo de aparición de lesiones y mortalidad, independientemente del método de captura. En los ungulados salvajes, la miopatía de captura (Spraker 1982, Williams y Thorne 1996) es la principal consecuencia patológica de la captura no relacionada con un método en concreto, aunque ciertos métodos de captura pueden predisponer a su aparición más que otros al suponer un mayor grado de estrés y alteración fisiopatológica (Casas-Díaz *et al.* 2008).

Se han descrito diferentes datos de mortalidad y lesiones para cada método de captura, a veces con una gran variabilidad para el mismo método de captura, tanto para el rebeco alpino como para el rebeco pirenaico. La Tabla 6.2 muestra un resumen de los valores de mortalidad y lesiones publicados para los diferentes métodos de captura de rebecos.

	Mortalidad	Lesiones	Causas	Referencias
<b>Teleanestesia</b>	3,9 - 4,7%	8,8 - 11,6%	- Hipertermia - Depresión respiratoria y cardiovascular - Meteorismo ruminal leve	Fico 1988 Locati <i>et al.</i> 1991 Dematteis <i>et al.</i> 2008 Dematteis <i>et al.</i> 2009
<b>Lazos</b>	0 - 11%	Hasta 30%	- Asfixia - Estrangulación - Fracturas - Traumatismos musculares - Congelaciones - Aludes - Cojeras leves (<24h)	Appolinaire <i>et al.</i> 1993 Berducou 1993 Catusse <i>et al.</i> 1993 Delmas 1993 García-González <i>et al.</i> 1993 Catusse <i>et al.</i> 1994 Struch y Baumann 2000
<b>Caja trampa</b>	3,3 - 6%	-	- Traumatismos vertebrales por caída de la puerta - Hemorragia por arrancamiento de cuernos - Pérdida de dientes - Erosiones cutáneas	Berducou 1993 Delmas 1993
<b>Red vertical</b>	2,1 - 18,4%	3,1%	- Asfixia - Fractura vértebras cervicales - Miopatía de captura - Shock	Berducou 1993 Catusse <i>et al.</i> 1993 Catusse <i>et al.</i> 1994 Meneguz <i>et al.</i> 1994 López-Olvera <i>et al.</i> 2008 Mentaberre <i>et al.</i> 2012
<b>Cercado</b>	2 - 4,1 %	2 - 3,8 %	- Asfixia - Fractura extremidades - Fractura vértebras cervicales - Luxación cervical - Shock - Fracturas dentarias - Abortos - Arrancamiento cuerno - Erosiones cutáneas	Gibert 1993 Hansen <i>et al.</i> 1993 Houssin 1993 Dematteis <i>et al.</i> 2010

**Tabla 6.2.** Intervalos, causas de mortalidad y lesiones descritas para los principales métodos utilizados para capturar rebecos (*Rupicapra spp.*)

*Table 6.2. Intervals, causes of death and injuries described for the main methods used to capture chamois (Rupicapra spp.)*

### b) Seguridad para los operarios

Al igual que con la seguridad para los animales, la seguridad para los operarios no está relacionada directamente con el método de captura, sino que depende de la profesionalidad, experiencia y conocimiento del método de captura que tenga el equipo de captura. Aunque parezca una perogrullada, para capturar rebecos hay que ir al lugar en que estos se encuentran, con lo que los riesgos inherentes al desplazamiento de personas en alta montaña y a la manipulación de animales salvajes (con el consiguiente riesgo de cornadas, coces, etcétera) van a ser comunes para todos los métodos de captura.

## 6.4. ¿Cómo capturo mi rebeco, pirenaico o alpino?

Como ya hemos visto, son varias las opciones y muchos los criterios a tener en cuenta al elegir el método para capturar rebecos. Además, no existe un método que sea adecuado para todas las circunstancias, sino que dependiendo del objetivo de la captura y del resto de factores antes mencionados será mejor un método u otro.

Entre los mencionados en el apartado anterior, los principales factores que determinarán el método de captura son:

- 1) El objetivo de la captura, que estará relacionado con la duración del periodo en el que se pretende llevar a cabo las capturas y, consecuentemente, con el coste que está justificado asumir. Si se pretende capturar rebecos durante un periodo corto, la inversión será menor que si el objetivo es realizar capturas en una misma localización durante muchos años, lo que justificaría un mayor coste del método de captura.
- 2) El rendimiento puntual deseado de las operaciones de captura, que está relacionado con la capacidad de capturar grupos y a su vez determina el personal necesario para realizarlas capturas. Si el objetivo es capturar grupos o rebecos relacionados socialmente (p.e., parejas de madre y cría u hembras relacionadas entre sí) es más recomendable utilizar métodos de captura colectivos, lo que implicará la necesidad de mayor personal para participar en las operaciones de captura.<sup>1</sup>

La Tabla 6.3 muestra un esquema de toma de decisiones del método de captura a utilizar en función de los principales factores a considerar.

		Objetivo / Coste	
		Captura a largo plazo	Tiempo limitado
Rendimiento	Personal	Elevado	Bajo
Elevado	Mucho	Cercados	Redes verticales
Bajo	Poco	Cajas trampa	Teleanestesia lazos

**Tabla 6.3.** Elección de los métodos de captura en función de los objetivos y las características de cada método.

*Table 6.3. Election of capture methods considering aims and characteristics of each method.*

Así, la utilización de cercados y cajas trampa, que requieren una mayor inversión, estará más justificadas cuando la realización de capturas se plantee a largo plazo, mientras que los métodos de captura más adaptables (redes verticales, teleanestesia y lazos) serán la primera opción en proyectos a corto plazo, debido su menor coste. Los cercados y la red vertical comparten el inconveniente de necesitar mucho perso-

<sup>1</sup> Excepcionalmente, se pueden determinar las relaciones sociales a posteriori en animales capturados individualmente (con lazos y teleanestesia) a condición de capturar rebecos durante el tiempo suficiente como para marcar un número importante de ellos y realizar un intenso seguimiento post-captura (ver, por ejemplo, Crampe *et al.* 2006). Sin embargo, y tal y como acabamos de mencionar, si se pretende capturar rebecos relacionados socialmente entre sí generalmente optaremos por los métodos de captura colectivos (redes verticales y cercados).

nal. Sin embargo, mientras que en la red es siempre necesario, porque no se puede asegurar a priori el número de rebecos que van a poder atraparse en la red, en los cercados, al tratarse de un método activado por el operario, se puede utilizar menos personal, eso sí, ajustando el número de rebecos capturados al personal presente y renunciando al rendimiento máximo del medio. Los métodos de captura individual (teleanestesia, caja trampa y lazos) requerirán paciencia y perseverancia para llegar a capturar un número elevado de rebecos.

## 6.5. Consideraciones sobre los métodos de captura

Al intentar capturar rebecos, la prioridad debe ser la seguridad de los animales. Tanto la mortalidad como la incidencia de lesiones descritas para un mismo método de captura varían mucho, dependiendo de la manera en que se utiliza. En este apartado, pretendemos realizar una serie de recomendaciones para mejorar tanto la seguridad del método de captura como la manipulación post-captura de los rebecos.

- **Telianestesia:** Los principales riesgos de la teleanestesia son las alteraciones cardiovasculares y respiratorias, así como el riesgo de despeñamiento en el escarpado hábitat de alta montaña (Abderhalden *et al.* 1998). Además, la teleanestesia no evita totalmente los problemas de estrés y la miopatía de captura (Harthoorn 1982, Gauthier 1993). Las principales precauciones a tener en cuenta son las siguientes.
  - Utilizar, siempre bajo supervisión veterinaria, combinaciones anestésicas adecuadas, probadas en rebeco y con las que el operario esté familiarizado
  - Conocer y saber aplicar el protocolo de emergencia en caso de problemas anestésicos (reversión anestésica, terapia de soporte vital...)
  - Evitar el estrés previo a la captura consiguiendo aproximarse al rebeco de manera desapercibida (esperas, recechos ocultos...)
  - Asegurarse tanto como sea posible del buen estado de salud del rebeco a anestesiarse, mediante observación directa previa a la realización del disparo anestésico
  - Evitar anestesiarse rebecos cerca de zonas escarpadas a las que puedan huir buscando refugio para luego despeñarse cuando la anestesia empiece a hacer efecto
- **Lazos:** Siendo un método relativamente seguro, los principales problemas de los lazos pueden controlarse y disminuirse con una serie de medidas bastante sencillas.
  - Las fracturas de extremidades y los traumatismos musculares se han disminuido con la incorporación a los lazos de materiales elásticos, que ofrecen una resistencia progresiva y evitan los tirones bruscos
  - Para evitar los problemas de congelación en las extremidades que quedan atrapadas en el lazo, se recomienda no utilizar los lazos para capturar rebecos en los días de frío extremo
  - Fijar los lazos a un árbol resistente impide que éstos puedan desprenderse o que los rebecos puedan enredarse al desplazarse

- Por último, la vigilancia constante de los lazos (a distancia o mediante un sistema que avise de su activación) con un tiempo de acceso al rebeco capturado reducido disminuye la mortalidad y la incidencia de lesiones con respecto a los lazos que son revisados una o dos veces al día, al permanecer el rebeco menos tiempo capturado antes de ser atendido.
- **Caja trampa:** en otras especies de ungulados salvajes, la caja trampa se ha descrito como un método que afecta más a la fisiología del animal capturado (y, por tanto, predispone más al desarrollo de miopatía de captura) que la red vertical (Casas-Díaz *et al.* 2008), aunque causa menos mortalidad e incidencias que la teleanestesia (Abderhalden *et al.* 1998). Los riesgos de la caja-trampa son inherentes a su funcionamiento, y las precauciones que se pueden tomar para disminuirlos consisten básicamente en reducir el tiempo que el animal permanece atrapado en ella, mediante sistemas que avisen de su activación (mecánicos, por imagen o electrónicos) para asistir a los rebecos capturados lo antes posible (Figura 6.4).
- **Red vertical:** La red vertical es el método de captura que presenta una mayor variabilidad en las mortalidades registradas al utilizarlas para capturar rebeco, alcanzando valores inaceptables cercanos al 20%. Sin embargo, las mayores mortalidades se han descrito en redes instaladas en el medio, dejadas durante días para que los rebecos cayeran atrapados en función de sus movimientos espontáneos y monitorizadas una o dos veces al día para comprobar si habían quedado rebecos atrapados, con lo que los animales podían permanecer varias horas enredados en la red antes de ser atendidos. En las redes verticales combinadas con batida y con un grupo de operarios expertos en la manipulación de rebecos inmovilizados físicamente que atiende a los individuos capturados inmediatamente, las mortalidades son mucho menores, comparables al resto de métodos de captura. Por tanto, para mejorar la seguridad para los rebecos de las redes verticales hay que contar con suficiente personal experto cerca de la red para atender inmediatamente a los rebecos que caigan atrapados en la red. Es muy importante prever por exceso antes de la captura cuantos animales pueden ser capturados en una batida con red vertical, y asegurar que va a haber suficiente personal cercano a la red. Uno de los problemas que pueden aparecer en la captura de rebecos con red vertical y batida es que caigan más rebecos de los que el personal cercano a la red puede atender, retrasando el tiempo en que algunos de los rebecos son desenredados y por lo tanto aumentando la probabilidad de incidencias y mortalidad.
- **Cercados:** los cercados también son un método de captura de rebeco relativamente seguro. Como con las redes verticales, al tratarse de un método de captura colectivo con un gran rendimiento la precaución más importante a tomar es contar con suficiente personal experto cerca del cercado para atender a todos los rebecos que puedan quedar atrapados en el menor tiempo posible. La diferencia con la red vertical es que en ésta no podemos calcular con seguridad el número de rebecos que se van a atrapar, y por lo tanto hay que estimar la cantidad de personal que será necesaria junto a la red. Sin embargo, en los cercados, al tratarse de un método selectivo activado por el operario, podemos

elegir realizar la captura en el momento en que el número de rebecos dentro del cercado sea proporcionado a la capacidad de manipulación por parte del equipo de captura.

Una vez capturados los rebecos, se debe proceder a su inmovilización física. En algunos métodos de captura, como la teleanestesia, los lazos, la red vertical y los cercados de red, el propio método de captura ya inmoviliza al animal, con lo cual simplemente hay que liberarlo (lazos) o desenredarlo (redes verticales y cercados de red). Sin embargo, en otros métodos de captura, como la caja trampa y los cercados de madera o metal, una vez capturado el rebeco hay que inmovilizarlo. Esto puede realizarse mediante anestesia o mediante redes manuales (pequeñas redes específicamente diseñadas para inmovilizar animales en recintos cerrados pequeños).

En cuanto al manejo post-captura, es imprescindible que al menos una parte del equipo de captura tenga experiencia en el manejo de ungulados salvajes inmovilizados físicamente. Las principales recomendaciones al respecto son:

- **Realizar una sujeción firme.** Independientemente del método de captura físico empleado, una sujeción firme (no brusca) disminuirá los intentos de escapar del rebeco, y por tanto la posibilidad de que se lesione o cause lesiones a los operarios. Esta sujeción debe prestar especial atención a las extremidades (sobre todo las posteriores, ya que son las más potentes y pueden propulsar al animal o causar heridas de consideración) y a los cuernos, que son muy afilados y pueden causar lesiones considerables a las personas.
- **Tapar los ojos.** En cuanto el animal esté lo suficientemente inmovilizado, e incluso antes de desenredarlo (en la red vertical o en los cercados de red) o liberarlo (en los lazos), tapar los ojos tranquiliza mucho al rebeco, disminuyendo su estrés y facilitando su manipulación. Así se consigue disminuir tanto el riesgo para los rebecos como para las personas.
- **Disminuir los estímulos.** Hay que mantener un entorno silencioso y calmado alrededor de los rebecos capturados, actuando con profesionalidad y eficacia. Esto puede ser difícil de conseguir en los métodos de captura que requieren la participación de mucho personal, como la red vertical o los cercados. En estos casos, lo mejor es alejar de los rebecos cuanto antes a la mayor parte del personal participante en la operación de captura y permanecer trabajando con los animales un grupo de personas reducido y organizado.
- **Minimizar el tiempo de manejo.** Las consecuencias negativas de la captura y el manejo posterior van a aumentar en probabilidad de aparición e intensidad con el tiempo. Las tareas a realizar con los rebecos deben reducirse y ejecutarse con rapidez y eficacia, de manera que el tiempo de manejo sea el mínimo imprescindible.
- **Utilización de tranquilizantes.** Dependiendo del tiempo de manejo post-captura, y para disminuir las consecuencias negativas de la misma, se han utilizado diversos fármacos tranquilizantes en rebecos capturados físicamente. Los tranquilizantes por sí solos no constituyen la panacea, sino que son una herramienta más en el control del estrés de captura y en la mejora del bienestar de los rebecos capturados físicamente. El maleato de acepromacina a dosis de 0,1 mg/kg y el halope-

ridol a una dosis de 0,3 mg/kg han mejorado los indicadores de estrés fisiológico en rebecos capturados mediante red vertical e inmovilizados físicamente durante tres horas. La azaperona, en cambio, se ha relacionado con reacciones adversas y episodios de mortalidad, con lo que no se recomienda su utilización en los rebecos (*Rupicapra spp.*) (López-Olvera 2006b y 2007, Mentaberre 2010 y 2012).

- **Planificación minuciosa.** Para conseguir un manejo tranquilo, eficiente, rápido y breve todas las tareas a realizar después de la captura tienen que estar perfectamente planificadas y asignadas. Cada operario tiene que saber lo que tiene que hacer. Hay que realizar varias programaciones de trabajo, en función del número de animales capturados, especialmente en los métodos de captura no selectivos en los que no se puede prever con exactitud el número de rebecos que se van a capturar. Lo ideal es que un operario quede exento de la realización directa de tareas sobre los animales y se encargue de coordinar al resto de operarios, controlando y organizando las actividades en el momento del manejo. De esta manera se consigue aumentar la eficiencia y disminuir el tiempo de manejo.

## Agradecimientos

Los autores están muy agradecidos a los miembros del Servei d'Ecopatologia de Fauna Salvatge (SEFaS) de la Universitat Autònoma de Barcelona por su participación en las capturas de red vertical, así como al personal y guardería de las Reservas Nacionales de Caza de Cadí y Freser-Setcases y al Cos d'Agents Rurals de la Generalitat de Catalunya. También quieren agradecer su hospitalidad y colaboración desinteresada a Jean Paul Crampe, quien compartió con nosotros su experiencia capturando rebecos pirenaicos con lazos y rifle anestésico y acogió a diversos miembros del SEFaS en su casa. Este capítulo de libro no habría podido elaborarse sin la colaboración de y la información proporcionada por el Centro Ricerche Gestione Fauna Selvatica (CeRiGeFaS), especialmente por el Dr. Andrea Dematteis y el Profesor Pier Giuseppe Meneguz. Dos semanas con los veterinarios y el personal del Parco Nazionale degli Abruzzo, Lazio e Molise, el Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga y el Parco Nazionale della Majella nos permitieron compartir experiencias mutuas de captura y conocer al bello rebeco de los Apeninos. La Dra. Elsa Jourdain y Jean-Michel Jullien nos proporcionaron información, referencias e imágenes sobre la captura de rebeco alpino con redes de caída. Claude Berducou recopiló toda la información de las experiencias francesas en captura de rebecos (alpinos y pirenaicos) en la reunión francesa de 1990 en Mèze, y muy amablemente nos cedió todo el material de las encuestas en las Primeras Jornadas Pirenaicas sobre el sarrío, celebradas en Jaca en Marzo de 2003. Por último, los autores quieren agradecer a los editores del libro, y especialmente a Juan Herrero, la oportunidad de escribir el presente artículo y su paciencia y saber hacer en la coordinación de los autores de los diferentes capítulos.

Las capturas con red vertical realizadas por el SEFaS se han llevado a cabo con la financiación de los proyectos "Valoración del estrés de captura y manejo en el sarrío *Rupicapra p. pyrenaica*" (AGF1999-0763-C02-01), "Modulación de la respuesta



de estrés en ungulados salvajes capturados mediante red vertical" (CGL2004-00330/BOS) y "Estudio de la enfermedad asociada a un Pestivirus en el rebeco (*Rupicapra pyrenaica*). Epidemiología e infección experimental en ovino" (CGL2006-11518/BOS), financiados por la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT); los proyectos "Infección experimental de rebeco y cerdo con el virus de la Enfermedad de la Frontera aislado de rebecos infectados de forma natural" (FAU2006-00007-C02-01) y "Estudio de la Pestivirus y otras infecciones en los ungulados salvajes y domésticos en el Pirineo Oriental" (FAU2008-00017-C02-01), financiados por el Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA); y el proyecto "Estudio epidemiológico de la queratoconjuntivitis infecciosa en el rebeco pirenaico y su relación con los rumiantes domésticos" (CGL2009-1163), financiado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (MICINN).

## Bibliografía

Abderhalden W., Buchli Ch., Ravti P., Godu D. 1998. Einfang und Immobilisation von Alpensteinböcken (*Capra i. ibex*). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 44: 123-132

Appolinaire J., Thion N., Dumerc J.L., Berducou C. 1993a. Restauration de populations d'isards dans les massifs de l'Estibète et de l'Arbizon-Néouvielle, Hautes-Pyrénées (France). *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 288.

Appolinaire J., Berducou C., Menaut P. 1993b. Le lacet à patte : une technique de capture pour les ongulés. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 289-290.

Bassano B., Peracino V. 1993. Capture des ongulés sauvages au moyen d'instruments lance-seringues actionnés à distance. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 291.

Berducou C. 1993. Chamois et isards: bilan des captures par filets, pièges et engins divers réalisées en France au cours des trente dernières années (1958-1989). *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 113-120.

Boillot F. 1993. Sélectivité de la méthode de capture par cage-piège: résultats obtenus sur le chamois dans les Vosges. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 163-167.

Casas-Díaz E., López-Olvera J.R., Mentaberre G., Marco I, Lavín S. 2008. Hematologic and biochemical values for Spanish ibex (*Capra pyrenaica*) captured via drive-net and box-trap. *Journal of Wildlife Diseases*, 44 (4): 965-972.

Catusse M., Appolinaire J., Menaut P. 1993. Quelques conséquences de la capture et de la détention d'isards. *Bulletin d'Information sur la Pathologie des Animaux Sauvages en France*, vol. 9: 109-115.

Catusse M., Appolinaire J., Menaut P. 1994. Traumatismes dus à la capture et à la détention d'isards. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 190: 22-25.

Crampe J.P., Loison A., Gaillard J.M., Florence E., Caens P., Appolinaire J. 2006. Patrons de reproduction des femelles d'isard (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) dans une population non chassée et conséquences démographiques. *Canadian Journal of Zoology*, 84 (9): 1263-1268.

Debard D. 1993. Myopathie de capture : approche biochimique et comparaison des différentes méthodes de capture de quelques ongulés de montagne (chamois, bouquetin, mouflon). *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 179-185.

Delmas D. 1993. Comparaison de deux méthodes de capture de chamois (*Rupicapra rupicapra*) en milieu ouvert dans le Parc National de la Vanoise. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 127-133.

Dematteis A., Rossi L., Canavese G., Menzano A., Meneguz P.G. 2008. Immobilising free-ranging Alpine chamois with xylazine, reversed with atipamezole. *Veterinary Record*, 163: 184-189.

Dematteis A., Menzano A., Canavese G., Meneguz P.G., Rossi L. 2009. Anaesthesia of free-ranging Northern chamois (*Rupicapra rupicapra*) with xylazine/ketamine and reversal with atipamezole. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 567-573.

Dematteis A., Giovo M., Rostagno F., Giordano O., Fina D., Menzano A., Tiziani P., Ficetto G., Rossi L., Meneguz P.G. 2010. Radio-controlled up-net enclosure to capture free-ranging Alpine chamois *Rupicapra rupicapra*. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 535-539.

Fernández-Arias A., Aymerich M., Guiral J., Rodríguez C. 1993. La capture des ongulés sauvages vivants, en Espagne. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 135-138.

Fico, R. 1988. Variabilità di risposta alla sedazione in camosci appenninici *Rupicapra pyrenaica ornata* catturati in libertà e in recinto. In: *Atti del I Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina. Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, XIV. Spagnesi M., Randi E. (eds.). Bologna (Italia). Pp: 569-575.

Fowler M.E. 1986. Restraint. En: *Zoo and wild animal medicine*. Second edition. Fowler, M.E. (ed.). W.B. Saunders Company, Philadelphia, London, Toronto, Mexico City, Rio de Janeiro, Sydney, Tokyo, Hong Kong. pp: 37-50.

Fowler M.E. 1995. *Restraint and handling of wild and domestic animals*. Second edition. Iowa State University Press, Ames (Iowa).

García-González R., Hidalgo R., Berducou C., Marquina L. et les Gardes-moniteurs du P. N. de Ordesa et du P. N. des Pyrénées. 1993. Capture et marquage d'isards (*Rupicapra R. pyrenaica*) dans le Parc National d'Ordesa et Monte Perdido (Espagne). *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 304-306.

Gauthier D. 1993. Pratiques françaises en matière d'immobilisation par voie chimique: synthèse des questionnaires et expérience du Parc National de la Vanoise. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 7-17.

Geraud M., Nebel D. 1993. Reprise d'isards par filets tombants en réserve domaniale de chasse de Montvallier (Ariège): bilan 1983-1989. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 308-309.

Gibert P. 1993. Conséquences de la capture et des manipulations sur la physiologie des ongulés sauvages. Incidence pathologique. Bilan et connaissances. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 169-177.

Hansen E., Richard-Hansen C., Menaut P. 1993. Mise au point d'une méthode de captures multiples d'isards (*Rupicapra pyrenaica*) par enclos-piège. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 121-126.

Harthoorn A.M. 1982. Physical aspects of both mechanical and chemical capture. En: *Chemical immobilization of North American wildlife*. Nielsen, L.; Haigh, J.C. y Fowler, M.E. (eds.). Wisconsin Humane Society, Milwaukee. pp: 63-71.

Houssin H. 1993. Bilan de 30 ans de capture de chamois et mouflons sur la R.N.C. des Bauges par enclose trappe. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 312-314.

Jones D.M. 1984. Physical and chemical methods of capturing deer. *Veterinary Record*, 114: 109-112.

Jullien J.M., Pépin G., Marouze E. 2001. La cham'arche, un filet pour la capture des ongulés de montagne. *Faune sauvage*, 254 : 16-21.

Jullien J.M., Cornillon M. 2012. *Le Chamois, biologie et écologie. Études dans le massif des Bauges*. Ed. Biotope (Collection Parthénope), Mèze (Francia). 176 p.

Kock M.D., Jessup D.A., Clark R.K., Franti C.E. 1987. Effects of capture on biological parameters in free-ranging bighorn sheep (*Ovis canadensis*): Evaluation of drop-net, drive-net, chemical immobilization and the net-gun. *Journal of Wildlife Diseases*, 23 (4): 641-651.

Kreeger T.J. 1997. *Handbook of wildlife chemical immobilisation*. International Wildlife Veterinary Services, Inc., Laramie (Wyoming).

Locati M., Gentile L., Mari F. 1991. La catura di camosci appenninici: considerazioni gestionali e recenti esperiwnze. In: *Atti del II Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, XIV. Spagnesi M., Toso S. (eds.). Bologna (Italia). Pp: 195-202.

López-Olvera J.R., Marco I., Montané J., Lavín S. 2006a. Haematological and serum biochemical values of Southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) captured by drive-net. *Veterinary Record*, 158 (14): 479-484.

López-Olvera J.R., Marco I., Montané J., Lavín S. 2006b. Transport stress in Southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) and its modulation by acepromazine. *Veterinary Journal*, 172 (2): 347-355.

López-Olvera J.R., Marco I., Montané J., Casas-Díaz E., Lavín S. 2007. Effects of acepromazine on the stress response in Southern chamois captured by means of drive-nets. *Canadian Journal of Veterinary Research*, 71 (1): 41-51.

López-Olvera J.R., Marco I., Montané J., Casas-Díaz E., Mentaberre G., Lavín S. 2009. Comparative evaluation of effort, capture and handling effects of drive-nets to capture roe deer (*Capreolus capreolus*), Southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) and Spanish ibex (*Capra pyrenaica*). *European Journal of Wildlife Research*, 55 (3): 193-202.

Menaut P., Loison A. 1994. Capture d'isard par filet propulsé. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 195: 9-13.

Meneguz P.G., Rossi L., De Meneghi D. 1994. Esperienze di cattura di caprioli (*Capreolus capreolus*) e di camosci (*Rupicapra rupicapra*) con reti verticali. *Bulletin d'Information sur la pathologie des Animaux Sauvages en France*, vol. 11: 107-114.

Mentaberre G., López-Olvera J.R., Casas-Díaz E., Marco I., Lavín S. 2010. Haloperidol and azaperone in drive-net captured Southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*). *Journal of Wildlife Diseases*, 46 (3): 923-928.

Mentaberre G., Serrano E., López-Olvera J.R., Casas-Díaz E., Velarde R., Marco I., Lavín S. 2012. Azaperone and sudden death of drive-net captured southern chamois. *European Journal of Wildlife Research*, 58 (2): 489-493.

Michallet J., Berger M., Sibut P. 1993. Plan de restauration du chamois dans le massif de Chartreuse: programme de réintroduction. *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 320-321.

Nielsen L. 1999. *Chemical immobilization of wild and exotic animals*. Second edition. Iowa State University Press, Ames (Iowa).

Peracino V., Bassano B. 1993. Bilan de 30 années d'expériences de capture des ongulés sauvages – bouquetin des Alps (*Capra ibex ibex*) et chamois (*Rupicapra rupicapra rupicapra*) – dans le Parc National du Gran Paradis (Italie). *Actes du symposium sur les techniques de capture et de marquage des ongulés sauvages*. Mèze, Hérault, 20-22 mars 1990: 37-44.

Spraker T.R. 1982. An overview of the pathophysiology of capture myopathy and related conditions that occur at the time of capture of wild animals. In: *Chemical Immobilization of North American Wildlife*. Nielsen L., Haigh J.C., Fowler M.E. (eds.). Wisconsin Humane Society, Milwaukee (USA). Pp: 83-118.

Struch M., Baumann M. 2000. Experiences of catching chamois (*Rupicapra rupicapra*) in a wooded mountain area in Switzerland. *Oecologia Montana*, 9: 48-49.

Williams E.S., Thorne T. 1996. Exertional myopathy (capture myopathy). In: *Noninfectious Diseases of Wildlife*. 2nd edition. Fairbrother A., Locke L.N. Hoff, G.L. (eds.). Iowa State University Press, Ames (Estados Unidos de Norteamérica). Pp: 181-193.

## 7. Seguimiento sanitario del sarrío en el Principado de Andorra. Metodología, resultados y aplicaciones

**L. Riba, J. Solà**

*Departament de Patrimoni Natural, Govern d'Andorra. C/ Prat de la Creu 62-64, Andorra la Vella, Principat d'Andorra. Tel: + 376 87 57 07; Fax: +376 86 98 33. jordi\_sola@govern.ad,*

### *Resumen*

Desde el año 1998 se realiza, con la colaboración de los cazadores, un seguimiento sanitario de los sarríos cazados fuera de las reservas de caza. Un seguimiento mucho más intenso se aplica sobre los ejemplares abatidos en las reservas de caza desde el año 2001. Durante el año 2009, se realizó una revisión del programa de seguimiento para adaptarlo a la evolución de los métodos de gestión. El objetivo principal de estos trabajos es por una parte la monitorización de patologías específicas del sarrío y de algunos procesos importantes en materia de sanidad animal y/o salud pública, y por otro lado, la evaluación de indicadores biométricos o clínicos que puedan relacionarse con parámetros poblacionales. La monitorización de la queratoconjuntivitis infecciosa se realiza mediante inspección visual. El seguimiento específico para descartar portadores de Pestivirus suele ser rutinario en la actualidad debido a los brotes acaecidos en los últimos años. Se realizan pruebas serológicas frente a *Brucella sp.* Las lesiones macroscópicas más observadas son las neumonías catarrales, las neumonías verminosas y las cisticercosis. No se ha detectado ningún caso de queratoconjuntivitis macroscópica en los últimos años, habiendo aparecido diversos casos de pestivirus, con la aparición de un foco en el invierno 2009-2010. Los indicadores morfológicos estudiados son el peso de la canal y diversas medidas corporales (longitud del metatarso, longitud del cuerno, perímetro torácico). Algunas de las variables utilizadas podrían comportarse como indicador de la relación entre la densidad y los cambios físicos en la población. Durante el 2002 se inició una evaluación de las modificaciones bioquímicas hemáticas provocadas por diferentes métodos de captura y marcaje indicando que los métodos de captura en cercados o cajas trampa provocaban alteraciones importantes a nivel muscular.

**Palabras clave:** sarrío, Andorra, gestión, monitorización de patologías.

## **Abstract**

Since 1998 a sanitary survey on the isard (Pyrenean chamois) hunted in common use zones (no reserve zones) is done using volunteer hunters for sampling the animals. A stronger survey is done on the animals hunted in the reserves since 2001. During 2009, the sanitary survey program was revisited to adapt it to the sanitary situation of the moment. The first aim of this work is monitoring different specific pathological events on the isard and several diseases with a great importance in human and animal health. A second research way tries to identify new bio indicators (clinical or biometrical) related with demographic parameters.

The infectious keratoconjunctivitis is monitored by visual inspection and the survey for Pestivirus carriers is performed normally after the epizootic events of 2009-2010. Serological tests against *Brucella* sp. are performed. The most commonly macroscopic lesions are: catharral and parasitic pneumonia and cisticercosis. There's no new cases of keratoconjunctivitis in the last 7 years but a severe focus of pestivirus was detected in winter 2009-2010. The bio indicators studied, such as the carcass weight and several body lengths may be used as indicators of the changes occurred in the population body conditions and related to the density. During 2002, haematological and biochemical changes induced by different capture methods were investigated. The data available today show that boxes and enclosures seem to be related with strong changes.

**Keywords:** *isard, Pyrenean chamois, Andorra, management, sanitary survey.*

## **7.1. Introducción**

Andorra disponía desde 1999 de dos redes de recogida, inspección y análisis de ejemplares de la fauna silvestre, diferenciando entre los ejemplares encontrados muertos y los ejemplares cazados. Estos sistemas de prevención pretendían dar respuesta a la responsabilidad que tiene la Administración en materia de monitorización y control del estado sanitario de la fauna autóctona. Durante el transcurso del año 2003, ambas redes se agruparon en un único plan de vigilancia sanitaria para poder optimizar los recursos disponibles y ampliar las líneas de trabajo.

La monitorización sanitaria rutinaria sobre el sarrío se inició en Andorra durante el año 1998. Anteriormente, se habían llevado a cabo algunos trabajos puntuales pero con un número muy reducido de ejemplares. Así, durante el mes de septiembre de 1998, se ofrece la posibilidad al colectivo de cazadores de poder realizar una inspección veterinaria completa de los animales cazados, procediéndose a una toma de muestras orgánicas amplia y a una recogida de datos biométricos. Este sistema se mantiene aún en la actualidad y se completa con la inspección de la totalidad de los sarríos cazados en reservas mediante planes de caza acompañada que se inició el año 2001. Por otro lado, se realiza una serie de análisis sistemáticos sobre los ejemplares capturados y marcados con la finalidad de monitorizar algunos parámetros hemáticos y bioquímicos.

## 7.2. Funcionamiento de la monitorización sanitaria sobre especies cazables

La caza del sarrío en Andorra se realiza mediante dos modalidades diferenciadas que a su vez implican dos tipos de seguimiento sanitario. En las reservas de caza, se realiza caza acompañada con guarda, lo que permite acceder a la inspección y muestreo del 100% de los animales capturados. En las zonas que no son reserva, se atribuyen las piezas a los distintos grupos de cazadores por sorteo. Teniendo en cuenta que se constituyen cerca de un centenar de grupos por temporada y que la caza se concentra en muy pocos días hábiles, resulta muy complejo acceder a todos los animales, añadiendo el hecho de que se trata de un sistema de aviso voluntario por parte de los cazadores. En los mejores años, se ha obtenido muestras de un 20% del total de animales cazados fuera de las reservas.

Sobre cualquier sarrío inspeccionado se realiza una recogida de datos biométricos completa (14 variables) que se anotan en fichas individualizadas así como una recogida de datos generales tales como sexo, edad, zona de captura, estado reproductivo, etc.

Se procede luego, por parte del guarda o los técnicos presentes, a una inspección externa e interna de los animales, anotando cualquier alteración macroscópica evidente. La recogida de muestras orgánicas se divide en dos bloques diferenciados: muestras para un seguimiento rutinario de ciertas patologías y muestras relacionadas con lesiones puntuales y específicas del animal inspeccionado. En numerosos casos, sobretudo en zonas fuera de reserva, se establece un protocolo simplificado de recogida de muestras básicas para que los cazadores puedan ser autónomos en este aspecto y puedan remitir al Departamento de Patrimonio Natural las muestras de los animales que han abatido.

Todas las muestras se remiten a distintos laboratorios colaboradores para su análisis. Los cazadores son informados de los resultados durante las sesiones de la Comisión de Seguimiento de la Caza, al finalizar la temporada.

## 7.3. Los objetivos de la monitorización sanitaria

Se persiguen dos objetivos fundamentales, siendo el primero estrechamente dependiente del estado sanitario de los ejemplares y el segundo, relacionado con la identificación de indicadores población-medio. A continuación se detalla cada uno de los objetivos por separado y se establece la lista de los distintos parámetros analizados en cada uno de ellos:

### **1. Monitorización de patologías específicas:**

- Interés en sanidad animal: Brucelosis, identificación parasitológica.
- Interés en salud pública: Brucelosis.
- Interés en dinámica poblacional: Queratoconjuntivitis, infecciones por pestivirus.

## 2. Identificación de indicadores población-medio:

- Seguimiento de variables físicas: recogida de datos biométricos (14 variables)
- Seguimiento de variables reproductivas: fecundidad, pérdidas.

## 7.4. Evolución del número de animales analizados

El objetivo inicial en el momento de empezar a realizar una monitorización sanitaria fue el de poder tener muestras del 20% de los animales cazados cada temporada. Durante estos años se ha conseguido superar esta proporción en los planes de caza realizados en las reservas (acercando la cifra al 90%) pero se ha ido obteniendo cada vez menos datos de la caza fuera de reservas, hasta pasar por debajo del 10% en los últimos 3 años. En las muestras remitidas directamente por cazadores suele haber problemas debidos a las condiciones de recogida y transporte de las mismas, sobretodo en lo referente a muestras de sangre, habiendo de desestimar buen número de ellas y por tanto, no pudiendo contabilizarlas en el número final de ejemplares analizados.

## 7.5. Muestras orgánicas y su análisis

La Tabla 7.1 establece una lista de las distintas muestras que se recogen durante la inspección interna y externa del animal y el tipo de análisis al que son sometidas. En caso de ser posible, se menciona igualmente la técnica de laboratorio utilizada.

Muestra	Análisis	Técnica
Sangre	Serología <i>Brucella sp.</i> Serología pestivirus banco de sueros	Rosa Bengala y fij. complemento PCR
Heces	Coprología cuantitativa	Método de Mc Master y flotación en ZnSO <sub>4</sub>
Aparato reproductor (hembras)	Descripción	Pesaje ovarios, descripción uterina
Adrenales	Descripción	Pesaje y volumetría
Bazo	Búsqueda de portadores de pestivirus	RT PCR
Médula ósea o piel	Búsqueda de portadores de pestivirus	RT PCR
Hisopo ocular	Búsqueda de <i>Mycoplasma conjunctivae</i> en lesiones	PCR
Otras...	Investigación de lesiones	Microbiología o anatomía patológica

**Tabla 7.1.** Tipo de muestra, análisis y técnica utilizada en la monitorización sanitaria.

*Table 7.1. Sample type, analysis and monitoring technique used on sanitary survey.*



Los laboratorios colaboradores en esta labor son los siguientes:

- Laboratori Central de Salut Pública, Govern d'Andorra
- SEDIFAS, Facultad de Veterinaria, Universidad de Zaragoza
- SeFaS, Facultat de Veterinària, Universitat Autònoma de Barcelona

## 7.6. Resultados, lesiones más frecuentes y patologías de interés

### 1- Resultados:

Los resultados obtenidos mediante las pruebas de laboratorio son los siguientes:

- Serologías frente a *Brucella* sp.: Todas negativas
- Microbiología para *Salmonella* sp.: Todas negativas
- Tasa de excreción parasitaria global: 652 formas parásitas / g de heces
- Tasa de excreción de coccidios (grupo más representado): 176 ooquistes / g de heces

### 2- Lesiones más frecuentes:

Las lesiones que se suelen encontrar de forma repetida en los animales que se inspeccionan son, por orden de frecuencia decreciente:

- Lesiones hepáticas por cisticercos
- Cisticercosis peritoneal o mesentérica (*Cisticercus tenuicollis*)
- Neumonías verminosas por protostrongílidos
- Neumonías catarrales
- Abscesos localizados asociados a heridas

### 3- Patologías de interés

Algunas patologías presentan un interés particular debido a su potencial efecto sobre la dinámica poblacional del sarrío (Loison *et al.* 1996). Estas enfermedades, son monitorizadas de forma sistemática al haberse diagnosticado como mínimo un caso en territorio andorrano. A principios de la década 2000-2010, dos patologías se repartían los esfuerzos: la queratoconjuntivitis infecciosa y las afecciones por pestivirus. En la actualidad, únicamente la pestivirus es motivo de monitorización continua puesto que no hay indicios de afecciones por queratoconjuntivitis desde el año 2005 (un único caso clínico).

#### *La pestivirus del sarrío*

Considerando los acontecimientos registrados en el Pirineo y vinculados con la muerte de un número considerable de sarríos relacionado con la presencia de un pestivirus (Gibert 2003), se puso en marcha durante el otoño 2002 un protocolo de toma de muestras específico para la monitorización de esta patología.

En Andorra, los primeros casos aparecieron durante el verano-otoño 2002. Uno de ellos no pudo ser analizado y el otro fue capturado vivo y murió en pocas horas.

La sintomatología observada coincidió con la descrita en otras zonas del Pirineo (depilaciones, pigmentación oscura de la piel, caquexia, comportamiento anormal, etc).

Se pudieron realizar diversas pruebas de inmunohistoquímica que revelaron la presencia de un pestivirus en diversos tejidos orgánicos. La realización de pruebas de RT-PCR sobre los tejidos afectados permitió caracterizar el virus y afirmar que se trataba de un agente etiológico emparejado con los pestivirus de los rumiantes domésticos. Todos estos trabajos fueron coordinados por SEDIFAS (Facultad de Veterinaria de la Universidad de Zaragoza).

El protocolo de monitorización establecido se organizó alrededor de observaciones frecuentes de los principales núcleos de sarríos y la captura en vivo, siempre que fuera posible, de los animales que presentasen lesiones. Con los ejemplares afectados, en caso de encontrarse muertos, se han realizado necropsias completas conservando tejidos para las pruebas laboratoriales. En todos los sarríos sometidos a plan de caza, se ha añadido a la lista de muestras a recoger, una muestra de bazo y piel (si se aprecian lesiones macroscópicas), tejidos que han resultado altamente positivos a la presencia del virus en los animales afectados. Estas muestras ofrecen la ventaja de ser fáciles de recoger y de transportar, pudiendo realizar la toma de muestras el mismo cazador o los guardas.

Durante el otoño 2009 empezó a observarse un número inusualmente alto de sarríos encontrados muertos en territorio andorrano y de forma más concreta en la reserva de Enclar. Las prospecciones de los guardas permitieron localizar 40 cadáveres entre los meses de noviembre 2009 y marzo 2010, estando la gran mayoría, demasiado deteriorados para ser analizados. Estos animales no presentaban las lesiones más habituales en los casos de pestivirosis pero el programa de monitorización permitió identificar algunos animales portadores del virus entre los animales analizados. Asimismo, aparecieron animales positivos en otros puntos del territorio alejados de la reserva de Enclar.

A partir del mes de marzo 2010, aparecen animales enfermos que presentan unos síntomas más afines a la descripción habitual de la enfermedad y la captura de algún ejemplar vivo permite confirmar que se trata de un brote de pestivirosis. El balance final indica una reducción poblacional del 60% en la reserva de Enclar y un 28% de reducción en la población de sarríos total de Andorra.

Este escenario condujo a la decisión de suspender cualquier aprovechamiento cinegético sobre la especie durante las temporadas de caza de 2010 y 2011.

## 7.7. Los indicadores población-medio

Un indicador población-medio es un parámetro medido sobre un animal, sencillo y fácil de medir, cuya evolución depende de la del sistema "individuo-población-medio" (Groupe Chevreuil, 1996). La definición, el diseño y la validación de estos índices precisa tener en cuenta disciplinas muy variadas: etología, ecología vegetal y animal, dinámica de poblaciones, parasitología, fisiología, etc.

El objetivo mayor es la determinación de uno o varios índices que permitan dar una idea de la tendencia global de la población estudiada. En el caso del sarrío en Andorra, los trabajos llevados a cabo hasta la actualidad han mostrado el potencial

de algunas de las variables analizadas (peso de la canal, longitud del cuerno, etc.) como indicador válido para inferir en la tendencia poblacional. La muestra disponible, no obstante, no permite trabajar con clases de sexo y edad con tamaños muestrales suficientes. Las variaciones poblacionales introducidas por los episodios epizooticos y la ausencia de recogida de datos en períodos de caza inexistente suponen un retraso en el desarrollo de esta línea de trabajo que deberá ser retomada tan pronto como se reinicie la actividad cinegética.

## 7.8. Monitorización de parámetros hemáticos en ejemplares capturados en vivo

Este proyecto se inició durante la primavera del año 2002, aprovechando una campaña de capturas en la reserva de Enclar. El objetivo perseguido es la obtención de valores bioquímicos (marcadores de daño muscular y renal) a partir de una muestra de sangre de los ejemplares capturados en vivo mediante distintos métodos. La comparación de los resultados debería ayudar a mejorar los métodos de captura y rebajar la probabilidad de ocasionar un daño irreversible a los animales.

Los distintos sistemas de captura (lazos, cajas trampa y cercados) son equipados con relojes que indican la hora de la captura pudiendo estimar el tiempo que el animal ha pasado en la trampa. La muestra de sangre se obtiene inmediatamente después de la toma en mano del animal.

Los parámetros analizados para todos estos casos són: hemograma completo, AST/GOT, LDH, CPK, P.A., glucosa, proteínas totales, creatinina, BUN.

Los datos disponibles hasta este momento parecen indicar una ligera tendencia al incremento de los valores de daño muscular en las capturas realizadas mediante cercados.

## 7.9. Perspectivas de futuro

Los datos acumulados hasta ahora no indican la presencia en la población de sarríos de Andorra de problemas sanitarios destacables exceptuando los problemas causados por el brote de pestivirus del año 2009-2010. La monitorización continua de las poblaciones debe ser la herramienta de base para advertir de la circulación de ciertas patologías. Los resultados obtenidos deben ser mejorados en cantidad y calidad y por ello se establecen distintos elementos prioritarios buscando centrar los recursos y los esfuerzos en las patologías más relevantes y conseguir una recogida de muestras eficaz y que aporte resultados. El mantenimiento de los sistemas de caza donde el cazador es acompañado por un guarda o la formación de los cazadores en la recogida de muestras son elementos indispensables para mantener este tipo de programa sanitario y poder desarrollar líneas de trabajo sobre indicadores población-medio. Es importante destacar que todas las mejoras aportadas a los sistemas de captura a partir de los resultados de bioquímica hemática tienen como objetivo reducir al máximo el tiempo de manipulación y evitar lesiones en los animales capturados.

## **Bibliografía**

Gibert P. 2003. Le suivi sanitaire dans le departement de l'Ariège, projet. Documento ONCFS/USF.

Groupe Chevreuil 1996. Les bio indicateurs: futurs outils de gestion des populations de chevreuils? Bull. mens. ONC 209, ficha técnica nº 20, 2 pp.

Loison A., Gaillard J.M., Jullien J.M. 1996. Demographic patterns after an epizootic of keratoconjunctivitis in a chamois population. Journal of Wildlife Management 60: 517-527.

## 8. Le suivi sanitaire des isards des Pyrénées françaises assuré par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

### **Philippe Gibert**

*Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage / Direction des Etudes et de la Recherche / Centre National d'Etude et de Recherche Appliquée sur la Faune de Montagne  
Rue de la Champagne – 73250 St Pierre d'Albigny - (France).  
philippe.gibert@oncfs.gouv.fr ou philgibert@wanadoo.fr*

### *Résumé*

La population d'isards de la chaîne pyrénéenne française semble ne plus se développer depuis le milieu des années 1990. Certains secteurs situés à l'est de la chaîne voient même leurs populations régresser, phénomène alimentant l'inquiétude des chasseurs pour une espèce emblématique des Pyrénées.

Les maladies sont souvent montrées du doigt comme étant responsables de cette dégradation des populations. Le suivi sanitaire mis en place par l'ONCFS dans les Pyrénées depuis une quinzaine d'années s'appuie sur différents outils afin de détecter les différentes maladies des isards et des études épidémiologiques plus poussées, comme celle sur la pestivirose, sont réalisées dans un second temps pour évaluer leurs impacts sur la dynamique des populations.

**Mots clés :** suivi sanitaire, pathologie, isard, pestivirose.

### *Abstract*

*The population of chamois in the French Pyrenees seems no longer to develop since the mid-1990s. Some areas located east of the chain even see their populations decline, a phenomenon fueling concern among hunters for a flagship species of the Pyrenees.*

*Diseases are often singled out as responsible for this degradation of the populations. Health monitoring set up by ONCFS in the Pyrenees last fifteen years is based on different tools to detect various diseases of chamois and epidemiological studies further, like the pestivirose, are made of a second time to assess their impact on population dynamics.*

**Keywords:** health monitoring, disease, chamois, pestivirose.

## Introduction

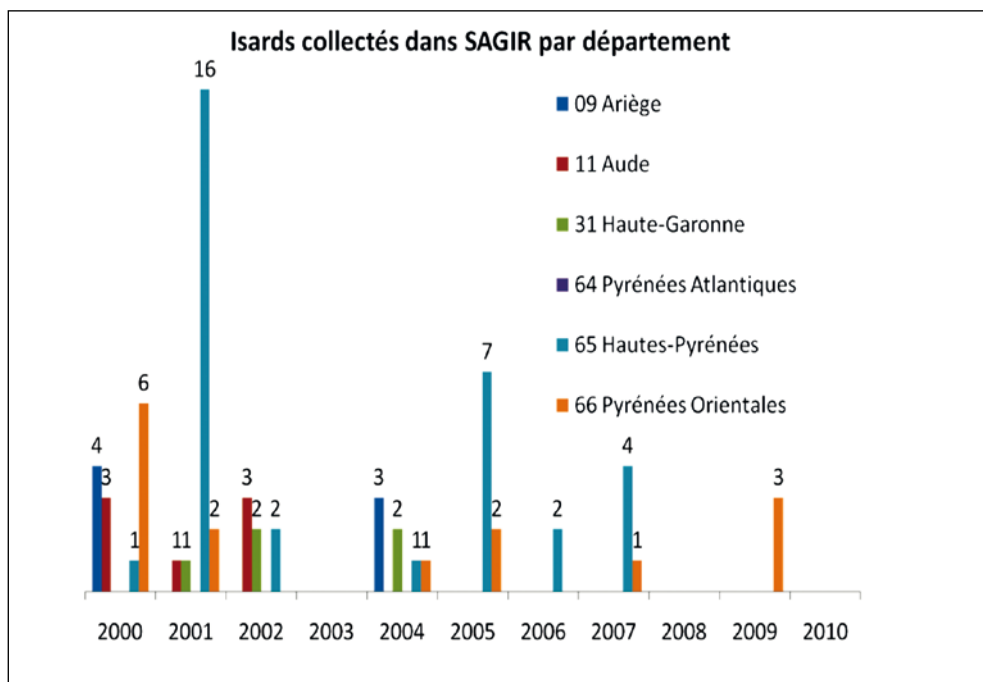
L'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) assure un suivi sanitaire permanent des isards grâce à plusieurs outils:

- Le réseau SAGIR,
- L'enquête nationale Ongulés,
- Le suivi de territoires d'études privilégiés que sont la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage (RNCFS) d'Orlu en Ariège et le territoire d'étude du Pic de Bazès dans les Hautes Pyrénées.

### 8.1. Le réseau SAGIR

Créé en 1986, ce réseau a pour vocation de détecter les mortalités animales massives d'animaux sauvages, puis, dans un second temps, d'initier des recherches approfondies sur les maladies qui posent problème. Ce réseau fonctionne grâce à la participation financière des fédérations départementales des chasseurs et de l'ONCFS.

Entre 2000 et 2010, 67 isards, issus de 6 six départements, sont ainsi rentrés dans la base informatique du réseau SAGIR située à l'ANSES de Nancy. Considérant un effectif estimé à 27 000 isards du côté français, cela représente un échantillon de 0,2 %, bien plus faible que pour le chamois alpin (1,3 %) (Figure 8.1).



**Figure 8.1.** Origine et distribution dans le temps des isards SAGIR 2000-2010.

*Figure 8.1. Geographic origin and time distribution of Pyrenean chamois SAGIR 2000-2010.*

L'effort de collecte étant tributaire de l'engouement des acteurs pour le suivi sanitaire, on constate de fortes disparités entre les départements (Figure 8.2).

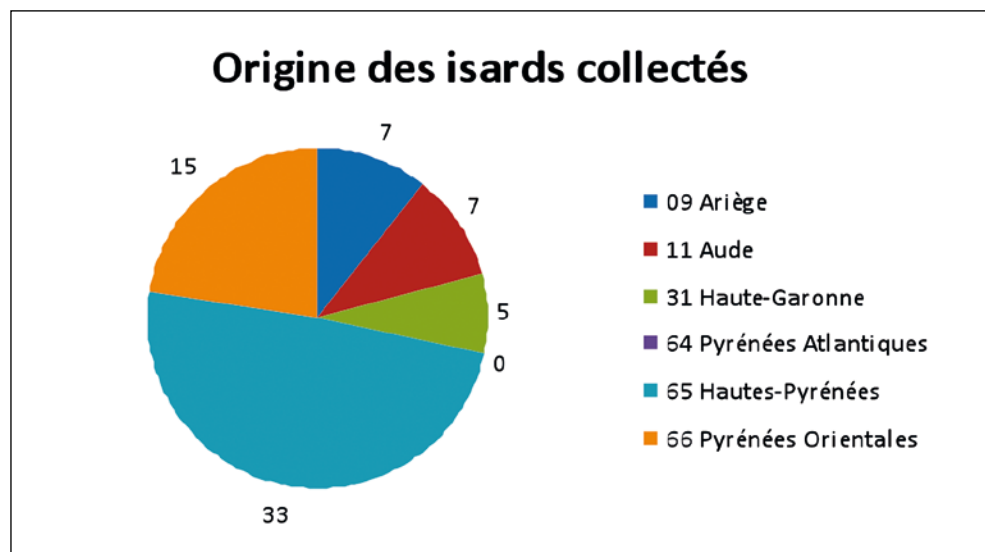


Figure 8.2. Origine géographique des isards SAGIR 2000-2010.

Figure 8.2. Geographic origin of Pyrenean chamois SAGIR 2000-2010.

Le sexe ratio des isards collectés est à peu près équilibré (Figure 8.3).

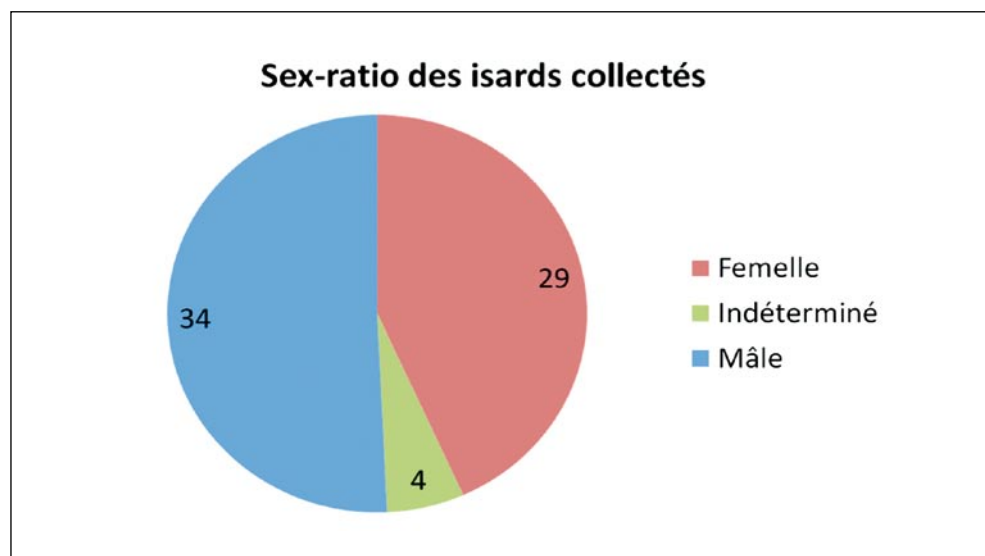
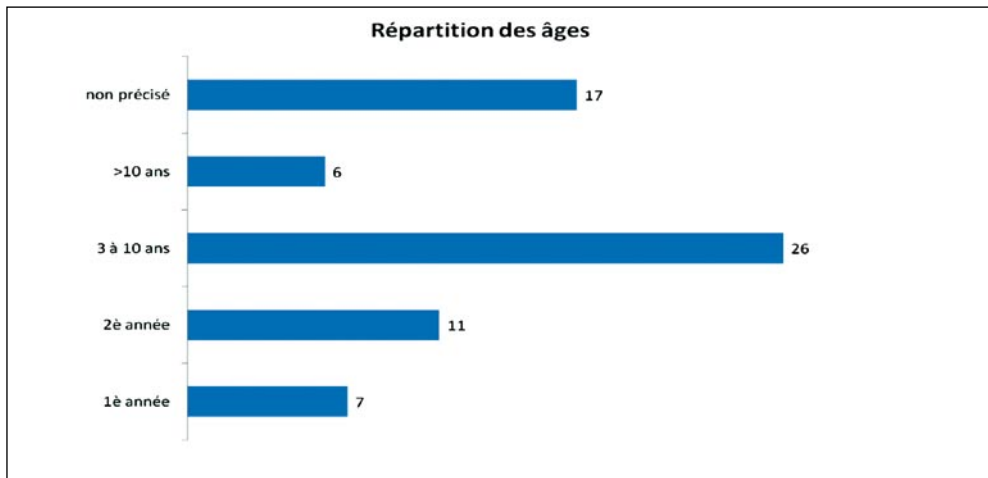


Figure 8.3. Sexe-ratio des isards SAGIR 2000-2010.

Figure 8.3. Sex ratio of Pyrenean chamois SAGIR 2000-2010.

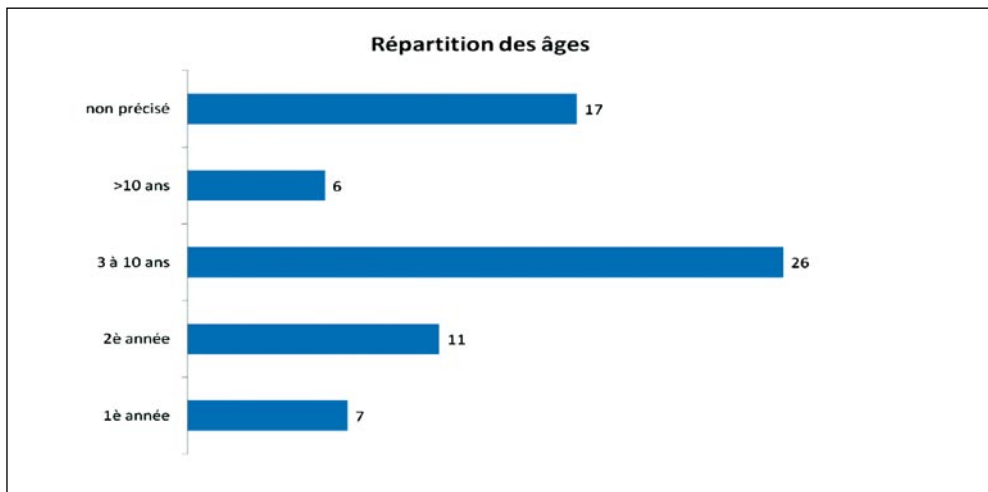
Pour l'âge ratio, on remarque une faible représentation des animaux de 1ère et de 2ème année, classe d'âge pourtant la plus sensible aux agents pathogènes mais dont les cadavres sont aussi les plus difficiles à récolter sur le terrain (Figure 8.4).



**Figure 8.4.** Age-ratio des isards SAGIR 2000-2010.

*Figure 8.4.* Age ratio of Pyrenean chamois SAGIR 2000-2010.

La variété des causes de mort est conforme à nos connaissances sur la pathologie des ongulés de montagne. Notons l'importance des affections pulmonaires, classiquement décrites comme étant la deuxième cause de mortalité après les traumatismes. Curieusement, le diagnostic de pestivirus n'apparaît dans aucun compte-rendu d'autopsie des 67 isards de la base SAGIR (Figure 8.5).



**Figure 8.5.** Principales maladies rencontrées chez l'isard SAGIR 2000-2010.

*Figure 8.5.* Main diseases of Pyrenean chamois SAGIR 2000-2010.



Voici quelques événements sanitaires remarquables survenus durant la période 2000 – 2010:

- 2001: intoxication au lindane (hexachlorocyclohexane) dans les Hautes-Pyrénées
- 2001: kérato-conjonctivite dans les Pyrénées Orientales
- 2002: mortalité par un *Pestivirus* en Ariège
- 2002: kérato-conjonctivite en Haute Garonne
- 2004: 1<sup>er</sup> cadavre atteint de pestivirose découvert dans la RNCFS d'Orlu
- 2008-2009: kérato-conjonctivite dans le Parc National des Pyrénées

## 8.2. L'enquête ongulés

Cette enquête consiste à récolter, auprès des Fédérations Départementales des Chasseurs et des agents des services départementaux de l'ONCFS, les renseignements sur les événements sanitaires recensés sur un pas de temps de dix ans (de 1995 à 2005) grâce à un questionnaire (Figure 8.6).

**6. SITUATION SANITAIRE DE LA POPULATION (DEPUIS 1995)**

POPULATION RENDUE DE PROBLEMES SANITAIRES     POPULATION VICTIME DE PROBLEMES SANITAIRES (compléter le questionnaire ci-dessous)

AFFECTION ENDOCRINE OU EPIDIOLOGIQUE	PERIODE		ESTIMATION DU		ESTIMATION DU		ANALYSES	
	CAS SOUS-ESTIMES	OBSERVATIONS	TAUX DE MORBIDITE	TAUX DE MORBIDITE	TAUX DE MORTALITE	TAUX DE MORTALITE	VETERINAIRES	
<input type="checkbox"/> PARASITOSE PULMONAIRE (Strongyloides pulmonalis)								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> PARASITOSE COESTIF (Strongyloides edentatus et T. edentatus)								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> PARASITOSE HEPATIQUE (Oesoph)								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> COCCIDIOSES								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> PARASITOSE EXTERNE (y compris insectes et vers)								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> MYCOSES CUTANÉES								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> BRONCHOPNEUMONIE INFECTUEUSE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> KÉRATO-CONJONCTIVITE CONTAGIEUSE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> MALADIE DES ARCS (MALADIE CASEUSE)								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> PARATUBERCULOSE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> ENTEROCOQUE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> PODODERMATITE INFECTUEUSE (PIEDRI)								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> BRUCELLOSE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> BRUCELLOSE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> CHLAMYDIOPHLOSE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> FIÈVRE G								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> SALMONELLOSE ACUTUE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> ECTHYMA CONTAGIEUX								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> PESTIVIROSE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> LENTIVIROSE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> TRICHINELLOSE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> TUBERCULOSE-MALFORMATIONS								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> ANOMALIE DU PELLAGE								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> AUTRES (préciser et décrire)								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON
<input type="checkbox"/> INTOXICATION (préciser la toxique en cause ci-dessous)								<input type="checkbox"/> OUI <input type="checkbox"/> NON

TAUX DE MORBIDITE : proportion d'individus malades dans la population. TAUX DE MORTALITE : proportion d'individus ayant succombé à l'affection dans la population. Indiquer une fractionnelle en pourcent de cas dans deux. Noter 0/0 si il n'y a pas de cas. Les nombres PONDUS D'OBSERVATION, ESTIMATION DU TAUX DE MORBIDITE et ESTIMATION DU TAUX DE MORTALITE ne sont à compléter que dans le cas d'une affection à caractère endocrinologique ou épidémiologique.

**7. OBSERVATIONS**

Ces renseignements complémentaires sont pour rédacteur servant à expliquer certaines données anormales par l'auteur et doivent être clairs pour être utiles.

Figure 8.6. Questionnaire de l'enquête ongulés.

Figure 8.6. Ungulates survey questionnaire.

Ces renseignements servent ensuite à réaliser une cartographie des problèmes sanitaires rencontrés au cours de cette période (Figure 8.7).

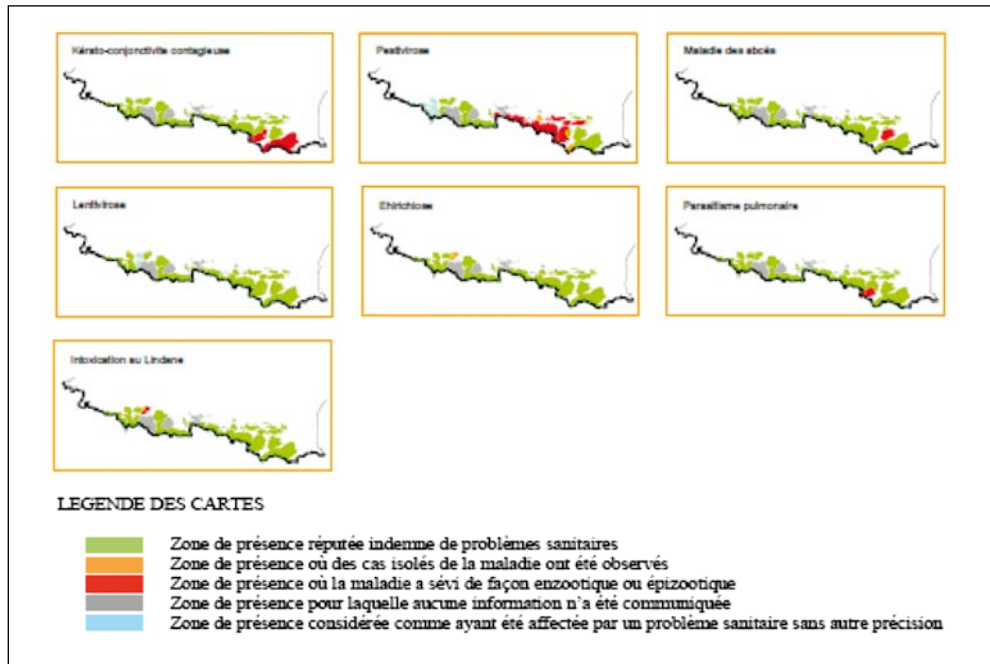


Figure 8.7. Résultats de l'enquête ongulés 1995-2005.

Figure 8.7. Ungulates survey results 1995-2005.

On voit ainsi apparaître des maladies non citées par le réseau SAGIR, comme la pestivirus et l'éhrlichiose. Cette enquête mêle la surveillance épidémiologique passive à la surveillance épidémiologique active assurant ainsi une plus grande finesse des résultats concernant le territoire pyrénéen où le réseau SAGIR est sous-exploité.

### 8.3. Le suivi sanitaire de la RNCFS d'Orlu et du territoire du Pic de Bazès

Depuis plus de 30 ans, les espaces protégés de montagne gérés par l'ONCFS bénéficient d'une surveillance sanitaire active et passive à l'origine de nombreuses découvertes épidémiologiques comme en témoigne la centaine de publications, rapports et documents divers.

Ainsi, cinq territoires dans lesquels le CNERA Faune de Montagne étudie méticuleusement les animaux sauvages font particulièrement l'objet d'un suivi sanitaire modèle : la RNCFS des Bauges (73-74) pour le chamois, le mouflon et le chevreuil, la RNCFS du Caroux-Espinouse (34) pour le mouflon, la RNCFS d'Orlu (09) pour

l'isard et le cerf, le massif du Pic de Bazès (65) pour l'isard et la RCFS de Belledonne-Sept-Laux (38) pour le bouquetin des Alpes.

Les objectifs de ce suivi sanitaire sont multiples:

- Rechercher les causes de la mortalité des ongulés sauvages
- Etudier l'impact des maladies sur le fonctionnement des populations sauvages
- Rechercher et étudier les maladies partagées avec l'Homme et les animaux domestiques
- Etudier les rapports de cohabitation entre animaux sauvages et troupeaux domestiques dans le but de proposer des mesures de protection si elles existent.

Le tableau suivant indique la date de début de ce suivi sanitaire en fonction du territoire d'étude.

	Bauges (Alpes)	Caroux-Espinouse (Massif Central)	Orlu (Pyrénées)	Bazès (Pyrénées)	Belledonne (Alpes)
<b>Année de mise en place du suivi sanitaire</b>	1980	1990	1994	1995	1994

L'étude des maladies chez les animaux sauvages libres nécessite l'utilisation de cinq outils spécifiques. La présence régulière d'agents techniques et autres personnels stagiaires dans les RNCFS assure l'utilisation optimale de l'ensemble de ces outils. Les agents permanents ont reçu une formation adaptée à la surveillance sanitaire au cours d'un stage théorique et d'un stage pratique. Ces outils sont :

- l'examen des animaux vivants libres
- l'examen des animaux morts
- l'examen des animaux tués à la chasse
- l'examen des animaux vivants capturés
- la connaissance du statut sanitaire des populations sympatriques

En routine, les prélèvements biologiques se résument à :

- une prise de sang pour récolter du sérum et/ou du plasma sur un maximum de trente animaux vivants (ou abattus à la chasse, seulement si le quota de 30 animaux/ territoire/espèce/an n'est pas atteint par les seules captures).
- la rate pour les animaux chassés selon le programme adapté à certains territoires comme les pestivirus à Orлу.
- tout organe suspect trouvé à la chasse.
- tous les cadavres entiers et frais découverts lors des tournées terrain.

Les agents pathogènes recherchés correspondent à des maladies ciblées en fonction des critères ci-dessous et la liste, qui n'est pas fermée, varie en fonction du contexte épidémiologique des maladies (exemples de la FCO).

**Critères de choix des paramètres sérologiques analysés et des agents pathogènes recherchés (bactéries, virus, parasites)**

- Pathologies pouvant avoir un rôle direct sur la reproduction des ongulés (brucellose, chlamyphilose, FQ, SAO, FCO, toxoplasmose, pestivirus, épидидymite)
- Maladies réglementées (brucellose, FCO)
- Programme de prophylaxie en cours chez les éleveurs (IBR, mycoplasmose)
- Programme de prophylaxie à venir (pestivirus BVD/MD, paratuberculose)
- Pathologies courantes (chlamyphilose, FQ, épидидymite, SAO, lentivirus)
- Zoonoses (FQ, toxoplasmose, ehrlichiose)
- Maladies émergentes (ehrlichiose)

Pour la RNCFS d'Orlu, une trentaine d'isards par an sont analysés. Les résultats sont les suivants (Tableau 8.1):

Orlu	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<b>Brucellose</b>	0	0	0	0	0	0	0
<b>FQ</b>	0	0	0	0	14	14	36
<b>Chlamyphilose</b>	30	0	0	0	7	0	0
<b>FCO</b>						0	0
<b>Salmonellose</b>	3	25	15	6	0	0	0
<b>CAEV</b>	12	0	0	0	0	0	0
<b>IBR</b>	0	0	0	0	0	0	0
<b>Pestivirus Ac</b>	79	40	83	33	50	36	71
<b>Pestivirus Ag</b>	0	27	0	0	0	7	0
<b>Paratuberculose</b>	0	33	0	0	0	0	0
<b>Toxoplasmose</b>	0	0	0	0	0	0	0

**Tableau 8.1.** Séroprévalences (%) des isards de la RNCFS d'Orlu entre 2004 et 2010.

*Tableau 8.1. Serological results (%) of Pyrenean chamois RNCFS ORLU 2004-2010.*

Notons que si aucun isard n'a été trouvé porteur d'anticorps FCO, sur quatre cerfs analysés, deux se sont révélés séropositifs en FCO (en 2009 et en 2010).

La séroprévalence en *Pestivirus* est donc très importante. Une étude plus détaillée montre que la séroprévalence des isards de première et de deuxième année est également très élevée, laissant supposer une transmission rapide du virus au sein même de la population d'isards.

Pour le Pic de Bazès, une douzaine d'animaux sont testés annuellement. Les résultats sont les suivants (Tableau 8.2):

Bazes	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Brucellose	0	0	0	0	0	0	0
FQ	0	0	0	0	10	6	16
Chlamyphilose	0	0	0	0	0	0	0
FCO				0	0	0	0
Salmonellose	0	0	7	0	0	0	0
CAEV	12	positif	0	0	0	0	0
IBR	0	0	0	0	0	0	5
Pestivirus Ac	0	0	0	0	0	0	0
Pestivirus Ag	0	0	0	0	0	0	0
Paratuberculose	0	0	0	0	0	0	5
Ehrlichiose		positif	53	33	30	0	40

Tableau 8.2. Séroprévalence (%) des isards du Bazès entre 2004 et 2010.

Tableau 8.2. Serological results of Pyrenean chamois of Bazes 2004-2010.

Ces résultats montrent un état sanitaire correct vis-à-vis des agents pathogènes recherchés sauf pour l'ehrlichiose à *Anaplasma phagocytophilum*. Pourtant, une mortalité néonatale très importante est apparue dès 2007 avec une mort rapide en quelques jours de 70% des chevreaux. Après quatre années d'étude de cette mortalité, aucun agent pathogène n'a été mis en évidence comme étant responsable de ces morts, exceptée la présence massive de tiques (*Ixodes ricinus*) pouvant occasionnée à elle seule l'anémie puis l'affaiblissement rapide des chevreaux aboutissant à leur mort.

Le suivi sanitaire actif des isards du Bazès a permis aussi de faire des découvertes, comme le portage de *Babesia capreoli* et *Babesia venatorum* (six isards porteurs sur dix analysés en 2008) ainsi que l'isolement de *Rickettsia helvetica* sur les tiques capturées à Bazès en 2008.

Enfin, sur 17 analyses toxicologiques, trois isards (soit 17 %) ont été trouvés porteurs de lindane (*hexachlorocyclohexane* HCH) malgré l'interdiction d'utilisation de cet insecticide.

Concernant la pestivirusose, de fortes épidémies sont survenues en 2005 dans les Pyrénées Orientales. A la suite de ces épisodes, des données sérologiques ont été recueillies sur animaux chassés sur l'ensemble de la chaîne pyrénéenne depuis 2004 par la Fédération Régionale des Chasseurs Midi-Pyrénées. Pour la saison 2004-2005, toutes les populations étudiées étaient touchées, avec une séroprévalence allant de 34 à 54% (Schelcher *et al.* 2009).

Les données issues du suivi des populations d'Orlu et du Bazès par l'ONCFS depuis 1995 sont les seules qui portent sur un suivi à long terme dans des populations dans lesquelles aucune mortalité massive n'a été décrite. Ces données montrent tout d'abord que la population de Bazès n'est pas infectée. Son relatif isolement géographique a peut-être permis que le virus n'atteigne pas cette population, ou sa petite taille a peut-être conduit à une extinction locale.

A Orlu, sur la période 1995-2004, globalement la présence du virus était très forte : 70% des isards étaient porteurs d'anticorps et 10% porteurs de virus. Le suivi de cette population a permis d'analyser les variations temporelles de ces chiffres. Les variations entre saisons sont très fortes : l'incidence, estimée par la fréquence d'animaux viropositifs, est plus élevée en automne, sur les animaux chassés, et ce dans toutes les classes d'âge qu'au printemps, sur les animaux capturés, tandis que la séroprévalence (fréquence d'animaux anticorps positifs) est plus élevée au printemps. Ces constatations suggèrent que l'excrétion virale est plus fréquente en automne et pourrait donc donner lieu à des transmissions horizontales et donc à des infectés transitoires, alors qu'elle est quasi-absente au printemps (Pioz *et al.* 2006, 2007). Au printemps, on peut supposer que soit les infections transitoires sont terminées, soit les animaux infectés sont morts. C'est d'ailleurs en hiver que la plupart des animaux morts ont été trouvés en Espagne. Au printemps ne sont quasiment observés que des individus porteurs d'anticorps. Ce schéma permet de proposer l'hypothèse que les infections observées en automne sont soit des infections transitoires, soit des animaux IPI (Infecté Permanent Immunotolérant) nés au printemps mais qui semblent ne pas survivre.

La transmission est aussi très variable d'une année à l'autre : il existe une nette corrélation négative entre la séroprévalence et l'incidence une année donnée. L'interprétation est que la transmission du virus est faible lorsque la population est largement immunisée, tandis qu'elle est élevée lorsqu'un grand nombre d'animaux sensibles sont présents. Les variables liées à l'incidence sont la séroprévalence et la taille estimée de la population d'âge 2 ans ou moins (estimation de la taille de la population sensible). Ce mécanisme pourrait donner lieu à des cycles de transmission pluriannuels (Figure 8.8).

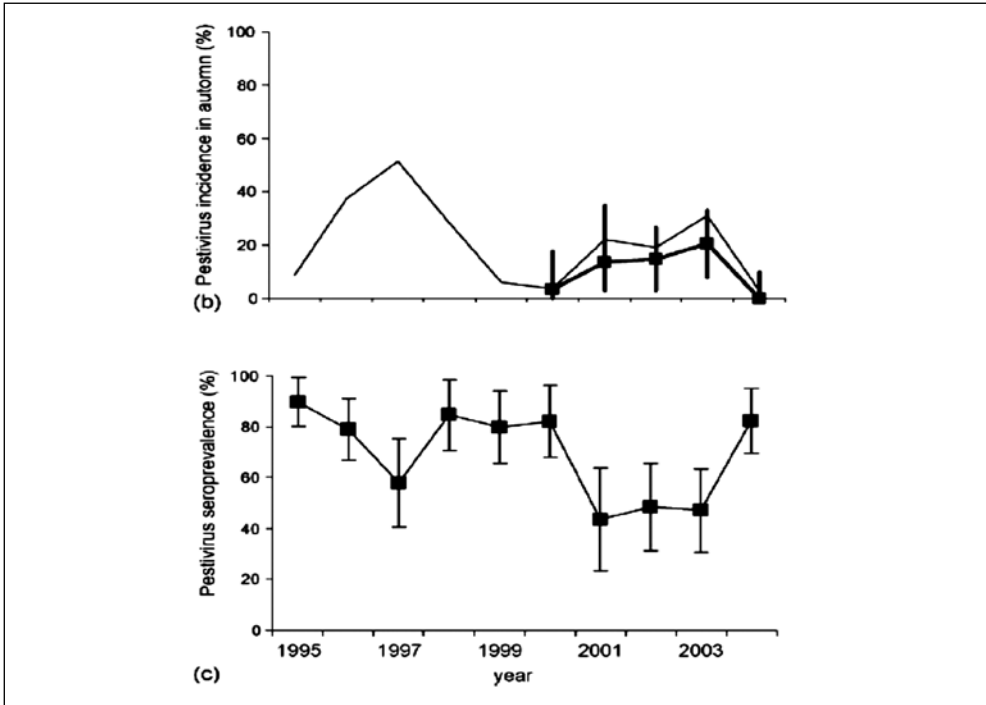
Deux types d'événements ont été imputés au virus : des épisodes de mortalité massive et un lien avec la survie sans épisode de mortalité massive. Aucun effet sur la fécondité n'a été étudié en population naturelle.

Les épisodes observés dans les Pyrénées Orientales auraient conduit à des diminutions d'effectifs de 70% et 30% respectivement (Schelcher *et al.* 2009).

Le seul suivi par capture-marquage-recapture effectué dans les populations concernées par le virus est celui d'Orlu. Sur ce site, aucune mortalité massive n'a été observée, mais ce suivi a permis de chercher les relations entre les variations inter annuelles de la survie des femelles et les variations de présence du virus. Une fois pris en compte les autres facteurs qui affectent la survie, la variation d'incidence d'une année sur l'autre ( $\log(\text{incidence}(t+1)) - \log(\text{incidence}(t))$ ) explique 27% des variations inter-annuelles de la survie des femelles dans cette population (Pioz *et al.* en préparation).

Des Pestivirus ont été régulièrement isolés chez des ruminants sauvages, mais pour expliquer cette présence, les rôles de la persistance dans les populations sauvages et de l'intertransmission domestique-sauvage ne sont pas élucidés. Le seul essai expérimental de transmission inter-spécifique par simple contact du virus isard aux ovins s'est soldé par un échec (Vautrain 2007, 2008).

Les données «historiques» ne permettent pas de dater l'arrivée du virus dans l'une ou l'autre des espèces. Le *Pestivirus* d'isard a été décrit pour la première fois



**Figure 8.8.** Incidence (estimée par la fréquence du portage viral en automne) et séroprévalence (fréquence du portage d'anticorps) à Orlu entre 1995 et 2004. En haut, la ligne montre l'incidence prédite par le modèle incidence =  $f$  (saison+taille estimée de la population  $\leq 2$  ans), les carrés montrent l'incidence observée (Pioz *et al.* 2007).

*Figure 8.8.* Incidence (estimated by the frequency of viral carriage in the fall) and prevalence (frequency of the carrier antibody) in Orlu between 1995 and 2004. At the top, the line shows the effect predicted by the model incidence =  $f$  (+ season estimated population size  $\leq 2$  years), the squares show the observed incidence (Pioz *et al.* 2007).

en 2004, simultanément par plusieurs équipes françaises, espagnoles et andorranes (Arnal *et al.* 2004, Frölich *et al.* 2004, Alzieu 2004, Hurtado *et al.* 2004), mais des recherches rétrospectives montrent des traces de virus depuis au moins l'année 1995 (Pioz *et al.* 2007). Le *Pestivirus* étant très fréquent au moins depuis des décennies dans les populations de moutons, y compris dans les secteurs autour du site d'Orlu (Reynal 2004), les possibilités de transmission sont nombreuses. Le groupe des *Pestivirus* n'étant connu que depuis les années 1950, les descriptions historiques ne permettent pas de retracer son évolution.

Les autres éléments qui pourraient apporter des réponses à cette question viennent de l'épidémiologie moléculaire. Jusqu'ici les *Pestivirus* isolés d'isards étaient rangés dans les BDV-4, groupe qui comprend aussi de nombreux virus isolés chez des moutons. L'analyse des relations phylogénétiques (Pioz, à paraître) entre les souches de BDV isolées chez des isards et les souches proches isolées chez des ovins domestiques montre:

- que tous les isolats provenant d'isards sont dans un seul groupe phylogénétique
- que les autres souches de BDV-4, isolées chez des ovins, sont dans d'autres groupes que celui des isards, exceptée une souche isolée par Merial chez un agneau qui entre dans le groupe «isard»
- que parmi les souches isolées chez les isards il existe une corrélation entre distance phylogénétique et distance géographique entre les lieux d'isolement.

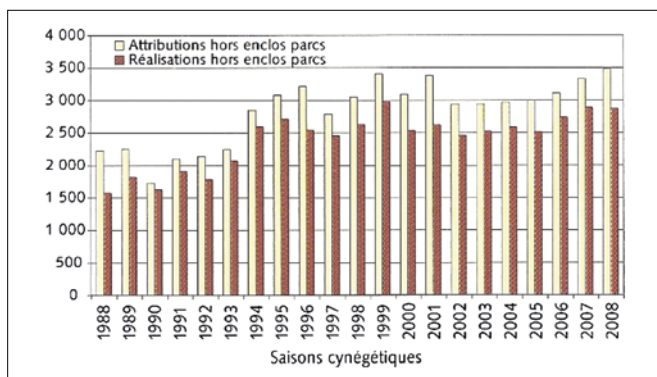
Il semble donc que la transmission est essentiellement séparée: transmission entre isards d'un côté (y compris entre populations espagnoles, andorranes et françaises), transmission entre moutons de l'autre. La transmission entre animaux sauvage et domestique semble possible, mais rare.

## 8.4. Conclusion

Le suivi sanitaire des isards de la chaîne pyrénéenne française mis en place par l'ONCFS ne permet pas de mettre en évidence une maladie responsable de la stagnation ou de la diminution de certaines populations. Sur le plan sanitaire, on constate la présence périodique de la kérato-conjonctivite, du parasitisme pulmonaire ou intestinal, de la pestivirus, des broncho-pneumonies, ainsi que des autres affections touchant aussi les chamois alpins.

Notons que d'autres structures se penchent aussi sur l'état sanitaire des isards. Ainsi, la Fédération Régionale des Chasseurs Midi-Pyrénées a réalisé une enquête sérologique pestivirus et le Parc National des Pyrénées a mis sur pied depuis 2009 un suivi sanitaire permanent avec le soutien technique du laboratoire d'analyse vétérinaire des Pyrénées de Lagor (Pyrénées-Atlantiques).

Les variations d'effectifs d'ongulés sont rarement monofactorielles. La baisse des effectifs n'est sûrement pas liée exclusivement à des problèmes sanitaires. Comme le montre la dernière enquête du réseau ongulés sauvages de l'ONCFS, le nombre d'isards chassés a quasiment doublé en vingt ans (Figure 8.9). Grâce à la mise en place des ICE (Indicateurs de Changement Ecologique) préconisée par l'ONCFS, on devrait pouvoir apprécier objectivement toute modification dans le fonctionnement des populations d'isards en lien avec leur environnement.



**Figure 8.9.** Tableau de chasse isards (réseau ongulés sauvages ONCFS).

*Figure 8.9.* Table hunting chamois (wild ungulates ONCFS network).



## Bibliographie

Alzieu JP. *et al.* 2004. Première description d'une pestivirusose de l'isard (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*). Bull. Acad. Vét. France 157- (2): 49-54

Arnal Mc, Fernández de Luco D, Riba L, Maley M, Gilfray J, Willoughby K, Vilcek S, Nettleton Pf. 2004. A novel pestivirus associated with deaths in Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*). J. Gen. Virol. 85: 3653–3657.

Frölich K. *et al.* 2004. First evidence for a novel Pestivirus in Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) from France. Vét. Microbiol. et congrès EWDA Uppsala (Suède), 8-12 sept 2004

Frölich K., Jung S., Lieckfeldt D., Gibert P., Gauthier D., Hars J. 2005. Detection of a Newly Described Pestivirus of Pyrenean Chamois (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) in France. Journal of Wildlife Disease: 606-610.

Fromont E., Gauthier D., Gibert P., Hars J., Catusse M. 2001. Chlamydie et fièvre Q chez les ongulés de montagne: questions sur le seuil de positivité. Médecine et maladies infectieuses. 31. Suppl.2, 311-312.

Gibert P., Appolinaire J., SD Hautes-Pyrénées. 2004. Intoxication par l'hexachlorocyclohexane des isards du Pic du Bazès (Hautes Pyrénées). Faune sauvage n° 261. Off. Natl. Chasse. 42-47.

Hars J., Gibert P., Rossi S., Terrier Me., Guibe A. 2007. Etudes vétérinaires et surveillance sanitaire dans les espaces protégés gérés par l'ONCFS. Faune sauvage 278 «spécial réserves»: 61-69.

Hars J., Gibert P., Mastain O. 2009. La faune sauvage, sentinelle épidémiologique de maladies infectieuses et toxiques. Epidémiologie et santé animale. Bulletin AEEMA 56: 99-105.

Hurtado A., Aduriz G., Gómez N., Oporto B., Juste R., Lavín S., López-Olvera Jr., Marco I. 2004. Molecular Identification of a New Pestivirus Associated with Increased Mortality in the Pyrenean Chamois (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) in Spain. Journal of Wildlife Diseases 40: 796–800

Marco I., López-Olvera J.R., Gibert P., Abarca L., Gauthier D., Lavín S. 2007. Dermatomyiasis caused by Trichophyton mentagrophytes in the southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) in the Eastern Pyrenees. Journal of veterinary medicine 54. 278-280.

Pioz M, Gibert P, Artois M, Fromont E. 2006. Epidémiologie du Pestivirus de l'isard et dynamique de la population: l'exemple de la population d'isards de la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage d'Orlu (1995-2004). BIPAS 28: 198-207.

Pioz M. 2006. Conséquences du parasitisme sur la dynamique des populations d'hôtes: exemples d'agents abortifs dans des populations de chamois (*Rupicapra rupicapra*) et d'isards (*Rupicapra pyrenaica*). Thèse doct. Université Claude Bernard Lyon 1. 199 p.

Pioz M., Loison A., Gibert P., Dubray D., Menaut P., Le Tallec B., Artois M., Gilot-Fromont E. 2007. Transmission of a pestivirus infection in a population of Pyrenean chamois. Veterinary microbiology 119: 19-30.

Pioz M, Grobois V, Loison A, Gibert P, Dubray D, Artois M, Gilot-Fromont E. (en préparation). Pestivirus in Pyrenean chamois: can a new virus threaten wild ungulate population?

Pioz M, Bailly X, Dubray D, Artois M, Mathevet P, Gilot-Fromont E. (en préparation). Phylogenetic analysis of *Pestivirus* in Pyrenean chamois reveals a new Border Disease Virus subgroup.

Reynal J. 2004. Etude sérologique de maladies abortives non réglementées chez les isards et les ovins de la Réserve de Chasse et de Faune Sauvage d'Orlu (09). Thèse doc. vét. Toulouse 217p.

Schelcher F, Corbiere F, Saint Hilaire K. 2009. Résultat du suivi sur les pestiviroses de l'Isard, saisons de chasse 2003, 2004 et 2005. Rapport ENVF-Fédération Régionale des Chasseurs Midi-Pyrénées, fédérations des départements 11, 09, 31, 64, 65, 66; 2006, repris dans Tais 3: 35-41.

Vautrain G. 2007. Le pestivirus de l'isard, étude expérimentale de l'infection intra et interspécifique. Thèse doct. vét. Toulouse 76p.

Vautrain G., Gibert P. 2008. Le pestivirus de l'isard contamine-t-il les ovins? Résultats d'expérimentations. Faune Sauvage 282: 46-50.

## Remerciements à:

Joël Appolinaire, ONCFS CNERA Faune de Montagne.

Robert Corti, ONCFS CNERA Faune de Montagne.

Anouk Decors, ONCFS SAGIR.

Dominique Dubray, ONCFS CNERA Faune de Montagne.

Emmanuelle Gilot-Fromont, CNRS VétAgro Sup.

Pierre Menaut, ONCFS DIR Sud Ouest.

Marie Moinet, ANSES SAGIR.

## Traducción

### 8. La vigilancia sanitaria del sarrío en el Pirineo francés supervisada por la Oficina Nacional de la Caza y de la Fauna Silvestre (ONCFS)

#### **Philippe Gibert**

*Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage / Direction des Etudes et de la Recherche / Centre National d'Etude et de Recherche Appliquée sur la Faune de Montagne  
Rue de la Champagne – 73250 ST PIERRE D'ALBIGNY - (France).  
philippe.gibert@oncfs.gouv.fr ou philgibert@wanadoo.fr*

#### *Resumen*

La población de sarríos en el Pirineo francés parece que no incrementarse desde mediados de la década de los 90. Ciertas áreas ubicadas al este del Pirineo muestran una regresión de la población, hecho que inquieta notablemente a los cazadores por ser una especie emblemática del Pirineo.

Las enfermedades son a menudo señaladas como responsables de esta disminución de la población. La vigilancia sanitaria establecida por la ONCFS en el Pirineo durante los últimos quince años se basa en diferentes herramientas para la detección de diferentes enfermedades del sarrío, y los estudios epidemiológicos adicionales, como la pestivirus, se realizan en una segunda fase para evaluar su impacto en la dinámica de la población.

**Palabras clave:** vigilancia sanitaria, patología, sarrío, pestivirus.

#### **Introducción**

La Oficina Nacional de la Caza y de la Fauna Silvestre (ONCFS) supervisa una permanente vigilancia sanitaria del sarrío gracias a varias herramientas:

- La red SAGIR.
- La encuesta nacional de ungulados.
- El monitoreo de áreas con estudios especiales como son la Reserva Nacional de Caza y Vida Silvestre de Orlu (RNCFS) en Ariège y el área de estudio del Pic de Bazès en Altos Pirineos (Hautes Pyrénées).

## 8.1. La red SAGIR

Fundada en 1986, esta red tiene por objeto detectar mortalidades masivas de animales silvestres y, en una segunda fase, apoyar la investigación sobre las enfermedades problemáticas. Esta red funciona gracias a la participación financiera de las federaciones departamentales de cazadores y de la ONCFS.

Entre 2000 y 2010, 67 sarríos procedentes de 6 seis departamentos se incluyeron en la base informática de la red SAGIR ubicada en la ANSES de Nancy. Teniendo en cuenta que la población estimada es de 27.000 sarríos en el lado francés, la muestra representa un 0,2%, mucho menor que para la gamuza alpina (1,3%) (Figura 8.1).

El esfuerzo de recogida de animales depende del entusiasmo de los que intervienen en la vigilancia sanitaria, por lo que existe una variación considerable entre los departamentos (Figura 8.2).

La proporción de sexo de los sarríos recogidos es más o menos equilibrada (Figura 8.3).

En la proporción de edades, hay una escasa representación de animales de primer y segundo año, grupo de edad, sin embargo, más susceptible a los patógenos, pero cuyos cadáveres son también los más difíciles de encontrar en el campo (Figura 8.4).

La variedad de causas de muerte es coherente con nuestro conocimiento de la patología de los ungulados de montaña. La importancia de las afecciones pulmonares es notable, clásicamente descritas como la segunda causa de muerte después de los traumatismos. Curiosamente, el diagnóstico de pestivirus no aparece en ningún informe de necropsia de 67 sarríos en la base de datos del SAGIR (Figura 8.5).

He aquí algunos hallazgos sanitarios remarcables durante el periodo de 2000-2010.

- 2001: intoxicación por lindano (hexaclorociclohexano) en los Altos-Pirineos.
- 2001: queratoconjuntivitis en los Pirineos Orientales.
- 2002: mortalidad por pestivirus en Ariège.
- 2002: queratoconjuntivitis en el Alto Garona.
- 2004: 1<sup>er</sup> cadáver afectado por pestivirus detectado en la RNCFS de Orlu.
- 2008-2009: queratoconjuntivitis en el Parque Nacional de los Pirineos.

## 8.2. La encuesta de ungulados

Esta encuesta consiste en la recogida de información sobre los eventos sanitarios hallados durante un periodo de 10 años (de 1995 a 2005) mediante un cuestionario, gracias a las Federaciones Departamentales de los Cazadores y Personal de los Servicios Departamentales de la ONCFS (Figura 8.6).

Esta información sirve para realizar una cartografía de los problemas sanitarios detectados durante el transcurso de este periodo de estudio (Figura 8.7).

Aquí se ve como aparecen enfermedades no citadas en los resultados del SAGIR, como pestivirus y erliquiosis. Esta encuesta combina la vigilancia epidemiológica pasiva con la activa, garantizando una mayor precisión de los resultados en un territorio pirenaico donde la red SAGIR está infrautilizada.

### 8.3. La vigilancia sanitaria en la RNCFS de Orlu y del territorio del Pic de Bazès

Después de 30 años, los espacios protegidos de montaña que gestiona la ONCFS se benefician de una vigilancia sanitaria activa y pasiva, dando origen a numerosos hallazgos epidemiológicos, como así lo atestiguan centenares de publicaciones, informes y documentos diversos.

Así, hay cinco territorios en los que el CNERA-Fauna de Montaña estudia meticolosamente los animales silvestres, y particularmente con el objetivo de un modelo de vigilancia sanitaria: la RNCFS de los Bauges (73-74) para la gamuza, el muflón y el corzo, la RNCFS de Caroux-Espinouse (34) para el muflón, la RNCFS de Orlu (09) para el sarrío y el ciervo, el macizo del Pic de Bazès (65) para el sarrío y la RCFS de Belledonne-Sept-Laoux (38) para el íbice de los Alpes.

Los objetivos de este seguimiento sanitario son múltiples:

- Buscar las causas de mortalidad de los ungulados silvestres.
- Estudiar el impacto de las enfermedades sobre la dinámica de las poblaciones silvestres.
- Buscar y estudiar las enfermedades compartidas con el hombre y los animales domésticos.
- Estudiar las situaciones de convivencia entre los animales silvestres y el ganado doméstico con el fin de proponer medidas de protección, si es que existen.

La tabla siguiente indica el año de comienzo de la vigilancia sanitaria en función del territorio de estudio.

	Bauges (Alpes)	Caroux-Espinouse (Massif Central)	Orlu (Pyrénées)	Bazès (Pyrénées)	Belledonne (Alpes)
Año de inicio de la vigilancia sanitaria	1980	1990	1994	1995	1994

El estudio de las enfermedades en los animales silvestres necesita la utilización de cinco herramientas específicas. La presencia regular de personal técnico y aprendices en las RNCFS garantiza un uso óptimo del conjunto de estas herramientas. El personal permanente ha recibido una formación adecuada en materia de vigilancia sanitaria en un curso teórico y otro práctico de capacitación. Estas herramientas son:

- Examen de los animales vivos libres.
- Examen de los animales muertos.
- Examen de los animales abatidos en caza.
- Examen de los animales vivos capturados.
- Conocimiento del estado sanitario de las poblaciones simpátricas.

De manera rutinaria, la toma de muestras biológicas se resumen en:

- Una muestra de sangre para obtener suero y/o plasma en un máximo de 30 animales vivos (o abatidos en caza, únicamente si la cuota de 30 animales vivos por territorio y especie no se logra en las capturas).
- El bazo de los animales cazados, según el programa adaptado a ciertos territorios, como el pestivirus en Orlu.
- Todo órgano sospechoso en un animal cazado.
- Todos los cadáveres, enteros y frescos, encontrados en el campo.

Los agentes patógenos encontrados corresponden a enfermedades clasificadas en función de los siguientes criterios y de una lista, aún no cerrada, que varía dependiendo del contexto epidemiológico de las enfermedades (ejemplo de la lengua azul).

#### **Criterios de selección de parámetros serológicos analizados y de agentes patógenos encontrados (bacterias, virus, parásitos)**

- Patologías que pueden tener un papel directo sobre la reproducción de los ungulados (brucelosis, clamidiosis, fiebre Q, salmonelosis abortiva ovina, lengua azul, toxoplasmosis, pestivirus, epididimitis ovina)
- Enfermedades de declaración obligatoria (brucelosis, lengua azul)
- Programa actualizado de profilaxis dirigido a ganaderos (IBR, micoplasmosis)
- Programa de profilaxis venidero (pestivirus, BVD, paratuberculosis)
- Patologías frecuentes (clamidofilia, fiebre Q, epididimitis ovina, SAO, lentivirus)
- Zoonosis (fiebre Q, toxoplasmosis, erliquiosis)
- Enfermedades emergentes (erliquiosis)

En la RNCFS de Orlu, una treintena de sarríos por año son analizados. Los resultados son los siguientes (Tabla 8.1):

Resaltar que ningún sarrío ha sido seropositivo frente a lengua azul, mientras que de 4 ciervos analizados, 2 han sido seropositivos en 2009 y 2010.

La seroprevalencia frente a pestivirus es muy importante. Un estudio detallado muestra que la seroprevalencia de los sarríos de primer y segundo año de vida es por igual muy elevada, sugiriendo una transmisión rápida del virus dentro de la misma población de sarríos.

En el Pic de Bazès, una docena de animales son analizados anualmente. Los resultados son los siguientes (Tabla 8.2):

Estos resultados muestran un buen estado sanitario en función de los agentes patógenos buscados, salvo para la erliquiosis por *Anaplasma phagocytophilum*. Sin embargo, una importante mortalidad neonatal se produjo en 2007 con una muerte rápida en pocos días del 70% de los cabritos. Después de 4 años de estudio de esta

mortalidad, no se ha podido constatar ningún agente patógeno responsable de estas muertes, a excepción de la presencia masiva de garrapatas (*Ixodes ricinus*) ocasionando anemia y un rápido debilitamiento de los cabritos que les lleva a la muerte.

La vigilancia sanitaria activa en los sarríos de Bazès ha permitido también hallazgos como la presencia de *Babesia capreoli* y *Babesia venatorum* (6 sarríos portadores de 10 analizados en 2008), así como el aislamiento de *Rickettsia helvetica* en garrapatas recogidas en Bazès en 2008.

Finalmente, de 17 análisis toxicológicos, 3 sarríos (17%) portaban lindano (hexaclorociclohexano, HCH), a pesar de la prohibición del uso de este insecticida.

Con respecto al pestivirus, han aparecido importantes epidemias en los Pirineos orientales. Tras estos episodios, los datos serológicos se obtuvieron de animales cazados en el Pirineo después de 2004 por la Federación Regional de Cazadores del Midi-Pirenaico. En el periodo 2004-2005, todas las poblaciones estudiadas estaban afectadas, con una seroprevalencia del 34 al 54% (Schelcher *et al.* 2009).

Los datos obtenidos en la vigilancia de las poblaciones de Orlu y Bazès por la ONCFS después de 1995 son los que se aportan en un seguimiento a largo plazo en los que no se ha descrito ninguna mortalidad masiva. Estos resultados muestran en principio que la población de Bazès no está infectada. Su relativo aislamiento geográfico ha podido permitir que el virus no alcance a esta población, donde dado su pequeño tamaño podría ocasionar una extinción local.

En Orlu, durante el periodo 1995-2004, la presencia del virus es muy notoria: el 70% de los sarríos son portadores de anticuerpos y el 10% portadores del virus. El seguimiento de esta población ha permitido analizar las variaciones temporales de estas cifras. Las variaciones entre estaciones son muy notorias: la incidencia, estimada por la frecuencia de animales portadores del virus, es mayor en otoño en los animales cazados, y en todas las clases de edad en primavera en los animales capturados, por lo que la seroprevalencia (frecuencia de animales con anticuerpos) es mayor en primavera. Estos hallazgos sugieren que la excreción viral es más frecuente en otoño y podría así dar lugar a una transmisión horizontal y por lo tanto a infecciones transitorias, mientras que es casi ausente en primavera (Pioz *et al.* 2006, 2007). En primavera, se puede suponer que las infecciones transitorias desaparecen o que los animales infectados mueren. Además, es en invierno donde la mayoría de los animales muertos se encuentran en España. En primavera se observaron prácticamente animales seropositivos. Este esquema permite proponer la hipótesis de que las infecciones observadas en otoño pueden ser debidas a infecciones transitorias o a animales IPI (inmunotolerante permanentemente infectado) nacidos en primavera pero que al parecer no sobreviven.

La transmisión es también muy variable de un año al otro: existe una clara correlación negativa entre la seroprevalencia y la incidencia en un año determinado. La interpretación es que la transmisión del virus es baja en una población muy inmunizada, mientras que es mayor en una población con un gran número de animales susceptibles. Las variables relacionadas con la incidencia son la seroprevalencia y el tamaño de la población de 2 años o menos (estimación del tamaño de la población sensible). Este mecanismo podría dar lugar a ciclos de transmisión plurianuales (Figura 8.8).

Hay dos tipos de eventos atribuibles al virus: los episodios de mortalidad masiva y su relación con la supervivencia sin procesos de mortalidad masiva. No ha sido estudiado ningún efecto sobre la fecundidad en una población natural.

Los episodios observados en los Pirineos Orientales han llevado a una disminución de los efectivos entre un 30 y un 70% (Schelcher *et al.* 2009).

El único seguimiento por captura-marcaje-recaptura en poblaciones afectadas por el virus se ha realizado en Orlu. En este sitio, no se ha observado ninguna mortalidad masiva, pero este seguimiento ha permitido buscar la relación entre las variaciones interanuales en la supervivencia de las hembras y las variaciones en la presencia del virus. Una vez tenido en cuenta otros factores que afectan a la supervivencia, la variación de la incidencia de un año a otro ( $\log(\text{incidencia}(t+1)) - \log(\text{incidencia}(t))$ ) explica el 27% de las variaciones interanuales de la supervivencia de las hembras de esta población (Pioz *et al.* en preparación).

Los pestivirus han sido regularmente aislados en rumiantes silvestres, pero para explicar su presencia, el papel de la persistencia en poblaciones silvestres y en la transmisión entre doméstico y silvestre no ha sido estudiado. La única prueba experimental de transmisión inter-específica por simple contacto del virus del sarrío a ovinos resultó un fracaso (Vautrain 2007, 2008).

Los datos “históricos” no permiten fechar la llegada del virus a una u otra especie. El *Pestivirus* del sarrío se describió por primera vez en 2004, simultáneamente por varios equipos de Francia, España y Andorra (Alzieu 2004, Arnal *et al.* 2004, Frölich *et al.* 2004, Hurtado *et al.* 2004), pero estudios retrospectivos revelan la presencia del virus, al menos, desde 1995 (Pioz *et al.* 2007). El pestivirus es muy común, al menos, durante décadas en el sector ovino, y en particular en zonas del entorno de Orlu (Reynal 2004), las posibilidades de transmisión son numerosas. El grupo de los *Pestivirus* se conoció a partir de los años 50, pero las descripciones históricas no han podido dilucidar su evolución.

Otros elementos que podrían aportar respuestas a esta cuestión estarían en la biología molecular. Hasta ahora, los pestivirus aislados en sarrío están incluidos en el genotipo BDV-4, grupo que también incluye numerosos virus aislados en ovino. El análisis de la relación filogenética (Pioz, próximamente) entre cepas de BDV aisladas en sarrío y cepas recientes aisladas en ovino doméstico muestra:

- que todos los aislados procedentes de sarrío están en un mismo grupo filogenético.
- que las cepas de BDV-4 aisladas en ovino pertenecen a otros grupos diferentes al del sarrío, exceptuando una cepa aislada por Mérial en un cordero que se incluye en el grupo del “sarrío”.
- que entre las cepas aisladas en sarrío existe una correlación entre la distancia filogenética y la distancia geográfica entre los lugares de aislamiento.

Parece ser que la transmisión es independiente: transmisión entre sarríos de una zona a otra (abarcando poblaciones españolas, andorranas y francesas) y transmisión entre el ganado ovino. La transmisión entre los animales silvestres y el ganado doméstico parece posible, pero raro.



## 8.4. Conclusión

La vigilancia sanitaria del sarrío en el Pirineo francés establecida por la ONCFS no ha conseguido evidenciar una enfermedad responsable del estancamiento o disminución de ciertas poblaciones. Desde el punto de vista sanitario, se constata la presencia periódica de queratoconjuntivitis, parásitos pulmonares e intestinales, casos de pestivirus, procesos broncopulmonares, así como otros procesos que afectan también a la gamuza alpina.

Hay que tener presente que otros organismos también se preocupan por el estado sanitario del sarrío, como es el caso de la Federación Regional de Cazadores de Midi-Pirineos que ha realizado una encuesta serológica sobre pestivirus y el Parque Nacional de los Pirineos que ha establecido desde 2009 un seguimiento sanitario permanente con el apoyo técnico del laboratorio veterinario de Pirineos de Lagor (Pirineos Atlánticos).

Las variaciones en el número de ungulados raramente son monofactoriales. La disminución de efectivos no tiene porqué estar ligada exclusivamente a problemas sanitarios. El número de sarríos cazados casi se duplica en 20 años, como así se extrae de la última encuesta de la red de ungulados silvestres de la ONCFS (Figura 8.9). Gracias al establecimiento de los Indicadores de Cambio Ecológico (ICE) propuesto por la ONCFS, se pueden apreciar objetivamente las modificaciones en el funcionamiento de las poblaciones de sarrío en relación con su entorno.

### Agradecimientos a:

Joël Appolinaire, ONCFS CNERA Faune de Montagne  
Robert Corti, ONCFS CNERA Faune de Montagne  
Anouk Decors, ONCFS SAGIR  
Dominique Dubray, ONCFS CNERA Faune de Montagne  
Emmanuelle Gilot-Fromont, CNRS VétAgro Sup  
Pierre Menaut, ONCFS DIR Sud Ouest  
Marie Moinet, ANSES SAGIR

### Tablas y figuras

- *Figura 8.1. Origen y distribución de los sarríos recogidos por años SAGIR 2000-2010.*
- *Figura 8.2. Origen geográfico de los sarríos SAGIR 2000-2010.*
- *Figura 8.3. Relación del sexo en los sarríos recogidos, SAGIR 2000-2010.*
- *Figura 8.4. Relación de la edad en los sarríos SAGIR 2000-2010.*
- *Figura 8.5. Principales enfermedades encontradas en el sarrío, SAGIR 2000-2010.*
- *Figura 8.6. Ficha de encuesta de ungulados.*

- **Figura 8.7.** Resultados de la encuesta de ungulados 1995-2005.
  - **Figura 8.8.** Sarríos cazados por años (red de ungulados silvestres ONCFS).
  - **Tabla 8.1.** Seroprevalencias (%) en sarríos de la RNCFS de Orlu entre 2004 y 2010.
  - **Tabla 8.2.** Seroprevalencias (%) en sarríos de Bazès entre 2004 y 2010.
  - **Figura 8.8.** Incidencia (estimada por la frecuencia de portadores del virus en otoño) y seroprevalencia (frecuencia de portadores de anticuerpos) en Orlu entre 1995 y 2004. En el gráfico de arriba, la línea muestra la incidencia predicha por el modelo  $\text{incidencia} = f(\text{estación} + \text{tamaño estimado de la población} \leq 2 \text{ años})$ , los cuadrados muestran la incidencia observada (Pioz et al. 2007).
  - **Tabla 8.9.** Tabla de caza del sarrío (Red de Ungulados Silvestres de la ONCFS).
-

## 9. El seguimiento sanitario del rebeco en el Pirineo catalán

**Ignasi Marco, Jorge Ramón López y Santiago Lavín**

*Servei d'Ecopatologia de Fauna Salvatge. Facultat de Veterinària.*

*Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 – Bellaterra.*

*ignasi.marco@uab.es*

### *Resumen*

Desde el año 1990, en la Facultad de Veterinaria de la Universidad Autónoma de Barcelona, venimos realizando el seguimiento sanitario de las poblaciones de ungulados salvajes en Cataluña y Valle de Arán. Durante este tiempo, se han detectado y estudiado numerosas enfermedades que afectan a esta especie.

Durante los años 2001 y 2002, en la Reserva Nacional del Alt Pallars, tuvo lugar una mortalidad elevada de animales, afectados por un proceso desconocido. Los censos realizados indicaron una disminución importante de la población en toda la zona. Desde entonces la nueva enfermedad se ha extendido y se han sucedido numerosos brotes de enfermedad que han provocado una elevada mortalidad. En los estudios realizados, hemos caracterizado la enfermedad y comprobado como el Virus de la Enfermedad de la Frontera (perteneciente al Género Pestivirus) detectado inicialmente, es el agente etiológico primario.

Otras enfermedades que afectan de forma grave a las poblaciones de rebeco son las infecciones bacterianas respiratorias y la queratoconjuntivitis infecciosa. En el año 2006 confirmamos, por primera vez en el Pirineo, la presencia de *Mycoplasma conjunctivae* como agente causante del proceso, no solamente en el rebeco, sino también en el muflón.

Otros procesos patológicos esporádicos diagnosticados en Cataluña y el Valle de Arán son el ectima contagioso, la cenurosis cerebral y la toxoplasmosis. La sarna sarcóptica, que es la enfermedad más grave que afecta al rebeco en los Alpes y en la Cordillera Cantábrica, no se ha detectado en el Pirineo.

**Palabras clave:** sarrío, rebeco, *Rupicapra p.pyrenaica*, Pirineo, Cataluña, enfermedades.

## **Abstract**

Since 1990, the Veterinary Faculty of the Universidad Autónoma de Barcelona has been carrying out sanitary surveys of wild ungulates in Catalonia and Val d'Aran. During this time, several diseases have been described that affect chamois populations.

In 2001 and 2002, at the Alt Pallars National Hunting Reserve, an abnormal mortality rate was observed in the chamois population due to an unknown disease. Surveys indicated an important decrease in the population. Since then, the disease spread and several outbreaks have been reported with high mortality. In the studies performed, the disease has been characterized and a Border Disease Virus (Genus Pestivirus) confirmed as the main etiological agent.

Other diseases that severely affect chamois populations are bacterial respiratory infections and infectious keratoconjunctivitis. In 2006, for the first time in the Pyrenees, we identified *Mycoplasma conjunctivae* and confirmed it as the etiology of the disease, not only in chamois, but also in mouflon.

Other diseases diagnosed sporadically in Catalunya and Val d'Aran were contagious ecthyma, cerebral coenurosis and toxoplasmosis. Sarcoptic mange, the most severe disease affecting chamois in the Alps and the Cantabrian Mountains, has not been detected in the Pyrenees.

**Keywords:** *Pyrenean chamois, Rupicapra p.pyrenaica, Pyrenees, Catalonia, diseases.*

## **9.1. Introducción**

El seguimiento y estudio de las enfermedades que afectan a las poblaciones de rebeco y de otros ungulados salvajes, se viene realizando en Cataluña y Valle de Arán desde el año 1990. Este trabajo ha sido posible gracias a la colaboración y establecimiento de diversos convenios entre la Facultad de Veterinaria de la Universidad Autónoma de Barcelona, la Generalitat de Catalunya y el Conselh Generau d'Arán. De esta forma, Cataluña ha sido la primera Comunidad Autónoma del Estado que ha establecido planes de vigilancia y seguimiento de las enfermedades de los ungulados salvajes, por lo que se dispone de abundante información acerca de los procesos patológicos que afectan a estas especies.

En el año 1997, se creó el Servicio de Ecopatología de Fauna Salvaje en la Universidad Autónoma de Barcelona, como apoyo a la gestión y a la investigación básica y aplicada de la fauna salvaje. Desde este Servicio, se ha continuado con el estudio de las enfermedades que afectan, no sólo al rebeco pirenaico en Cataluña y Valle de Arán, sino también al rebeco *Rupicapra pyrenaica parva* de la Cordillera Cantábrica.

Todo el trabajo realizado a lo largo de estos años, no hubiese sido posible sin la colaboración de un equipo multidisciplinar, formado principalmente por los guardas de las Reservas y áreas protegidas, el Cuerpo de Agentes Rurales, los técnicos encargados de la gestión de estas zonas y los veterinarios de la administración y de diversas Facultades de Veterinaria españolas y europeas.

Las enfermedades que afectan a las poblaciones de rebeco del Pirineo español apenas han sido revisadas, aunque existen algunos trabajos en los que se ha recogido la información disponible (Marco y Lavín 1993, Lavín *et al.* 1995).

## 9.2. Enfermedades víricas

### 9.2.1. Ectima contagioso

Entre las enfermedades víricas que se han diagnosticado en Cataluña y Valle de Arán, destaca en primer lugar el ectima contagioso, una enfermedad bien conocida en la oveja y cabra doméstica, causado por un Poxvirus, perteneciente al Género *Parapoxvirus*. Este proceso vírico fue descrito por primera vez en el rebeco alpino (*Rupicapra r. rupicapra*) en Austria en 1937 y en el Pirineo, en la vertiente francesa, en 1987 (Gorreau *et al.* 1993). Suele afectar principalmente a animales jóvenes y se caracteriza por la aparición de lesiones en las pezuñas (espacio interdigital) y en las mucosas (gingival, del paladar, de la lengua y labial). En Cataluña y Valle de Arán hemos diagnosticado numerosos casos aislados de la enfermedad en animales jóvenes de un año de edad.

### 9.2.2. Enfermedad de la Frontera

Durante los años 2001 y 2002, se produjo una mortalidad elevada de rebeco en la Reserva Nacional de Caza del Alt Pallars-Aran, en el Pirineo catalán. Mediante técnicas inmunológicas de detección de antígeno (ELISA) y técnicas moleculares de reacción en cadena de la polimerasa (PCR), se detectó un Virus de la Enfermedad de la Frontera (Género Pestivirus) (Hurtado *et al.* 2004, Marco *et al.* 2007a). Posteriormente, la enfermedad se ha extendido progresivamente y se han producido numerosos brotes de la enfermedad, con mortalidades extraordinariamente elevadas, que han alcanzado valores del 86% (Marco *et al.* 2008, 2009b). Diversos estudios han caracterizado este nuevo proceso (Cabezón *et al.* 2010a, Fernández-Sirera *et al.* 2011). Los animales enfermos presentan un cambio de comportamiento, dificultad de movimiento, debilidad, adelgazamiento, alopecia e hiperpigmentación de la piel. Histológicamente, las principales lesiones se observan en la piel (atrofia de folículos pilosos, hiperplasia, hiperqueratosis ortoqueratótica y melanosis) y en el encéfalo (edema cerebral, necrosis neuronal multifocal, gliosis, espongiosis difusa y encefalitis no purulenta en algunos individuos). Otros hallazgos destacables fueron la presencia de piroplasmas en algunos de los rebecos afectados y de lesiones histopatológicas en riñón y bazo asociadas a una anemia hemolítica (García-Sanmartín *et al.* 2007).

En un estudio retrospectivo realizado con muestras de rebeco obtenidas entre 1990 y 2000, es decir antes de que apareciese la enfermedad, dos pestivirus fueron identificados por RT-PCR y aislados de dos rebecos muestreados en 1996 en la Reserva Nacional de Caza de Freser-Setcases (Marco *et al.* 2011). Por lo tanto, la pre-

sencia del virus muchos años antes de la aparición de la enfermedad parece indicar que la causa de la aparición de ésta sea una mutación del virus y transformación en una cepa patógena.

Mediante un estudio de infección experimental en el rebeco, hemos comprobado que el Virus de la Enfermedad de la Frontera es el principal agente etiológico de la enfermedad, dando lugar a una viremia persistente y lesiones patológicas importantes (Cabezón *et al.* 2011). Sin embargo, en los experimentos realizados en cerdo y oveja, tuvo lugar una viremia corta y una eliminación de virus rápida, sin producir enfermedad (Cabezón *et al.* 2010b, 2010c), por lo que se concluye que este nuevo virus únicamente es patógeno para el rebeco.

En la actualidad, la distribución geográfica de la enfermedad comprende una extensa área de los Pirineos Centrales y Orientales de España, Andorra y Francia. El rebeco ha sido la única especie afectada por la enfermedad, a pesar de que comparte hábitat con otros ungulados salvajes y domésticos (Marco *et al.* 2009a).

### 9.3. Enfermedades bacterianas y fúngicas

#### 9.3.1. Queratoconjuntivitis infecciosa

La queratoconjuntivitis infecciosa es posiblemente la enfermedad que tiene más incidencia en las poblaciones del género *Rupicapra*. Existen referencias de este proceso que datan de 1898 en los Alpes austriacos, aunque la primera epizootia importante ocurrió en 1915, en la región del Tirol. En los Pirineos se dispone de datos de rebecos afectados en 1952, aunque la primera epizootia importante descrita en esta zona se inició en 1980 y duró hasta 1983, afectando a ambas vertientes pirenaicas (Candossau-Luquet 1987).

En el verano de 1990, apareció un brote de queratoconjuntivitis infecciosa en el Parque Nacional de Aigüestortes y Lago de Sant Maurici. El inicio del brote tuvo lugar a mediados del mes de julio y durante el mes de octubre el proceso remitió. Se calcula que estuvo afectada una población de unos 900 rebecos. La morbilidad y mortalidad estimadas fueron del 50-60% y 8-10% respectivamente. No se pudo determinar el agente etiológico causante de la epizootia (Marco *et al.* 1991).

En el verano de 1991 una nueva epizootia afectó a los rebecos de la Reserva Nacional de Caza del Cadí-Moixeró. El proceso también se detectó en el mes de julio y se dejaron de observar animales afectados a partir del mes de octubre. La población afectada fue de unos 400 rebecos. La morbilidad y mortalidad se estimó en un 40-50% y en un 10% respectivamente. En los estudios realizados, en un animal enfermo se pudo aislar *Moraxella ovis* a partir de las muestras obtenidas de los ojos. Sin embargo, este hallazgo es insuficiente para afirmar con certeza de que fuera éste el agente responsable de la epizootia (Viñas *et al.* 1991).

En 1993, otra pequeña epizootia se volvió a registrar en el Parque Nacional de Aigüestortes y Lago de Sant Maurici entre los meses de julio y octubre, afectando a una población de 150 rebecos, con una mortalidad alrededor del 5 y 10% (datos no publicados).

Una nueva epizootia tuvo lugar en 1995, afectando a los rebecos de la Reserva Nacional de Caza de Cadí-Moixeró y de Freser-Setcases. Fue la primera vez que se registró una epizootia en esta última Reserva. Los primeros casos se observaron a finales de junio en la Reserva Nacional de Caza del Cadí-Moixeró y a principios de agosto se detectaron los primeros animales enfermos en la de Freser-Setcases. Los últimos rebecos afectados se observaron en el mes de noviembre. Toda la población de rebeco del Cadí-Moixeró (1600 rebecos) y Freser-Setcases (2000 rebecos) estuvo afectada. La morbilidad fue distinta en ambas reservas. Mientras que en la del Cadí-Moixeró fue del 40-50%, en la de Freser-Setcases fue del 80-90%. Sin embargo, la mortalidad fue muy baja en ambas Reservas, estimada entre un 1 y 3%. Tampoco se pudo llegar a ninguna conclusión acerca del agente responsable del proceso (datos no publicados).

En los últimos años no se ha registrado ninguna otra epizootia de magnitud importante en el Pirineo catalán, aunque si que se han observado casos aislados o pequeños grupos de rebecos afectados. En el año 2006 confirmamos, por primera vez en el Pirineo, la presencia de *Mycoplasma conjunctivae* como agente causante del proceso, no solamente en el rebeco, sino también en el muflón (Marco *et al.* 2009d). Por lo tanto, es presumible que la enfermedad tenga similitudes con la queratoconjuntivitis infecciosa en los Alpes suizos, en donde se ha demostrado que el ganado doméstico, concretamente el ganado ovino, es el responsable de la transmisión de la enfermedad al rebeco (Giacometti *et al.* 2002).

En relación con las consecuencias que puede tener esta enfermedad para la gestión de las poblaciones de rebeco, hay que destacar que en la mayoría de los brotes estudiados, la morbilidad suele ser elevada y la mortalidad reducida, por lo que no constituye una patología grave para la especie. Sin embargo, hay que tener en cuenta que en ocasiones se ha producido una mortalidad elevada, que puede llegar hasta el 30% (Giacometti *et al.* 2002).

Los diferentes métodos de control de la enfermedad que se han llevado a cabo en los Pirineos y en los Alpes, como el sacrificio de los animales afectados, no han resultado ser eficientes para controlar el proceso. Estas medidas pueden ser incluso contraproducentes. Por un lado, una presión cinegética intensa para eliminar los rebecos enfermos puede favorecer la dispersión de animales y por tanto la dispersión más rápida de la enfermedad, principalmente entre los grandes rebaños. Por otro lado, hay que tener en cuenta que el número de animales que se cura de forma espontánea es elevado y es probable que éstos adquieran cierta inmunidad, por lo que son animales que no interesa eliminar.

### 9.3.2. Infecciones respiratorias

Otros procesos bacterianos que tienen una incidencia muy importante en las poblaciones son las infecciones respiratorias. En algunas zonas, se considera como la primera causa de muerte debido a un agente infeccioso. La mortalidad se puede producir en todas las clases de edad, pero en los animales jóvenes, la incidencia es mayor. La evolución principalmente es verano-otoño. Los agentes etiológicos que con mayor frecuencia se han asociado a estos procesos son *Pasteurella haemolytica* y

*P. multocida* (Gauthier 1992). En el Pirineo catalán y aranés, con frecuencia se han observado animales jóvenes afectados por procesos respiratorios. En determinados años, en los censos se ha podido constatar una disminución del número de cabritos y animales jóvenes, y se piensa que los procesos respiratorios pueden ser los responsables, ya que ha coincidido con las observación de rebecos enfermos y muertos con síntomas del proceso. Sin embargo, no se han podido realizar estudios detallados y no podemos precisar el impacto que han tenido estos procesos en las poblaciones de rebeco. En algunos animales estudiados se ha logrado aislar *Pasteurella haemolytica* y *P. multocida*, aunque en otros casos, se han encontrado otros agentes infecciosos implicados, como *Moraxella bovis* (Lavín *et al.* 2000).

### 9.3.3. Dermatomicosis

Los procesos fúngicos descritos en el rebeco son poco frecuentes. Sin embargo, hemos detectado la enfermedad en el Pirineo Oriental, en diversos casos de animales con lesiones cutáneas a partir de las cuales se aisló *Trycophyton mentagrophytes* (Marco *et al.* 2007b).

En los ungulados domésticos, esta enfermedad se transmite por contacto directo con animales infectados, o por contacto indirecto a través de objetos contaminados por pelo, escamas o piel de un animal infectado. Normalmente la infección es auto-limitante, aunque en los animales adultos puede estar relacionada con un deterioro del sistema inmunitario.

### 9.3.4. Otros procesos

Existen diferentes procesos que pueden cursar con síntomas de dificultad de la locomoción o cojeras y que se han detectado de forma aislada. Las causas pueden ser variadas, aunque con más frecuencia se han observado animales afectados en las extremidades por disparos por arma de fuego. En un caso, hemos diagnosticado una artritis piógena asociada a *Arcanobacterium pyogenes*, germen oportunista que penetra en el organismo a través de lesiones o erosiones en la piel (Lavín *et al.* 1998).

A partir de un caso de enfermedad en un rebeco con presencia de múltiples abscesos, se aisló una bacteria que fue identificada como una nueva especie de estreptococo (*Streptococcus rupicaprae*) en base a sus características bioquímicas y moleculares (Vela *et al.* 2011).

## 9.4. Enfermedades parasitarias

### 9.4.1. Cenurosis

Entre los procesos parasitarios, destaca la cenurosis cerebral. Esta enfermedad está causada por el desarrollo, principalmente en el encéfalo, de *Coenurus cerebralis*,



fase intermediaria de *Taenia multiceps*. Afecta principalmente a los rumiantes (hospedadores intermediarios) y en especial a la oveja, aunque otros herbívoros e incluso el hombre pueden infestarse. Los hospedadores definitivos son los cánidos, tanto domésticos como salvajes.

En el Pirineo español, únicamente hay citado un caso en la bibliografía consultada (Lucientes y Castillo 1990). En el Pirineo catalán, hemos descrito dos casos. Aunque el síntoma característico de esta enfermedad en la oveja es el torneo, en los rebecos afectados no lo hemos observado. En un macho de un año de edad, únicamente se observó un cambio de comportamiento, que se caracterizaba por una pérdida de miedo al hombre. En el segundo caso, una hembra de 3 años de edad, se observó un estado general muy deteriorado y depresión general. Los dos animales afectados procedían de diferentes áreas geográficas, pero en ambos casos los animales convivían con ganado doméstico (ovejas). Si consideramos la elevada prevalencia de esta enfermedad parasitaria en la oveja, posiblemente el rebeco se infecta porque entra accidentalmente en el ciclo oveja-perro de pastor (Lavín *et al.* 1995).

#### 9.4.2. Sarna sarcóptica

No hemos detectado la presencia de esta enfermedad en el rebeco en el Pirineo catalán. Posiblemente este proceso es uno de los más graves que puede afectar al género. Esta parasitosis se observó por primera vez en Austria entre 1824 y 1838, aunque las primeras observaciones más fiables y la primera epizootia corresponden a 1870. Desde entonces se ha extendido por diversas regiones de los Alpes. Recientemente, en 1993, ha aparecido un brote de sarna sarcóptica en los rebecos de la Cordillera Cantábrica, en el Principado de Asturias, y en la actualidad se encuentra en plena fase de expansión (Lavín *et al.* 1995).

Todas las medidas de control que se han tomado hasta la fecha, tanto en los Alpes como en la Cordillera Cantábrica, no han dado resultados satisfactorios. Debido a que el proceso no se ha detectado hasta la fecha en el Pirineo, la prevención tendría que ser en la actualidad, una de las medidas de lucha más importantes. Puesto que se piensa que en la Cordillera Cantábrica las cabras domésticas han sido las responsables de la transmisión al rebeco (Lavín *et al.* 2000), se tendría que realizar un control exhaustivo de esta enfermedad en el ganado caprino que tiene relación con el rebeco en toda la cadena pirenaica.

#### 9.4.3. Toxoplasmosis

*Toxoplasma gondii* es un parásito que puede infectar numerosos mamíferos, incluso el hombre, siendo los felinos domésticos y salvajes los huéspedes definitivos. Hemos encontrado anticuerpos contra la toxoplasmosis en diferentes ungulados, incluido el rebeco, y un caso aislado de esta enfermedad (Gauss *et al.* 2006, Marco *et al.* 2009c).

## Bibliografía

Cabezón, O., Rosell R., Velarde R., Mentaberre G., Casas-Díaz E., Lavín S., Marco I. 2010a. Border disease virus shedding and detection in naturally-infected Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*). *J. Vet. Diagn. Invest.* 22: 360-365.

Cabezón O., Rosell R., Sibila M., Lavín S., Marco I., Segalés J. 2010b. Experimental infection of pigs with Border disease virus isolated from Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*). *J. Vet. Diag. Invest.* 22: 360-365.

Cabezón O., Velarde R., Rosell R., Lavín S., Segalés J., Marco I. 2010c. Experimental infection in lambs with a Border Disease Virus isolated from Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*). *Vet. Rec.* 167: 619-621.

Cabezón O., Velarde R., Mentaberre, G., Fernandez-Sirera, L., Casas-Díaz, E., Lopez-Olvera, J., Serrano, E., Rosell, R., Riquelme, C., Lavin, S., Segales, J., Marco, I. (2011). Experimental infection with chamois Border Disease Virus causes long-lasting viraemia and disease in Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*). *J. Gen. Virol.* 92: 2494-2501.

Candossau-Luquet J.F. 1987. Pathologie de l'isard. Thèse Doct. Vét. Toulouse, Francia.

Fernández-Sirera L., Mentaberre G., López-Olvera J.R., Cuenca R., Lavín S., Marco I. 2011. Haematology and serum chemistry of Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*) naturally infected with a Border Disease Virus. *Res. Vet. Sci.* 90: 463-467.

García-Sanmartín J., Aurtenetxe O., Barral M., Marco I., Lavín S., García-Pérez A.L. and Hurtado A. 2007. Molecular detection and characterization of piroplasms infecting cervids and chamois in Northern Spain. *Parasitol.* 134: 391-398.

Gauss C.B., Dubey J.P., Vidal D., Cabezón O., Ruiz-Fons F., Vicente J., Marco I., Lavín S., Gortázar C., Almería S. 2006. Prevalence of *Toxoplasma gondii* antibodies in red deer (*Cervus elaphus*) and other wild ruminants from Spain. *Vet. Parasitol.*, 136: 193-200.

Gauthier D. 1992. Flore microbienne et pathologie pulmonaires des chamois (*Rupicapra rupicapra*) de deux massifs alpins français. *Gibier Faune Sauvage* 9: 151-166.

Giacometti M., Janovsky M., Belloy L., Frey J. 2002. Infectious keratoconjunctivitis of ibex, chamois and other Caprinae. *Rev. sci. tech. Off. int. Epiz.* 21: 335-345.

Gorreau J.M., Russo P., Guiraud C. 1993. L'ecthyma contagieux chez les animaux sauvages: revue bibliographique. *Gibier Faune Sauvage* 10: 143-153.

Hurtado A., Aduriz G., Gómez N., Oporto B., Juste R.A., Lavín S., López-Olvera J. and Marco I. 2004. Molecular identification of a new pestivirus associated to an outbreak of disease in the Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) in Spain. *J. Wildl. Dis.* 40: 796-800.

Lavín S., Marco I., Pastor J. 1995. Cerebral coenurosis in Chamois (*Rupicapra pyrenaica*). *J. Vet. Med. B.* 42: 205-208.

Lavín S., Rossi L., Marco I., Viñas L., Meneguz P.G. 1995. La sarna del rebeco. *Trofeo* 298: 30-34.

Lavín S., Marco I., Casanovas R., Viñas L. 1995. Patología dominante en el rebeco (Género *Rupicapra*). Vet. Praxis 10: 24-27.

Lavín S., Marco I., Franch J., Abarca L. 1998. Report of a case of pyogenic arthritis associated with *Actinomyces pyogenes* in a chamois (*Rupicapra pyrenaica*). J. Vet. Med. B 45: 251-253.

Lavín S., Lastras M.E., Marco I., Cabañes X. 2000. Report of a case of bronchopneumonia associated to *Moraxella ovis* in a chamois (*Rupicapra pyrenaica*). J. Vet. Med. B 47: 225-227.

Lavín S., Ruíz-Bascarán M., Marco I., Fondevila D., Ramis T. 2000. Experimental infection of chamois (*Rupicapra pyrenaica parva*) with *Sarcoptes scabiei* derived from naturally infected goats. J. Vet. Med. B 47: 693-699.

Lucientes J., Castillo J.A. 1990. Primera cita en España de cenurosis cerebral en el rebeco (*Rupicapra rupicapra pyrenaica*). Rev. Iber. Parasit. 50: 53-54.

Marco I., Lavín S., Gonzalo J., Viñas L. 1991. Estudio de un brote de queratoconjuntivitis infecciosa en los rebecos (*Rupicapra pyrenaica*) del Pirineo leridano. Vet. Praxis 6: 57-62.

Marco I., Lavín S. 1993. Malalties de l'isard. En: La investigació al Parc Nacional d'Aiguestortes i Estany de Sant Maurici. Generalitat de Catalunya, 160 pp., Barcelona.

Marco I., López-Olvera J.R., Rosell R., Vidal E., Hurtado A., Juste R., Pumarola M. Lavín S. 2007a. Severe outbreak of disease in the southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) associated with border disease virus infection. Vet. Microbiol. 120: 33-41.

Marco I., Lopez-Olvera J.R., Gibert P., Abarca L., Gauthier D. and Lavin S. 2007b. Dermatophytosis caused by *Trichophyton mentagrophytes* in the Southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) in the Eastern Pyrenees. Zoonoses Public Health 54: 278-280.

Marco I., Rosell R., Cabezon O., Mentaberre G., Casas E., Velarde R., Lopez-Olvera J.R., Hurtado A., Lavín S. (2008). Epidemiological Study of Border Disease Virus Infection in Southern Chamois (*Rupicapra Pyrenaica*) After an Outbreak of Disease in the Pyrenees (NE Spain). Vet. Microbiol. 127: 29-38.

Marco I., Rosell R., Cabezón O., Beneria M., Mentaberre G., Casas E., Hurtado A., López-Olvera J.R., Lavín S. 2009a. Serologic and virologic investigations into pestivirus infection in wild and domestic ruminants in the Pyrenees (NE Spain). Res. Vet. Sci. 87: 149-153.

Marco I., Rosell R., Cabezón O., Mentaberre G., Casas E., Velarde R., Lavín S. 2009b. Border disease virus among chamois, Spain. Emerg. Infect. Dis. 15: 448-51.

Marco I., Velarde R., López-Olvera J.R., Cabezón O., Pumarola M., Lavín S. 2009c. Systemic toxoplasmosis and Gram-negative sepsis in a southern chamois (*Rupicapra pyrenaica*) from the Pyrenees in northeast Spain. J. Vet. Diagn. Invest. 21: 244-247.

Marco I., Mentaberre G., Ballesteros C., Bischof D.F., Lavín S., Vilei E.M. 2009d. First Report of *Mycoplasma conjunctivae* from Wild Caprinae with Infectious Keratoconjunctivitis in the Pyrenees (NE Spain). J. Wildl. Dis. 45: 238-241.

Marco I., Cabezón O., Rosell R., Fernández-Sirera L., Allepuz A., Lavín S. 2011. Retrospective study of pestivirus infection in Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*) and other ungulates in the Pyrenees (NE Spain). *Vet. Microbiol.* 149: 17-22.

Vela A.I., Mentaberre G., Marco I., Velarde R., Lavín S., Domínguez L., Fernández-Garayzábal J.F. 2011. *Streptococcus rupicaprae* sp. nov., isolated from a Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica*). *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 61:1989-93.

Viñas L., Lavín S., Marco I. 1991. Estudi ecopatològic de l'isard (*Rupicapra pyrenaica*) a Catalunya. Informe inédito realizado para el Departamento de Agricultura, Ganadería y Pesca, Generalitat de Catalunya.

## 10. Estudio sanitario del sarrío en el Pirineo aragonés (2000-2011)

**MaríaCruz Arnal, David Martínez-Durán, Miguel Revilla y Daniel Fernández de Luco**

*Departamento de Patología Animal. Facultad de Veterinaria.  
Universidad de Zaragoza. C/ Miguel Servet 177.  
E-50013 Zaragoza (Spain). maricruz@unizar.es*

### *Resumen*

Un estudio sobre el estado sanitario del sarrío se ha realizado en las Reservas de Caza (RC) del Pirineo aragonés durante un periodo de 12 años, 2000-2011. El número de sarríos enfermos-muertos analizados ha sido de 224, además de 117 animales cazados y 2.301 muestras de sarríos cazados. La finalidad de este trabajo es conocer la situación de procesos epidémicos con grave impacto en la especie, como pestivirosis y queratoconjuntivitis infecciosa; así como zoonosis, brucelosis y tuberculosis; y otros procesos patológicos en sarríos encontrados enfermos o muertos.

El estudio sobre “pestivirosis del sarrío/isard” se realizó en 1.835 sarríos (204 enfermos-muertos y 1.631 cazados). En el Pirineo aragonés se han detectado 7 sarríos cazados infectados y 8 animales enfermos/muertos, todos ellos desde el verano de 2011. La presencia del virus se ha confirmado mediante ELISA y PCR.

Un brote de queratoconjuntivitis infecciosa (QCI) afectó al sarrío en las poblaciones de Aragón y Navarra desde la primavera de 2006 hasta finales de 2008. *M. conjunctivae* fue el agente causal identificado con rt-PCR en sarríos con QCI, estando en el 89,42% de los animales analizados (n=104), aunque *Chlamydomphila spp.* también se detectó en el 12,5%.

El 0,57% (13/2.257) de los sarríos analizados frente a brucelosis fue seropositivo, siendo negativo el cultivo bacteriológico. La necropsia de 224 sarríos enfermos-muertos mostró alrededor de un 50% con QCI, un 10% con procesos bronco-neumónicos no parasitarios, un 10% con politraumatismo, un 2,2% con procesos digestivos, un 3,6% mostraron “pestivirosis del sarrío/isard” y el resto incluye procesos indeterminados, siendo en su gran mayoría animales incompletos.

Los animales cazados (n=117) presentaban neumonía verminosa por pequeños strongílidos, cisticercosis visceral, coccidios y nematodos (*Ostertagia spp.*) en abo-

maso. La presencia de áreas con neumonía catarral crónica en lóbulos apicales y *Haemonchus spp.* en abomaso era frecuente.

En los sarrios estudiados no se observaron lesiones que hiciesen sospechar en tuberculosis ni sarna. Ningún sarrio de los analizados (n=128) en 2008 y 2009 fue seropositivo frente a lengua azul.

**Palabras clave:** sarrio, *Rupicapra pyrenaica pyrenaica*, estudio sanitario, Aragón.

\*Estudio financiado por el Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón. La recogida de animales muertos o enfermos, así como los sueros y otras muestras es gracias a los guardas de caza.

### **Abstract**

*A study regarding healthy status of Pyrenean chamois has been made in the Hunting Reserves (HRs) of the Aragonian Pyrenees in a 12 years period, 2000-2011. 224 chamois ill or found dead have been analyzed, in addition to 117 hunted animals and 2,301 samples of hunted chamois. The aim of the study was to establish the status of epidemic processes with serious impact on this species, including pestivirus disease, infectious keratoconjunctivitis, zoonoses such as brucellosis and tuberculosis; as well as pathological processes in ill or dead chamois found on the mountain.*

*The study of "pestivirus disease of Pyrenean chamois" was conducted in 1,835 chamois (204 ill-dead and 1,631 hunted). In the Aragonian Pyrenees, 7 hunted chamois and 8 chamois ill-dead were infected, all found from summer 2011. The virus was confirmed by ELISA and RT-PCR.*

*An outbreak of infectious keratoconjunctivitis (IKC) in chamois population in Aragon and Navarre was detected in the spring of 2006 until late 2008. *M. conjunctivae* was the main causal agent identified by rt-PCR in IKC affected chamois. It was identified in 89.42% of animals tested (n=104), although *Chlamydomphila spp.* was also detected in 12.50% of the same animals*

*A 0.57% (13/2,257) of Pyrenean chamois was seropositive against brucellosis, being negative to bacterial culture. The necropsy of 224 ill-dead chamois revealed around 50% with IKC, a 10% with non-parasitic bronchopneumonia, 10% with multiple traumatismos, 2.2% with digestive processes, 3.6% showed "pestivirus disease of Pyrenean chamois" and the remainder with inconclusive processes, being most of them incomplete animals.*

*Hunted animals (n=117) showed verminous pneumonia by small strongyles; visceral cysticercosis; coccidia and nematodes (*Ostertagia spp.*) in the abomasum. The presence of areas with chronic catarrhal pneumonia in apical lobes and *Haemonchus spp.* in the abomasum was frequent.*

*No suspicious lesions compatible with either tuberculosis or mange were found in the Pyrenean chamois studied. No seropositivity against bluetongue was detected in the chamois tested in 2008 and 2009 (n=128).*

**Keywords:** Pyrenean chamois, *Rupicapra pyrenaica pyrenaica*, health status, Aragon.

## 10.1. Introducción

La Comunidad Autónoma de Aragón tiene establecida una red de vigilancia sanitaria en fauna cinegética desde el año 2000 y que ha ido consolidándose y ampliándose por todo el territorio aragonés. Previamente, desde 1998 se habían realizado algunos estudios puntuales con un número reducido de animales con el objeto de dar inicio a la monitorización actual. La red de vigilancia tiene como objetivo saber, o al menos intentar saber, de forma fiable el estado sanitario de la población cinegética. La combinación de las dos formas de vigilancia, activa y pasiva, permite conocer posibles zoonosis, causas de mortalidad más relevantes y la aparición de enfermedades emergentes y desconocidas.

Los sarríos objeto de estudio pertenecen a las cuatro Reservas donde se caza esta especie, habiendo sido analizados entre los años 2000 y 2011. El acceso y disponibilidad de los animales ha sido gracias a la infraestructura de la red de vigilancia sanitaria en fauna cinegética del Gobierno de Aragón. Esta red de vigilancia sanitaria, aplicada al género *Rupicapra*, está recopilando una gran información en el Principado de Asturias (González-Quirós y Solano 2009; Rodríguez *et al.* 2009) y en Aragón (Arnal 2011).

Los análisis rutinarios realizados en esta especie van encaminados principalmente a la detección de brucelosis, tuberculosis, sarna sarcóptica, queratoconjuntivitis infecciosa y pestivirus, además de determinar posibles causas de mortalidad.

Existen numerosas aportaciones sobre el género *Rupicapra*, y concretamente sobre el sarrío, que describen enfermedades de forma muy específica y puntual, pero existen pocos trabajos que den una visión global del estado sanitario de esta especie. Este ha sido uno de los motivos por los que se ha considerado oportuna la realización de un estudio en el que se tuviese una amplia visión sanitaria del sarrío en el Pirineo oscense, además de proporcionar información sobre determinadas enfermedades relevantes, tanto por su repercusión en la salud humana como en el ganado doméstico, teniendo en cuenta las pérdidas económicas en ganadería derivadas de su mera presencia o por los costes de su control, sin dejar a un lado aquellas enfermedades que pudiesen producir un gran impacto en la población de fauna silvestre.

Algunas de las enfermedades estudiadas son de declaración obligatoria según la lista de la Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE, anteriormente: Oficina internacional de Epizootias), como lengua azul (LA), diarrea vírica bovina (BVDV), brucelosis, tuberculosis e hidatidosis; o pertenecientes a la lista específica de los animales salvajes como son pasterelosis, pseudotuberculosis, fasciolosis, sarna sarcóptica o cualquier enfermedad de etiología desconocida (OIE, 2012).

### 10.1.2. Objetivos

- Determinar las principales causas de mortalidad en el sarrío del Pirineo aragonés durante el periodo de estudio de 2000 a 2011.
- Determinar la seroprevalencia y prevalencia de algunos de los potenciales patógenos presentes en los animales domésticos y que pueden afectar al sarrío

## 10.2. Material y métodos

### • *Animales muertos o enfermos*

Los animales enfermos-muertos incluidos en este estudio fueron 224 y corresponden a 119 animales completos, 6 incompletos y 99 muestras de animales muertos.

Los animales hallados muertos o sacrificados, sospechosos de estar enfermos, eran analizados en la sala de necropsias de la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Zaragoza. La necropsia era realizada de forma ordenada, sistemática y completa, procediendo a la observación macroscópica de todos los órganos y a la toma de muestras para posteriores estudios.

### • *Animales abatidos*

Se realizó la necropsia en campo de 117 animales abatidos durante los años 2000 al 2007, y se tomaron 19 muestras patológicas de animales abatidos en la época de caza entre los años 2000-2011.

### • *Sueros*

Se recogieron 2.257 sueros, procedentes de 2.111 animales cazados y de 146 animales enfermos/muertos de las distintas Reservas de Caza de sarrío y zonas adyacentes en el Pirineo Aragonés. De forma sistemática, los Agentes de Protección de la Naturaleza (APNs) de las distintas Reservas de Caza de sarrío, tomaron sangre de la mayor parte de los animales cazados mediante un corte de los vasos de la región inguinal, región axilar o directamente del corazón. Los animales a los que se les aplicaba la eutanasia se les extraía sangre con tubos de vidrio con vacío estériles de 10 ml mediante punción en la vena yugular con aguja estéril de 1,2x25 mm. En los animales hallados muertos se recogía sangre de la cavidad torácica o cardiaca. La sangre se dejaba coagular y se centrifugaba a 800-1.000G durante 15 min. El suero se almacenaba en viales de 1,5-2 ml por duplicado a -20°C hasta su análisis.

### • *Histopatología*

Las muestras fijadas en formol tamponado fueron talladas e incluidas en parafina para su posterior corte de 5  $\mu$  teñidas con la técnica de rutina de Hematoxilina-Eosina. En determinados casos se utilizaron técnicas de tinción especiales.

### • *Estudio de queratoconjuntivitis*

Las muestras oculares de animales con queratoconjuntivitis fueron testadas mediante la técnica de PCR a tiempo real (rt-PCR) para la detección de *Mycoplasma conjunctivae* (Vilei *et al.* 2007) y *Chlamydophila spp.* (Arnal 2011).

### • *Estudio de tuberculosis*

El estudio de tuberculosis se basó en detectar posibles lesiones compatibles, realizando una inspección completa en los animales cazados y necropsiados en campo y en los animales enfermos-muertos, inspeccionado linfonodos del arco faríngeo y las vísceras torácicas y abdominales.



- **Estudio de sarna**

El estudio de sarna, al igual que el caso de la tuberculosis, se basó en la inspección completa de animales cazados y animales enfermos-muertos.

- **Serología para la detección de anticuerpos frente a brucelosis**

La analítica de los sueros de sarrío para brucelosis se realizó con un ELISA indirecto multiespecie, puesto a punto para varios ungulados silvestres (Muñoz *et al.* 2010).

Este estudio fue realizado en el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón en colaboración con el Grupo consolidado “Brucelosis” bajo la dirección del Dr. José María Blasco.

- **Serología para la detección de anticuerpos frente a Lengua azul**

Han sido analizados 128 sueros para la detección de anticuerpos frente a lengua azul de los que 61 sueros eran de animales cazados durante el año 2008 y 67 en 2009. Para dicho análisis se utilizó un ELISA de bloqueo comercial autorizado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Español.

El virus de la Lengua Azul se detectó en Aragón el año 2008 en ganado bovino de cuatro explotaciones del Pirineo. Se consideró interesante analizar los sueros correspondientes al año de la detección en ganado bovino y al año siguiente, ya que se trata de una especie susceptible a la infección y que se localiza en áreas próximas a las explotaciones afectadas.

- **Estudio de pestivirus**

- *Muestras para análisis de pestivirus*

Para este estudio se incluyeron 204 animales hallados muertos o enfermos y 1.631 sarríos cazados desde el verano del año 2002 hasta final del año 2011. Las muestras recogidas de los animales cazados fueron bazo y/o piel.

- *Inmunohistoquímica para la detección de antígeno de pestivirus*

De las muestras congeladas a  $-70^{\circ}\text{C}$  se realizaron cortes por congelación de 5-8  $\mu\text{m}$  para el estudio inmunohistoquímico. Los cortes fueron incubados con un anticuerpo monoclonal frente a la proteína vírica no estructural p80/125, que reconoce a un gran espectro de pestivirus. La unión específica con el anticuerpo fue detectada mediante la utilización de DAB.

- *ELISA para la detección de antígeno de pestivirus*

A partir de la primavera de 2003 se decidió realizar un test de ELISA para la detección de antígeno viral de pestivirus siendo la muestra de elección el bazo. La piel se empleó en aquellos casos en los que no se dispuso de bazo.

- *RT-PCR*

La extracción del ARN se realizó a partir de muestras congeladas a  $-70^{\circ}\text{C}$ . Se utilizaron cebadores que amplifican una región altamente conservada del genoma de los pestivirus (Vilcek *et al.*, 1994). Este estudio fue realizado en su inicio por el equipo

del Dr. Peter Nettleton del *Moredun Research Institute* (Edimburgo-Escocia) y tras la detección de los primeros casos se puso a punto en la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Zaragoza.

- **Estudio coprológico**

Se procesaron muestras de heces recogidas del recto y pertenecientes a 71 de los 117 animales necropsiados en campo.

El examen microscópico de las heces se realizó mediante concentración por flotación con una solución al 33% de sulfato de zinc heptahidratado y la cuantificación con la cámara de McMaster. El conteo de estructuras parásitas se realizó diferenciando cinco tipos de formas: *ooquistes* de coccidios (OPG), huevos de nematodos gastrointestinales diferentes de *nematodirus* (HGIPG), huevos de *nematodirus* (HNPG), huevos de cestodos (HCPCG), huevos de trematodos (HTPG) y larvas de nematodos pulmonares (LPPG) por gramo de heces.

## 10.3. Resultados

### 10.3.1. Animales enfermos-muertos

- **Procesos oculares**

La mayor parte de los casos estudiados corresponde a los animales afectados por queratoconjuntivitis (112). La mayoría de estos casos (109) fueron detectados en el transcurso de un brote de la enfermedad que afectó al sarrío pirenaico en la población de Aragón entre la primavera de 2006 y finales de 2008 (Arnal *et al.* en prensa). El resto de casos observados son considerados como esporádicos. *Mycoplasma conjunctivae* fue detectado en 93 de 104 muestras testadas y *Chalmydophila spp.* en 13, confirmando el papel de *M. conjunctivae* como principal agente causal de la QCI en caprinos silvestres, previamente descrito en gamuza e íbice alpino (Degiorgis *et al.* 2000; Giacometti *et al.* 2002; Grattarola *et al.* 1999; Serena *et al.* 2005; Tschopp *et al.* 2005), en muflón europeo del macizo de Caroux-Espinouse en Hérault, Francia (Cugnase, 1997) y en *isard* y muflón europeo del Pirineo catalán (Marco *et al.* 2009a).

Uno de los animales vivos realizaba movimientos de torneo y presentaba signos de ceguera bilateral. En la necropsia se observó opacidad en ambos cristalinos (cataratas).

- **Procesos respiratorios**

Todos los animales examinados presentaban lesiones de neumonía verminosa, observándose histológicamente gran cantidad de huevos y larvas, así como formas adultas de nematodos pulmonares.

Un sarrío presentó dos quistes en el parénquima pulmonar compatibles macroscópicamente con quistes hidatídicos.

Los procesos respiratorios no parasitarios de curso agudo o subagudo fueron observados en 23 animales siendo *Pasteurella multocida* y *Mannheimia haemolytica*, junto con otros agentes bacterianos, las especies identificadas.

Los procesos broncopulmonares parecen tener cierta importancia como causa primaria de enfermedad puesto que también han sido observados en los animales cazados o en hallados muertos-enfermos por otras causas. Los procesos respiratorios han sido considerados como los más frecuentes en estudios realizados en la gamuza de los Alpes (Citterio *et al.*, 2003, Gauthier, 1991; Grattarola *et al.*, 1998).

- **Procesos digestivos**

No se han observado procesos digestivos graves ni numerosos (5) que induzcan a pensar en un serio problema de impacto en la población.

Destacar las lesiones de ectima contagioso observadas en un cabrito. Este tipo de lesión ha sido observada anteriormente en la gamuza de los Alpes (Gourreau *et al.* 1993).

Otro animal tenía peritonitis abscedativa de etiología desconocida.

- **Procesos traumáticos**

Los procesos traumáticos fueron observados en 23 sarríos, pudiendo ser asociados a cánidos (5), atropellos (7), avalanchas (2), despeñamientos (7) y en dos de ellos simplemente se pudo constatar fracturas y hematomas de diferente localización.

Una hembra con politraumatismo presentaba un feocromocitoma.

- **Pestivirus del sarríolisard**

En verano de 2011 fueron detectados los primeros casos de pestivirus en el sarrío, siendo diagnosticado este proceso en 8 animales encontrados muertos o enfermos mediante PCR.

- **Procesos indeterminados**

Fueron muchos los casos indeterminados (50) en los que no se pudo constatar una causa concreta de enfermedad o muerte; la mayoría de ellos eran restos de animales (piel y huesos).

### 10.3.2. Animales cazados

La necropsia de los animales cazados y la inspección de muestras patológicas recogidas por los guardas recogen los principales hallazgos en animales aparentemente sanos.

Las lesiones oculares son los principales hallazgos observados en la inspección externa de los animales abatidos. Seis sarríos tenían opacidad corneal focal unilateral, dos de ellos con lagrimeo y conjuntivitis bilateral. Además, se remitieron hisopos oculares de siete sarríos que mostraban lagrimeo y conjuntivitis en el momento de ser abatidos, todos ellos dentro del periodo del brote de QCI. Microscópicamente se observó iriditis, infiltrado linfocítico e hiperemia conjuntival, y en la córnea se observó infiltrado inflamatorio mixto, edema, vascularización y vacuolación de las células epiteliales. En 6 animales se detectó *M. conjunctivae* y en 7 *Chlamydomphila spp.*

Otros hallazgos externos observados en tres cabezas requisadas por los guardas:

- 1) El globo ocular izquierdo tenía una perforación de la córnea con pérdida de humor acuoso, lesión posiblemente asociada a un traumatismo. No había signos de lagrimeo.
- 2) Piel del hueso frontal con apelmazamiento del pelo e hiperqueratosis. Microscópicamente se observó dermatitis difusa con vacuolación de células del estrato espinoso y queratinocitos, hiperqueratosis ortoqueratósica y epidermitis purulenta.
- 3) Cuerna con escaso crecimiento perteneciente a un animal que según descripción del guarda estaba muy delgado.

También se remitieron dos extremidades de dos animales. Una con una herida costrosa en la piel lateral del metatarso que afectaba al hueso, causando una osteomielitis abscedativa donde se identificó un *Streptococcus*  $\beta$  hemolítico. El otro animal tenía una herida cutánea coincidiendo con una anquilosis de las articulaciones interfalángicas media y distal (zona medial y lateral) con osificación del tejido conjuntivo periarticular.

Los pulmones de todos los animales (117), en su inspección macroscópica, mostraron en la zona caudal de los lóbulos diafragmáticos áreas de coloración amarillo-verdosa y mayor consistencia que el resto del pulmón, a priori compatibles con *neumonía verminosa* por pequeños strongílidos. También se observaron áreas de *neumonía alveolar catarral crónica* en 24 animales. Las áreas se caracterizaban por ser zonas de consolidación pulmonar. Además, en 3 de estos animales, este tipo de lesión estuvo acompañada de pleuritis y pericarditis fibrosa.

El hígado de 25 animales mostraba trayectos blanquecinos fibrosados haciendo prominencia en la cápsula hepática, y en un animal se vieron nódulos mineralizados adheridos a la superficie hepática. En la cavidad abdominal del 55% de los animales necropsiados se encontraron vesículas de cisticercos *Cysticercus tenuicollis*, tanto viables como calcificadas.

La inspección macroscópica del aparato digestivo constató la presencia de parásitos en el abomaso pertenecientes al género *Haemonchus spp.* en 17 sarríos y *Ostertagia spp.* en todos los animales. El cestodo *Moniezia expansa* fue observado en el intestino delgado de un animal. Seis animales tenían nódulos prominentes rojizos en la mucosa del abomaso donde histológicamente se observaron fases larvares de nematodos clasificando las lesiones como abomasitis parasitaria.

El análisis coprológico se ciñó al estudio de formas parásitas en heces. La prevalencia en los animales analizados (71) fue del 100%. Solo en un animal el análisis cuantitativo resultó negativo pero en el cualitativo se detectó la presencia de ooquistes. El promedio de la intensidad de parasitación, así como el máximo y mínimo número de huevos o larvas encontrados por gramo en heces se especifican en formas parásitas agrupadas como ooquistes (OPG), larvas de nematodos pulmonares (LPPG), huevos de nematodos gastrointestinales (HGIPG), huevos de *Nematodirus spp.* (HNPG), huevos de cestodos (HCPG) y huevos de *Trypurchuris spp.* (HTPR) (Tabla 10.1).

	OPG	LPPG	HGIPG	HNPG	HCPG	HTPG
<b>Promedio</b>	2.190,3	109,2	156,3	12,7	53,5	11,3
<b>Máximo</b>	14.700	1.500	1.000	200	2.100	200
<b>Mínimo</b>	200	0	0	0	0	0

**Tabla 10. 1.** Intensidad de parasitación por gramo de heces (PG). OPG: ooquistes; LPPG: larvas pulmonares; HGIPG: gastrointestinales; HNPG: nematodirus; HCPG: cestodos; HTPG: tricuris.

La prevalencia de larvas de nematodos pulmonares fue de un 31% (22 de 71), siendo frecuentes las infestaciones mixtas por diferentes especies de protostronglidos. Los valores de intensidad de parasitación variaron entre 0 y 1.500 LPPG.

La prevalencia de huevos de nematodos gastrointestinales fue de un 78,8% (56 de 71), la de HNPG de 46,5% (33 de 71) y la de HTPG de 8,4% (6 de 71). Los valores de intensidad de parasitación más elevados de huevos de nematodos gastrointestinales fueron 1.000 HGIPR y 200 HNPG, siendo un mismo animal el que tenía una excreción de 1.000 HGIPG y 200 HNPG. Los huevos de nematodos gastrointestinales excretados eran prácticamente indiferenciables entre ellos, solo en un caso la excreción fue exclusivamente de huevos pertenecientes al género *Trichuris*.

La prevalencia de huevos de cestodos fue del 11,26% (8 de 71), siendo *Moniezia expansa* y *M. benedeni* las únicas especies encontradas en la misma proporción.

La prevalencia de ooquistes pertenecientes al género *Eimeria* fue del 100%. Mayoritariamente se encontraban ooquistes pertenecientes a diferentes especies del género.

#### • *Estudio de tuberculosis*

En ningún caso se observaron lesiones macroscópicas ni microscópicas que hicieran sospechar de tuberculosis.

#### • *Estudio de sarna*

En el periodo de estudio no observaron lesiones compatibles con sarna en ningún animal inspeccionado y en ningún momento se nos alertó de sospechas en campo por parte de los guardas.

#### • *Estudio de brucelosis*

Han sido analizados 2.111 sueros de animales cazados y 146 de animales enfermos/muertos. El 0,57% (13/2.257) de los sarríos analizados mostraron anticuerpos frente a *Brucella spp.*, de los que 7 sarríos pertenecían a la temporada de caza del año 2003.

La seroprevalencia observada parece ser la mayor en el género *Rupicapra* en los últimos años, puesto que en otras especies del género en las que se han realizado estudios serológicos, los resultados han sido siempre negativos (Falconi *et al.* 2010; Gibert, 2004; Gentile *et al.* 2000). Sí se obtuvieron resultados positivos en pruebas serológicas realizadas en gamuzas alpinas con clínica y aislamiento de *B. abortus* biovar 1 (Ferroglio *et al.* 2000).

Los cultivos bacterianos para la detección de *Brucella spp.* realizados en las muestras de bazo de los animales seropositivos resultaron negativos. Podría ser que los animales seropositivos se hubiesen infectado en algún momento de su vida, seroconvertir y superar la infección-enfermedad, no estando infectados en el momento del muestreo (Godfroid 2002) y otra explicación sería el contacto con otras bacterias gram-negativas capaces de dar reacción cruzada (Garin-Bastuji 2009).

• ***Estudio serológico sobre lengua azul***

Los sarríos analizados han sido seronegativos, resultado muy diferente a lo observado en otras especies de ungulados silvestres muestreadas en zonas próximas a brotes de Lengua azul en ganado doméstico en el sur de la Península Ibérica (García *et al.* 2009; Ruiz-Fons *et al.* 2008) y en ciervos del Pirineo de la provincia de Huesca (Arnal *et al.* 2010). Con los resultados obtenidos podemos decir que los sarríos analizados no han tenido contacto con el virus durante los años 2008-2009, siendo una buena especie centinela en alta montaña donde pastan gran parte del año especies domésticas, como vacuno y ovino.

• ***Estudio de pestivirus del sarriolisard***

De los 1.631 sarríos cazados y analizados, han resultado 7 animales positivos a la detección de antígeno mediante ELISA y PCR. Los sarríos positivos fueron abatidos en la temporada de caza de otoño de 2011 en la Reserva de Caza de Benasque, situada en el extremo oriental del Pirineo aragonés.

De los 204 sarríos enfermos analizados desde el año 2002, han resultado positivos a la detección del virus 8 animales, todos ellos encontrados enfermos/muertos desde el verano de 2011.

La secuenciación de los productos de la PCR específica para la detección de pestivirus indica que, el virus detectado en Aragón muestra una similitud de alrededor de un 98% con el virus detectado por primera vez en Andorra y que formó un nuevo genotipo dentro del virus de la enfermedad de la frontera (Border Disease Virus, BDV) que afecta a ganado ovino, el virus BDV-4 (Arnal *et al.* 2004).

## 10.4. Conclusiones

- La enfermedad conocida como “pestivirus del sarrío/isard” ha sido detectada en el Pirineo aragonés diez años después de los primeros casos descritos en Cataluña y Francia. El seguimiento sanitario establecido permite una vigilancia eficaz ante la posible aparición de la infección o enfermedad.
- *Mycoplasma conjunctivae* es el agente identificado con mayor frecuencia en los sarríos con lesiones de queratoconjuntivitis en el Pirineo aragonés.
- La escasa seroprevalencia frente a brucelosis, un caso de hidatidosis y la no detección de tuberculosis confieren al sarrío como una especie sana con respecto a las zoonosis estudiadas y su implicación en ganadería y salud humana.

- Una bronco-neumonía no parasitaria observada en sarríos jóvenes y adultos es la causa principal y constante de enfermedad y muerte en la población estudiada, excluida la queratoconjuntivitis y pestivirus.
- No se han observado sarríos afectados por sarna sarcóptica.

## Bibliografía

Arnal M.C. 2011. Estudio sanitario del sarrío *Rupicapra pyrenaica pyrenaica* en el Pirineo aragonés. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza.

Arnal M.C., Fernández de Luco D., Riba L., Maley M., Gilray J., Willoughby, K., Vilcek, S., Nettleton, P.F. 2004. A novel pestivirus associated with deaths in Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*). Journal of General Virology 85: 3653-3657.

Arnal M.C., Herrero J., de la Fe Ch., Revilla M., Prada C., Martínez-Durán D., Gómez-Martín A., Fernández-Arberas O., Amores J., Contreras A., García-Serrano A., Fernández de Luco D. 2013. Dynamics of an infectious keratoconjunctivitis outbreak by *Mycoplasma conjunctivae* on Pyrenean chamois. Plos One (en prensa).

Citterio C.V., Luzzago C., Sala M., Sironi G., Gatti P., Gaffuri A., Lanfranchi P. 2003. Serological study of a population of alpine chamois (*Rupicapra rupicapra*) affected by an outbreak of respiratory disease. The Veterinary Record 153: 592-596.

Cugnase J.M. 1997. L'enzootie de kérato-conjonctivite chez le mouflon méditerranéen (*Ovis gmelini musimon* x *Ovis sp.*) du massif du Caroux-Espinouse (Hérault) à l'automne 1993. Gibier faune sauvage 14: 569-584.

Degiorgis M.P., Frey J., Nicolet J., Abdo E.M., Fatzer R., Schlatter Y., Reist, S., Janovsky, M., Giacometti, M. 2000. An outbreak of infectious keratoconjunctivitis in Alpine chamois (*Rupicapra r. rupicapra*) in Simmental-Gruyères, Switzerland. Schweizer Archiv für Tierheilkunde 142: 520-527.

Falconi C., Oleaga A., López-Olvera J.R., Casáis R., Prieto M., Gortázar C. 2010. Prevalence of antibodies against selected agents shared between Cantabrian chamois (*Rupicapra pyrenaica parva*) and domestic goats. European Journal of Wildlife Research 56: 319-325.

Ferroglio E., Rossi L., Gennero S., 2000. Lung-tissue extract as an alternative to serum for surveillance for brucellosis in chamois. Preventive Veterinary Medicine 43: 117-122.

Gauthier D. 1991. Pathologie respiratoire et ecologie microbienne des chamois des massifs des Bauges et de la Vanoise. Bulletin d'Information sur la Pathologie des Animaux Sauvages en France 7: 77-96.

García I., Napp S., Casal J., Perea A., Allepuz A., Alba A., Carbonero A., Arenas A. 2009. Bluetongue epidemiology in wild ruminants from Southern Spain. European Journal of Wildlife Research 55: 173-178.

Garin-Bastuji B. 2009. Caprine and ovine brucellosis (excluding *Brucella ovis*). In: Manual of diagnostic tests and vaccines for terrestrial animals. Ed: OIE, World Organisation for Animal Health. Cap. 2.7.2.

Gentile L., Mari F., Cardeti, G., Mari G. 2000. Serologic survey in a chamois population of Abruzzo. *Hystrix-Italian journal of mammalogy* 11: 115-119.

Giacometti M., Janovsky M., Belloy L., Frey J. 2002. Infectious keratoconjunctivitis of ibex, chamois and other Caprinae. *Revue scientifique et technique de l'Office international des épizooties* 21 (2): 335-45.

Gibert P. 2004. Le suivi sanitaire des isards des Pyrénées françaises. Le réseau d'épidémiologie-surveillance SAGIR et la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage d'Orlu (Ariège). En: *El sarrío pirenaico Rupicapra p. pyrenaica*: Biología, Patología y Gestión. Eds.: Herrero, J.; Escudero, E.; Fernández de Luco, D.; García-González, R., Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón y de la Fundación para el Estudio y Defensa de la Naturaleza y la Caza, Zaragoza. Serie Investigación, 46. pp. 103-116.

Godfroid J. 2002. Brucellosis in wildlife. *Revue Scientifique et Technique Office International des Épizooties*, 21: 277-286.

González-Quirós P., Solano S. 2009. Monitorización del brote de sarna sarcóptica en las reservas regionales de caza de Asturias. En: *El Rebeco Cantábrico Rupicapra pyrenaica parva*. Conservación y Gestión de sus poblaciones. Eds: Pérez-Barbería, F.J. & Palacios, B., Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. pp. 292-319.

Grattarola C., Ferroglio E., Rossi L. 1998. Indagini preliminari su episodi di polmonite nei camosci. *Bulletin d'Information sur la Pathologie des Animaux Sauvages en France* 18: 71-79.

Grattarola C., Frey J., Abdo E.M., Orusa R., Nicolet J., Giacometti M. 1999. *Mycoplasma conjunctivae* infections in chamois and ibexes affected with infectious keratoconjunctivitis in the Italian Alps. *Veterinary Record* 145: 588-589

Gourreau J.M., Russo P., Guiraud C. 1993. L'ecthyma contagieux chez les animaux sauvages: *Revue bibliographique*. *Gibier Faune Sauvage* 10: 143-153.

Marco I., Mentaberre G., Ballesteros C., Bischof D., Lavín S., Vilei E. 2009. First report of *Mycoplasma conjunctivae* from wild caprinae with infectious keratoconjunctivitis in the Pyrenees (NE Spain). *Journal of Wildlife Diseases* 45: 238-241.

Muñoz P.M., Boadella M., Arnal M.C., Miguel M.J., Revilla M., Martínez D., Vicente J., Acevedo P., Oleaga A., Ruiz-Fons F., Marín C.M., Prieto J.M., Fuente J., Barral M., Barberán M., Fernández de Luco D., Blasco J.M., Gortázar C. 2010. Spatial distribution and risk factors of Brucellosis in Iberian wild ungulates. *BMC Infectious Diseases* 10: 46.

OIE 2012. Organización Mundial de Sanidad Animal. <http://www.oie.int/es>

Rodríguez O., Oleaga A., Prieto M. Espí A., Balseiro A., Casais R. Gortázar C. 2009. El seguimiento sanitario del rebeco cantábrico en el Principado de Asturias. En: *El Rebeco Cantábrico Rupicapra pyrenaica parva*. Conservación y Gestión de sus



poblaciones. Eds: Pérez-Barbería, F.J. & Palacios, B., Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. pp. 270-290.

Ruiz-Fons F., Reyes-García A.R., Alcaide V., Gortázar C. 2008. Spatial and Temporal Evolution of Bluetongue Virus in Wild Ruminants, Spain. *Emerging Infectious Diseases*, 14: 951-953.

Serena R., Lo Valvo T., Bergagna S., Domenis L., Ferrari A., Ferrari N., Spedicato R., Pais L., Orusa R. 2005. Preliminary reports on sanitary conditions of chamois (*Rupicapra rupicapra*) in Western Alps. Actas del 13 Congreso Internazionale della Federazione Mediterranea Sanità Produzione Ruminanti, 1-3 Settembre 2005, Valenzano (BA).

Tschopp R., Frey J., Zimmermann L., Giacometti M. 2005. Outbreaks of infectious keratoconjunctivitis in alpine chamois and ibex in Switzerland between 2001 and 2003. *Veterinary Record* 157: 13-18

Vilcek S., Herring A.J., Herring J.A., Nettleton P.F., Lowings J.P., Paton D.J. 1994. Pestiviruses isolated from pigs, cattle and sheep can be allocated into at least three genogroups using polymerase chain reaction and restriction endonuclease analysis. *Archives of Virology* 136: 309-323.

Vilei E.M., Bonvin-Klotz L., Zimmermann L., Degiorgis M.P., Giacometti M., Frey J. 2007. Validation and diagnostic efficacy of a TaqMan real-time PCR for the detection of *Mycoplasma conjunctivae* in eyes of infected Caprinae. *Journal of Microbiological Methods* 70: 384-386.



## 11. Análisis genético del sarrío pirenaico

**Begoña Jugo y Jon Álvarez-Busto**

*Genetika, Antropologia Fisikoa eta Animalia Fisiologia Saila/Dpto. Genética, Antropología Física y Fisiología Animal. Zientzia eta Teknologia Fakultatea/Facultad de Ciencia y Tecnología. Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. Apdo. 644. E-48080 Bilbao. ggpjuorb@lg.ehu.es*

### *Resumen*

Hay una gran variedad de técnicas genéticas que pueden ser aplicadas en varios problemas que surgen en la conservación y gestión de poblaciones naturales. Estas técnicas pueden ser empleadas en la cuantificación de la variabilidad genética, en la identificación de individuos (vivos o muertos), subpoblaciones, poblaciones o especies, y también en la determinación de relaciones de parentesco entre individuos y de similitud genética entre grupos. Hemos realizado una recopilación de trabajos genéticos realizados sobre el sarrío hasta el momento, y presentamos además los primeros resultados de nuestro trabajo sobre el nivel de variabilidad genética en un gen de Clase II del Complejo Principal de Histocompatibilidad, que puede ser uno de los más importantes en cuanto a resistencia a patógenos en vertebrados. Tras la amplificación por PCR (reacción en cadena de la polimerasa), hemos utilizado la técnica de SSCP (Single Strand Conformation Polymorphism) y posterior secuenciación de diferentes alelos. Esto nos ha permitido la definición del locus *MhcRupy-DRB1*, homólogo de los genes *Mhc-DRB1* en caprino y ovino, y la detección de siete variantes alélicas de dicho gen. Como medida de variabilidad genética, la heterocigosidad esperada alcanza un valor de 0,609. Comparando este nivel de variabilidad con el de otros rumiantes domésticos o salvajes, la población aragonesa de sarríos tiene un nivel de variabilidad intermedio. Sería necesario un estudio más amplio de dicha población, así como el análisis de otras poblaciones del género para poder tener una perspectiva global del estado del sarrío pirenaico y su posible susceptibilidad a enfermedades infecciosas.

**Palabras clave:** MHC Clase II, SSCP, polimorfismo, heterocigosidad, variación adaptativa.

## **Abstract**

*Many different genetic techniques can be used in the conservation and management of natural populations. Methods are available to measure genetic variability, identify individuals (before or after death), subpopulations and species, and to determine parentage and genetic similarity between groups. We review a series of genetic studies on the Pyrenean chamois. We also present results regarding the level of genetic variability in a class II gene belonging to the Major Histocompatibility Complex that may be one of the most significant in terms of resistance to pathogens in vertebrates. After amplification via PCR (polymerase chain reaction), we used SSCP (Single Strand Conformation Polymorphism) followed by sequencing different alleles. This enabled us to define the locus MhcRupy-DRB1, homologous to the Mhc-DRB1 gene in goat and sheep, and to detect seven allelic variants of this gene. The measure of genetic variability (expected heterozygosity) was 0.609. Compared with other domestic and wild ruminants, the chamois in Aragon have an intermediate level of variability. A broader study of this population and an analysis of other chamois populations would help to provide an overall view of the status of Pyrenean chamois and reveal the degree to which they are susceptible to infectious diseases.*

**Keywords:** *Class II MHC; SSCP, polymorphism, heterozygosity, adaptive variation.*

## **11.1. Introducción: aplicación de las técnicas genéticas en la conservación y gestión animal**

Hasta fechas recientes la aplicación de la genética en la conservación y gestión de poblaciones naturales ha sido bastante limitada. En estos momentos disponemos de un extenso conocimiento de la historia, distribución, comportamiento y ecología de muchas especies. Esto es además acompañado de teoría ecológica, demográfica y de manejo de especies silvestres, y el inestimable apoyo de las personas que mantienen nuestros espacios naturales protegidos y manejan dichas especies. Por otro lado estaría la investigación genética, con unas técnicas moleculares cada vez más potentes, aplicables sobre todo al análisis de la variabilidad genética. La integración de estas dos grandes áreas podría redundar en una gestión poblacional más eficaz y fundamentada.

Teniendo en cuenta diferentes niveles de complejidad, desde el nivel de especie, pasando por las poblaciones, subpoblaciones y hasta el nivel de individuo, las técnicas genéticas existentes en la actualidad pueden ser aplicadas en varios problemas relacionados con su gestión. Pueden servir para:

- Identificar o reconocer grupos taxonómicos, ya sean especies o poblaciones
- Determinar la variabilidad genética de las especies o poblaciones
- Identificar individuos o poblaciones en base a su constitución genética y determinar su parecido o distancia genético
- Establecer relaciones de parentesco, como es el caso de las pruebas de paternidad
- Identificar cadáveres, animales abatidos o cualquier tipo de muestra biológica

El primer paso en el manejo genético de poblaciones silvestres es el conocimiento de su taxonomía, y la correcta definición de sus unidades de manejo.

Las preguntas que nos podemos plantear una vez solventada esta cuestión son las siguientes: ¿Cuál es el nivel de diversidad genética de la especie o población en cuestión? ¿Sufre de depresión endogámica (pérdida de variabilidad genética debida a cruzamientos entre individuos emparentados y consecuente aparición de enfermedades o reducción en su adaptación)?, y por último, ¿está genéticamente fragmentada?

En el caso de poblaciones fragmentadas, la conservación y gestión de poblaciones puede requerir el traslado de individuos de una población o subpoblación a otra. En este caso, hay que decidir qué individuos hay que trasladar, cuántos, con qué asiduidad, de dónde a dónde, cuándo comenzar y cuándo finalizar dicho traslado. La respuesta a estas cuestiones conlleva una monitorización genética de la población. El objetivo sería identificar un régimen que mantenga una población genéticamente viable con un costo aceptable y que encaje en las premisas de manejo.

Muchas de las especies silvestres son cazadas o recolectadas. Este hecho puede alterar su tamaño efectivo, su diversidad genética y su tiempo de generación. Los regímenes de caza afectan al tamaño efectivo poblacional reduciéndolo por ejemplo, al 64-79 % en el reno *Rangifer tanandus* y al 58-65% en el ciervo *Cervus elaphus*, dependiendo del régimen y las asunciones previas. En muchas especies la caza furtiva ha tenido efectos devastadores en el ratio sexual y en la tasa reproductiva. Por otro lado, en algunos estudios hechos en los Estados Unidos de América sobre el muflón de las Rocosas *Ovis canadensis* (Fitzsimmons *et al.* 1995) se ha visto que la caza de individuos con unas determinadas características puede reducir la diversidad genética, si bien el impacto genético puede ser limitado si se compensa con un traslado de individuos o migraciones naturales. Así pues, los impactos genéticos y evolutivos del aprovechamiento selectivo merecen una mayor atención a la prestada hasta el momento.

## 11.2. Trabajos genéticos realizados hasta la fecha en el sarrío pirenaico

Aunque existen varios trabajos sobre el género *Rupicapra* en general, tras una búsqueda extensiva se han encontrado tres trabajos publicados sobre el sarrío pirenaico, que pasamos a comentar a continuación.

El primer estudio de la variación genética en un número limitado de poblaciones fue realizado por Nascetti *et al.* (1985) mediante loci alozímicos. La importancia de este trabajo reside en que, a partir de este trabajo, *Rupicapra rupicapra* y *Rupicapra pyrenaica* han sido consideradas dos especies diferentes.

Más tarde, Hammer *et al.* (1995) aplicaron la técnica de polimorfismo de longitud de fragmentos de restricción (RFLP) al análisis del DNA mitocondrial con fines taxonómicos. El genoma mitocondrial presenta unas características específicas que lo hacen especialmente útil en el análisis filogenético. Se analizó una población de Cataluña, en la que se encontraron únicamente dos haplotipos que no estaban presentes en *R. rupicapra*, y que son diferentes en un mínimo de 10 lugares de restricción.

Este nivel de diferenciación en el DNA mitocondrial es mayor que el detectado en subespecies de ciervo por ejemplo. Estos autores estimaron que el tiempo de divergencia entre los haplotipos encontrados en *R. rupicapra* y *R. pyrenaica* se remonta a 280.000 años aproximadamente.

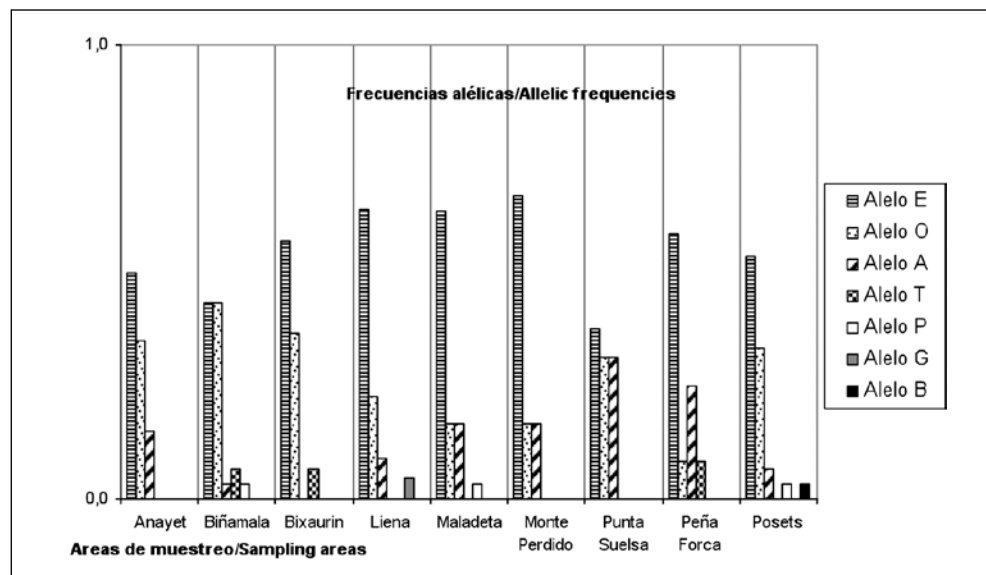
El tercer estudio en el que se ha incluido el sarrío pirenaico es un estudio de relaciones evolutivas entre diferentes poblaciones de gamuza localizadas en todo su rango geográfico de distribución desde el Caucaso hasta la Cordillera Cantábrica (Pérez *et al.* 2002). En este caso el trabajo se basó en la variabilidad alélica de 23 loci microsatélite. Los microsatélites (cortas repeticiones en tandem) pueden ser útiles en el estudio de relaciones filogenéticas entre poblaciones dentro de la misma especie o entre especies estrechamente relacionadas. Se analizaron muestras correspondientes a sarríos tanto de la parte occidental como de la oriental de los Pirineos. En este trabajo, las distancias genéticas entre pares de poblaciones están altamente correlacionadas con las distancias geográficas. Además, todos los árboles filogenéticos construidos indican una profunda divergencia entre las dos especies reconocidas, lo cual es compatible con datos arqueológicos que colocan su divergencia en el periodo interglacial Riss-Würm. Así pues, los trabajos publicados hasta el momento inciden sobre todo en la definición taxonómica y diferenciación de las subespecies y en la relación genética entre las distintas poblaciones de gamuzas.

### 11.3. Estudio del gen *Mhc-DRB1* en el sarrío del Pirineo aragonés y sus implicaciones

Nuestro grupo ha realizado un estudio de la variabilidad genética intrapoblacional del sarrío del Pirineo aragonés basado en el gen *MhcDRB1* localizado en la región genómica denominada Complejo Principal de Histocompatibilidad. Este sistema es el componente genético más importante del sistema inmune en mamíferos. Los genes localizados en esta región son cruciales para la iniciación de la respuesta inmune adaptativa. Uno de los genes DRB es el más polimórfico en humanos y en ungulados domésticos y mucha de su variación tiene un significado funcional por lo que fue seleccionado para la realización de nuestro estudio.

Se extrajo ADN de muestras de diferentes tejidos preservados en etanol provenientes de 88 animales. Una vez extraído el DNA, se realizó una amplificación específica de un segmento del gen de interés mediante la técnica de Reacción en Cadena de la polimerasa (PCR). Tras la amplificación se realizó un análisis de la variación genética mediante la técnica de SSCP (*Single Strand Conformation Polymorphism*). Mediante esta técnica pudimos distinguir varios patrones diferentes, que posteriormente han sido secuenciados. De esta forma hemos descrito por primera vez el gen *MhcRupy-DRB1* y hemos podido diferenciar 7 alelos de este locus, cuya distribución en las distintas unidades de gestión (ver Figura 5.2) se recoge en la Figura 11.1. En la mayoría de las unidades aparecen dos alelos muy frecuentes (E y O), presentando los demás unas frecuencias bastante más bajas. En base a las frecuencias génicas y genotípicas se estimaron la heterocigosidad esperada y la observada, como medida de variabilidad genética. Sus valores en el conjunto de la población fueron 0,657 y

0,609 respectivamente. Comparándolos con otras especies de bóvidos (Tabla 11.1) podemos ver que el nivel de variabilidad de esta población es menor que el de las especies domésticas, que presentan un gran número de alelos y un alto nivel de heterocigosidad, e intermedio entre las dos especies de caprínidos salvajes (*Ovis* y *Ovibos*). Las diferencias en la intensidad de selección mediada por patógenos que afecta a poblaciones naturales y domésticas puede contribuir a las marcadas diferencias en su nivel de polimorfismo. En cuanto a la variabilidad del sarrío, es posible que cue-



**Figura 11.1.** Frecuencias alélicas del exon 2 del gen Mhc-Rupy DRB1 en las diferentes áreas de muestreo.  
**Figure 11.1.** Allele frequencies of the second exon of the Mhc-Rupy DRB1 gene in the different sampling areas.

Especie/Species	N	n	HE	Referencias/References
<i>Bos taurus</i>	>500	68	Alta	Mikko <i>et al.</i> 1999
<i>Bison bison</i>	20	9	Alta	Mikko <i>et al.</i> 1999
<i>Capra hircus</i>	291	37	Alta	Schook and Lamont 1996
<i>Ovis aries</i>	101	67	0,783-0,842	Jugo and Vicario 2000
<i>Ovis canadensis</i>	206	21	0,742	Gutierrez-Ezpeleta <i>et al.</i> 2001
<i>Ovibos moschatus</i>	43	1	0	Mikko <i>et al.</i> 1999
<i>R. p. pyrenaica</i>	99	7	0,609	Álvarez <i>et al.</i> (en revisión)

**Tabla 11.1.** Variabilidad genética del gen Mhc-DRB1 en algunas especies de bóvidos.

N: número de animales analizado; n: número de alelos detectados; He: heterocigosidad esperada (en algunos casos los autores no proporcionan el valor exacto).

**Table 11.1.** Genetic variability of the Mhc-DRB1 gene in some Bovidae species. N: number of analysed animals; n: number of detected alleles; He: expected heterozygosity (in some cases the exact value was not available).

llos de botella previos hayan reducido su variabilidad, aunque la hipótesis de una falta de presión selectiva sobre el polimorfismo no puede ser aún descartada.

Además, hemos secuenciado los alelos del gen MhcRupy-DRB1, lo que nos ha servido para confirmar su similitud con los alelos de otras especies de caprínidos. Estos análisis basados en secuencias nos van a permitir realizar estudios evolutivos que añadan información sobre las relaciones filogenéticas del sarrío con otras especies cercanas como las cabras y las ovejas domésticas.

El entendimiento del nivel y tipo de polimorfismo del MHC proporciona un ejemplo de variación adaptativa genéticamente determinada y puede proporcionar además una evaluación de los efectos de un tamaño poblacional pequeño y del potencial para un cambio adaptativo futuro. Teniendo en cuenta su papel central en el sistema inmune, se ha propuesto que una baja variabilidad en esta región genómica podría resultar en una mayor susceptibilidad a enfermedades infecciosas, tal y como se ha sugerido en el caso del guepardo (O'Brien *et al.* 1985).

El trabajo realizado no es sino el comienzo de lo que puede ser el estudio genético del sarrío pirenaico. En este caso particular nuestros resultados contribuyen a la caracterización genética de la subespecie y pueden ofrecer una forma de monitorización del éxito en las prácticas de manejo. Este trabajo podría hacerse además extensivo a otras regiones del genoma, así como a otras poblaciones de gamuzas tanto para obtener una perspectiva global de la variabilidad inter e intrapoblacional del género así como para monitorizar el impacto que diferentes regímenes de gestión provocan en la variabilidad genética de esta subespecie emblemática del Pirineo.

## Bibliografía

Álvarez-Busto J., Herrero J., Garin I., Jugo B.M. 2007. Diversity and evolution of the Major Histocompatibility Complex (MHC) DRB1 gene in the two Iberian subspecies of Pyrenean chamois *Rupicapra pyrenaica*. *Heredity* 2007: 1-8.

Fitzsimmons N.N., Buskirk S.W., Smith M.H. 1995. Population history, genetic variability, and horn growth in bighorn sheep. *Conser. Biol.* 9: 314-323.

Gutierrez-Ezpeleta G.A., Hedrick P.W., Kalinowski S.T., Garrigan D., Boyce W.M. 2001. Is the decline of desert bighorn sheep from infectious disease the result of low MHC variation?. *Heredity* 86:439-450.

Hammer S., Nadlinger, K., Hartl B.G. 1995. Mitochondrial DNA differentiation in chamois (genus *Rupicapra*): implications for taxonomy, conservation, and management. *Acta Theriologica, Supl.* 3:145-155.

Jugo B.M., Vicario A. 2000. Single-strand conformational polymorphism and sequence polymorphism of Mhc-DRB in Latxa and Karrantzar sheep: implications for *Caprinae* phylogeny. *Immunogenetics* 51:887-897.

Lacy R.C. 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. *Journal of Mammalogy* 78(2): 320-335.



Mikko S., Roed K., Schmutz S., Anersson L. 1999. Monomorphism and polymorphism at Mhc DRB *loci* in domestic and wild ruminants. *Immunological Reviews* 167: 169-178.

Nascetti G., Lovari S., Lanfranchi P., Berducou C., Mattiucci S., Rossi L., Bullini L. 1985. Revision of *Rupicapra* genus. III. Electrophoretic studies demonstrating species distinction of chamois populations of the Alps from those of the Apennines and Pyrenees. In: Lovari, S. (Ed.), *The Biology and Management of Mountain Ungulates*. Croom Helm, Londres, pp.56-62.

O'Brien S.J., Roelke M.E., Marker L., Newman A., Winkler C..A, Meltzer D., Colly L., Evermann J.F., Bush M., Wildt D.E. 1985. Genetic basis for species vulnerability in the cheetah. *Science* 227:1428-1434.

Pérez T., Albornoz J., Dominguez A. 2002. Phylogeography of chamois (*Rupicapra spp.*) inferred from microsatellites. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. Dec; 25(3): 524-34.

Schook L.B., Lamont S.J. (1996) *The Major Histocompatibility Complex Region of Domestic Animal Species*. CRC Series in Comparative Immunology.



## 12. Démographie comparée du chamois et de l'isard

**Anne Loison**

*Centre National de la Recherche Scientifique - UMR5558, Laboratoire de Biométrie et d'Ecologie. Evolutive, Université Lyon 1, 69622 Villeurbanne cedex, France.*

*Tel: 00-33-(0) 4 72 44 81 11. Fax: 00-33-(0) 4 72 43 13 88.*

*loison@biomserv.univ-lyon1.fr*

### *Résumé*

Etudier la dynamique des populations peut se faire en 3 étapes: (1) estimer les effectifs et leurs fluctuations au cours du temps, (2) déterminer quels sont les paramètres démographiques (survie, reproduction, immigration et émigration) à l'origine de ces fluctuations, et (3) déterminer les variables (climat, densité, maladies, prédation) qui influencent les paramètres démographiques. Les méthodes de comptages actuelles de l'isard et du chamois aboutissent à un indice de l'effectif, dont la sous-estimation par rapport à l'effectif réel n'est pas connue. Les tests effectués dans des populations contenant des individus marqués nous montrent que les méthodes de comptage traditionnelles ne permettent de suivre les tendances d'effectif que dans les populations en forte croissance, et quand les conclusions sont tirées sur le long terme (au moins 5 ans). Les deux problèmes principaux sont que le taux de sous-estimation varie fortement d'un comptage à l'autre, et que les séries temporelles de comptage ne donnent aucune information sur le pourquoi des baisses ou des hausses observées.

L'étude de la survie annuelle d'animaux marqués montre que la survie est différente entre sexe et en fonction de l'âge des animaux. Le taux de reproduction dépend aussi de l'âge des femelles et de l'état d'équilibre entre la population et son milieu. Dans les populations en croissance, pratiquement toutes les femelles de 2 ans se reproduisent alors que dans les populations établies, l'âge de première reproduction est au delà de 3 ans. Le taux de reproduction diminue quand l'enneigement hivernal est important.

Pour synthétiser les informations connues sur la reproduction et la survie (effets de l'âge, du sexe, de la densité, du climat), il est possible d'utiliser des modèles, qui aboutissent à des estimations du taux de multiplication annuel des populations. Les modèles permettent aussi d'évaluer l'impact qu'auraient différents modes de gestion sur la structure en âge et en sexe de la population, ainsi que sur le taux de multiplication annuel. Tout en restant simple, ils sont des outils très intéressants de gestion, pro-

bablement sous-utilisés à l'heure actuelle. Cependant, de nombreux défis nous restent à relever en ce qui concerne la dynamique des populations, comme par exemple (1) mieux évaluer les effets densité-dépendants, les effets du climat, les effets retards, (2) intégrer la structuration spatiale et les mouvements d'immigration et d'émigration ou encore (3) étudier les effets à court et à moyen terme des maladies.

**Mots-clés:** chamois, isard, comptage, survie, reproduction, modèles démographiques, gestion.

### **Abstract:**

*Population dynamics can be analysed in three stages: (1) estimation of population size and fluctuation through time, (2) identification of demographic parameters (survival, reproduction, immigration and emigration) that cause these fluctuations and (3) identification of variables (climate, density, disease, predation) that influence demographic parameters. The survey methods used for Alpine and Pyrenean chamois provide an index of population size, but the underestimation of the actual population size is unknown. Tests performed on populations with marked individuals show that traditional census methods only monitor trends in population size with a high growth rate and in the long term (at least five years). The two main problems are that the underestimation rate varies to a great extent from one census to the next, and that the time series of counting results does not provide any information about the factors that explain the observed increase or decrease in population size.*

*Studies on the annual survival of marked animals show that survival differs according to sex and age. Reproduction rate also depends on female age and the relationship between the population and its environment. In growing populations, nearly all 2-year-old females reproduce, while in stable populations, the age at first reproduction can be delayed to above 3 years of age. The reproduction rate decreases when the snow depth increases.*

*To summarize the information on reproduction and survival (with age, sex, density and climate effects), it is necessary to use models, which estimate the annual multiplication rates of populations. Models can also help to evaluate the impact of different management schemes on the age and sex structure of the population, as well as the annual multiplication rate. While remaining simple, models are interesting tools for management and probably underused. However, numerous challenges still need to be tackled to study population dynamics, such as (1) improved evaluation of density dependent effects, climate effects, time-delay effects, (2) the integration of the spatial structure and immigration and emigration movements, and (3) the short and long term effects of diseases.*

**Keywords:** chamois, Pyrenean and Alpine chamois, counts, survival, reproduction, demographic models, management.

## **12.1. Introduction**

Une des questions les plus souvent posées à propos des populations d'animaux sauvages concerne l'effectif de leurs populations. Que ce soit pour protéger des populations ou les chasser, tous les acteurs concernés aimeraient bien savoir "combien il y en a", et si les populations augmentent, stagnent, ou diminuent. Mieux

comprendre la dynamique des populations est donc un préalable à toute action de gestion et de conservation des populations, des habitats qu'elles occupent, et des écosystèmes dont elles font partie. Pourtant, la tâche est difficile, car étudier la dynamique des populations d'animaux sauvages pose de nombreux problèmes méthodologiques (Williams *et al.* 2001) que nous aborderons en partie dans cette revue. De façon générale, les études démographiques peuvent se décomposer en trois étapes (Gaillard & Badiou 1991). La première étape consiste à évaluer les effectifs et à décrire les fluctuations de ces effectifs au cours du temps. La deuxième étape revient à estimer les paramètres démographiques (survie, reproduction) à l'origine des fluctuations d'effectifs. Enfin, la troisième étape est d'identifier les variables qui font varier les paramètres démographiques, telles que les variables climatiques ou les maladies. Lorsque des informations sur les effectifs, les paramètres démographiques, et les variables influentes sont obtenues, il est alors possible d'établir des prédictions sur l'avenir des populations, en fonction de différents scénarios de gestion ou de conservation (Caswell & Tuljapurkar 1997). Bien sûr, des études complètes de dynamique des populations ne sont pas possibles à mener partout où des chamois et des isards sont présents. La qualité et la quantité des données qui peuvent être obtenues dans différentes populations dépendent de l'intensité des programmes de terrain, qui peuvent reposer sur l'observation, et/ou la capture, et/ou la chasse (Tableau 12.1). Pour développer les outils et les méthodes nécessaires pour suivre les populations de façon légère (c'est-à-dire avec un effort de terrain peu important), il faut pouvoir faire référence à des populations suivies de façon intensive, si possible dans des situations de densité et de gestion contrastées.

Source des données	Type de données pouvant être récoltées
Observation d'individus non marqués	Nombre d'individus Structure en classe d'âge et en sexe Taille des groupes Localisation des groupes
Capture	Poids, taille Age exact Statut de reproduction Etat sanitaire (examen externe, sang, crottes) Echantillon pour la génétique Qualité du régime alimentaire (azote fécal)
Chasse	Poids, taille Age exact Statut de reproduction Etat sanitaire (examen externe, sang, crottes) Echantillon pour la génétique Qualité du régime alimentaire (azote fécal)
Observation d'individus marqués	Localisation Statut de reproduction Taille et composition du groupe

**Tableau 12.1.** Tableau synthétisant les différents types de données qui peuvent être récoltées en fonction de différentes actions de terrain.

**Table 12.1.** Summary of the different types of data that can be collected depending on the field protocol.

Dans cette revue, nous allons présenter des résultats sur la dynamique des populations d'isards et de chamois obtenus dans des populations étudiées sur le long terme à l'aide d'individus marqués dans les Alpes et les Pyrénées françaises (Tableau 12.2). Nous aborderons tout d'abord les méthodes disponibles pour compter les effectifs des populations, puis nous présenterons des informations sur la survie et la reproduction, et enfin, nous terminerons sur l'utilité des modèles démographiques pour la gestion. En conclusion, nous donnerons des recommandations en terme de méthodes de suivi et nous insisterons sur les aspects encore mal connus de la dynamique des populations, qu'il sera important d'étudier à l'avenir.

Population	Massif	Démarrage de l'étude	Nombre d'individus marqués	Densité	Statut
Bazès	Pyrénées	1985	98	faible à moyenne	Chassée
Orlu	Pyrénées	1985	400	forte	Très peu chassée
Parc National des Pyrénées	Pyrénées	1993	71	forte	Non chassée
Bauges	Alpes	1985	452	moyenne à forte	Zones chassées et zones non chassées

**Tableau 12.2.** Caractéristiques des quatre principales populations contenant des chamois ou des isards marqués en France.

*Table 12.2. Characteristics of the four main populations with individually marked Alpine and Pyrenean chamois in France.*

## 12.2. Compter les populations et suivre les tendances des effectifs

Les méthodes de comptage peuvent être séparées en deux catégories suivant qu'elles sont effectuées dans des populations avec ou sans individus marqués. Les populations contenant des individus marqués permettent de confronter les résultats obtenus par des méthodes différentes. Nous allons présenter des tests réalisés dans deux populations contenant des isards/chamois marqués pour évaluer la pertinence d'un indice d'abondance pour le suivi des tendances des effectifs.

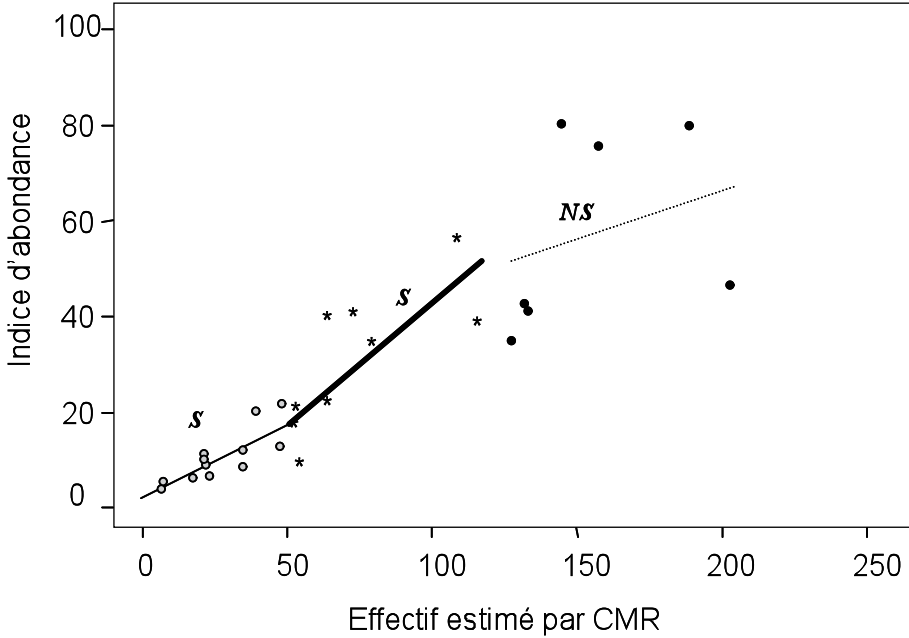
Dans les populations sans individus marqués, les comptages d'isards et de chamois en France sont souvent effectués lors d'une opération de terrain annuelle unique, qui vise à dénombrer tous les isards vus sur une unité de gestion par un grand nombre d'observateurs un jour donné. Bien évidemment, l'effectif obtenu ne correspond pas à tous les individus vivants présents dans une population, mais à une certaine proportion de l'effectif total. Cette méthode appelé parfois "pointage-flash" (Berducou 1983) ou "approches et affûts combinés" requiert un grand nombre de personnes et présente le défaut de n'être en général pas répétée. Une autre façon de suivre les tendances d'effectif est de s'appuyer sur des comptages plus légers et

répétés. C'est le principe par exemple des indices kilométriques d'abondance (Vincent et al. 1991). Dans le cas des chamois et des isards, cette méthode revient à parcourir plusieurs fois un ou plusieurs circuits et à utiliser les variations d'année en année du nombre moyen d'animaux vus (ramené ou non au nombre de kilomètres parcourus) comme un indice de variation des effectifs.

Quelle que soit la méthode (pointage-flash ou indice d'abondance), l'interprétation des résultats en terme de hausse ou de baisse des effectifs repose sur une hypothèse forte, qui est que la proportion d'animaux observée est la même d'un comptage à l'autre. Cette hypothèse, les expériences sur d'autres espèces de mammifères le montrent (Wilson *et al.* 1996, Williams *et al.* 2001), est le plus souvent violée. Nous en avons fait le test dans le cas d'une population en forte croissance (population d'isards du Bazès) et dans le cas d'une population en croissance faible et à forte densité (population de chamois des Bauges).

Nous n'allons présenter que le cas de la population du Bazès, qui contient une forte proportion d'animaux marqués (environ 30% de la population). La méthode nous donnant une estimation de l'effectif total repose sur des modèles de capture-marquage-recapture. Plus précisément, nous avons utilisé la méthode développée par Arnason et al. (1991), que nous ne détaillerons pas ici. Les données de base proviennent d'un circuit, qui a été répété entre 6 et 32 fois par saison et par an. Chaque fois que le circuit est parcouru, nous obtenons le nombre total d'animaux vus et l'identité des animaux marqués observés. Nous utilisons le nombre moyen d'individus observés par circuit comme un indice d'abondance et nous combinons les informations sur les individus marqués observés et le nombre total d'individus vus pour estimer l'effectif par les méthodes de capture-marquage-recapture (Arnason et al. 1991, Fig. 12.1). Les enseignements principaux de la comparaison entre les estimations d'effectifs et l'indice d'abondance sont: (1) l'indice d'abondance représente en moyenne 40% de l'effectif total (Fig. 12.2), mais sur les 28 indices d'abondance obtenus au cours des saisons entre 1986 et 2000, cette proportion a varié de 16% à 74%; (2) l'indice d'abondance représente une plus forte proportion de l'effectif total quand l'effectif est faible que quand l'effectif est élevé (Fig. 12.2); (3) le taux de multiplication annuel moyen de la population sur 15 ans est relativement similaire qu'il soit calculé à partir de l'effectif estimé ou de l'indice d'abondance, avec toutefois une tendance pour l'indice d'abondance à sous-estimer le taux de multiplication annuel. Ainsi, l'effectif estimé conduit à conclure à une augmentation entre 27% et 30% par an selon les saisons, et l'indice d'abondance à une augmentation entre 23 et 30% selon les saisons. Cependant, lorsque la relation entre l'indice d'abondance et l'effectif estimé est examinée pour 3 classes d'effectif (0 à 50 individus, 50 à 125 individus, et plus de 125 individus), il apparaît que cette relation devient très mauvaise lorsque l'effectif est élevée (Fig. 12.1). Nous pouvons conclure que pour la population du Bazès, l'indice d'abondance a été une bonne méthode pour suivre l'effectif de la population et sa tendance au cours du temps, si l'ensemble de la période 1985-1999 est considérée. Une méthode de suivi des effectifs basée sur des indices d'abondance devrait s'avérer efficace pour les populations dont les effectifs varient, à deux conditions: (1) les circuits doivent être répétés assez souvent et (2) les résultats en terme de baisse ou de hausse des effectifs doivent être interprétés

sur plusieurs années. C'est une alternative intéressante aux méthodes lourdes et ponctuelles traditionnelles. Cependant, cette méthode semble être sensible au phénomène de "saturation", puisque l'indice augmente moins vite que l'effectif estimé de la population, probablement en raison d'une répartition spatiale différente des individus. Ceci signifie que l'indice d'abondance perd de sa pertinence pour suivre les tendances d'effectifs lorsque la densité augmente. De façon générale, les variations de l'indice d'abondance sont plus difficiles à interpréter dans les populations à forte densité (résultat confirmé par nos résultats dans la population de chamois des Bauges).

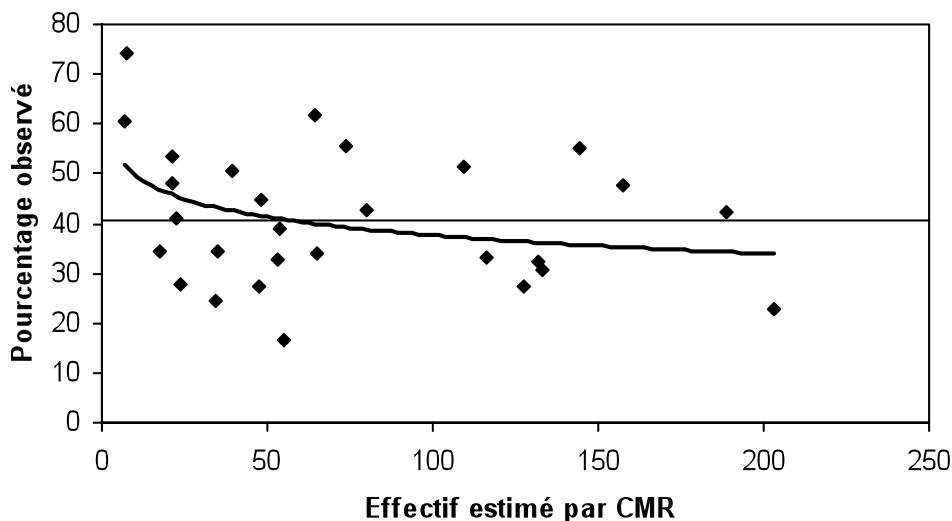


**Figure 12.1.** Relation entre l'indice d'abondance (calculé comme la moyenne du nombre d'isards vus sur un circuit parcouru plusieurs fois) et l'effectif de la population estimé à partir des isards marqués par une méthode de capture-marquage-recapture. La pente de la régression entre l'indice d'abondance et l'effectif estimé est représenté pour l'effectif compris entre 0 et 50, entre 50 et 125 et pour plus de 125. La pente n'est pas significativement différente de 0 quand l'effectif est plus de 125 (indiqué par le sigle "NS") alors qu'elle est pour les effectifs 0 à 50 et 50 à 125 (indiqué par le sigle "S"). Ces données proviennent de la population d'isards du Bazès dans les Hautes Pyrénées.

**Figure 12.1.** Relationship between the abundance index (calculated as the mean number of Pyrenean chamois seen along a survey repeated several times) and the population size estimated from marked animals using capture-mark-recapture methods. The slope of the regression between the abundance index and the estimated population size is represented for a population size between 0 and 50, between 50 and 125, and above 125. The slope is not different from 0 when the population size is above 125 (indicated by "NS") while it is significantly different from 0 for a population size below 125 (indicated by "S"). These data are from the Pyrenean chamois population in Bazès in the Hautes Pyrénées.



Il existe d'autres méthodes d'estimation des effectifs ou des densités, comme le "line-transect" par exemple (Buckland *et al.* 1993). Cependant, que l'on estime directement l'effectif ou un indice de cet effectif, le problème fondamental des résultats obtenus est triple: (1) ils sont en général peu précis (Wilson *et al.* 2001), ce qui signifie qu'ils sont difficile à interpréter sur le court terme; (2) ils sont peu informatifs, car ils ne renseignent absolument pas sur les causes des variations des effectifs; (3) ils ne permettent pas de prédire l'évolution future des effectifs. Ainsi, il sera difficile d'attribuer une baisse des effectifs à un problème de survie, de reproduction ou d'émigration, sans information complémentaire sur les processus démographiques à l'œuvre dans la population. Estimer les effectifs ne suffit pas à en prédire l'évolution. Nous allons donc insister par la suite sur les aspects fonctionnels de la dynamique des populations. Nous verrons également qu'une meilleure compréhension des mécanismes de fonctionnement des populations permet de mettre au point des méthodes de suivi alternatives des tendances des effectifs ("indicateurs de changements écologiques", Cederlund *et al.* 1998).



**Figure 12.2.** Relation entre le pourcentage d'animaux vus en moyenne sur un circuit répété plusieurs fois et l'effectif de la population estimé à partir des isards marqués par une méthode de capture-marquage-recapture. La ligne pointillée représente le pourcentage moyen, et la ligne en trait plein la tendance à la baisse du pourcentage vus quand l'effectif augmente. Ces données proviennent de la population d'isard du Bazès dans les Hautes Pyrénées.

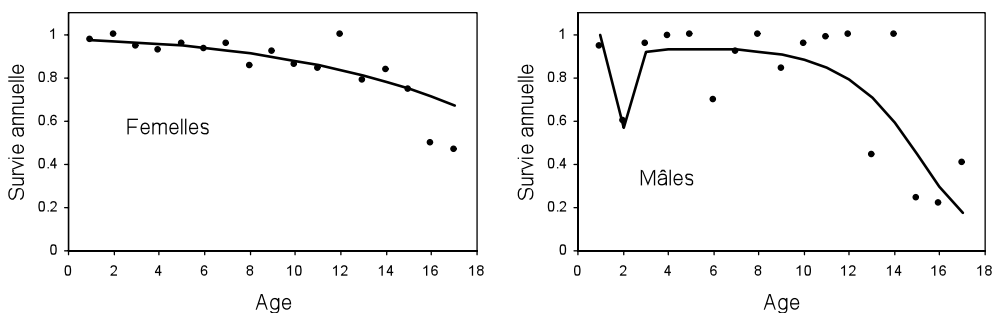
*Figure 12.2. Relationship between the percentage of animals seen on average on a survey repeated several times and the population size estimated from marked animals using capture-mark-recapture methods. The dotted line represents the mean percentage, the solid line represents the decreasing trend of the percentage as the population size increases. These data are from the Pyrenean chamois population in Bazès in the Hautes Pyrénées. Les paramètres démographiques.*

### 12.3. Les paramètres démographiques

La survie et la reproduction peuvent être estimées avec une bonne précision en général lorsque des individus sont marqués. Grâce au marquage, le sexe et l'âge des chamois et des isards sont déterminés avec exactitude. Ainsi, il devient possible d'évaluer les performances démographiques en fonction de l'âge, du sexe, de variables climatiques, et du poids des individus.

#### 12.3.1. La survie

Les estimations de survie font appel aux modèles de capture-marquage-recapture que nous ne présenterons pas ici (voir Lebreton *et al.* 1992). Les résultats les plus intéressants sont que la survie naturelle dépend à la fois de l'âge et du sexe. Ainsi, la survie des femelles, une fois la maturité atteinte, reste élevée jusqu'à 8 ans (environ 95% des femelles survivent chaque année, Fig. 12.3), et décline ensuite avec l'augmentation de l'âge (Loison *et al.* 1999, Gonzalez & Crampe 2001). Ce dernier phénomène s'appelle la sénescence et se retrouve dans la plupart des espèces d'ongulés sur lesquelles il a été étudié (Gaillard *et al.* 2003). La survie des jeunes mâles (avant 4 ans) est mal connue car certains mâles tendent à émigrer. Il est donc difficile de séparer la mortalité de l'émigration. A partir de 4 ans, la survie des mâles est aussi élevée que celle des femelles (Fig. 12.3, mais elle diminue plus rapidement avec l'âge (Loison *et al.* 1999a). Ceci est probablement à l'origine d'une sex ratio naturellement biaisée en faveur des femelles, même dans les populations non chassées. Comme la survie des adultes mâles, mais pas celle des femelles, est généralement plus élevée dans les populations à faible densité, le biais de sex ratio en faveur des femelles n'est pas très prononcé dans les populations vivant dans des conditions environnementales favorables (Toïgo & Gaillard 2003).



**Figure 12.3.** Taux de survie annuel des femelles et des mâles d'isards dans la population d'isard d'Orlu en Ariège. Les taux de survie sont estimés à partir des isards marqués par les modèles de capture-marquage-recapture. Les points représentent la survie pour chaque âge, et le trait plein la relation log-linéaire (pour les femelles) ou log-quadratique (pour les mâles) modélisant les variations de survie en fonction de l'âge.

*Figure 12.3.* Annual survival rate of male and female ibex in the Pyrenean chamois population of Orlu in Ariège. The survival rates are estimated from marked Pyrenean chamois using capture-mark-recapture models. Filled circles represent the age-specific survival, and solid lines are the log-linear (females) or log-quadratic (males) relationship between survival and age.

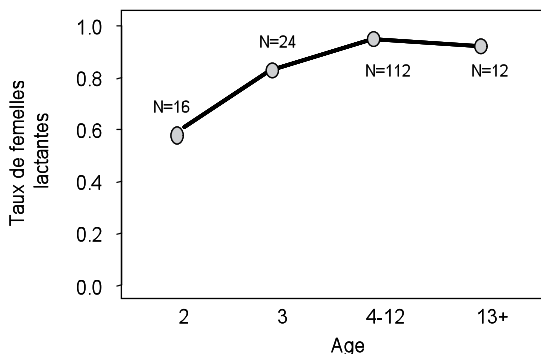
Bien que forte en général chez les adultes, la survie peut varier légèrement d'une année à l'autre (Loison *et al.* 1999b). Il est naturel de rechercher les causes de ces fluctuations dans les variables climatiques, en particulier les variables climatiques hivernales et printanières. La relation entre les variables climatiques et la survie n'est pourtant pas simple. Crampe *et al.* (2002) ont bien mis en évidence que le taux de survie des chevreaux est très variable et directement relié à l'enneigement: plus il neige, moins les chevreaux survivent. Cette relation ne se retrouve toutefois pas chez les adultes. Au contraire, Loison *et al.* (1999b) ont montré que plus il neigeait une année donnée, meilleure était la survie des femelles adultes l'année suivante. Cette relation à retardement n'a en fait rien d'étonnant et a été trouvée également dans d'autres populations d'ongulés en Scandinavie et en Amérique du Nord, bien que sur la reproduction plutôt que sur la survie (Langvatn *et al.* 1996, Merrill & Boyce 1991). Elle s'explique en général par le fait qu'un enneigement important favorise un étalement de la repousse de la végétation dans le temps et avec l'altitude (Post & Stenseth 1999). De ce fait, les femelles auraient accès à une nourriture en croissance pendant une plus grande partie de leur période de lactation. Cette hypothèse reste toutefois à tester plus formellement.

### 12.3.2. La reproduction

Le statut reproducteur des femelles peut être estimé à partir de femelles capturées, de femelles marquées observées en été, et à partir de la structure des groupes. Dans les deux premiers cas, les femelles sont d'âge connu, et les estimations des taux de reproduction sont donc beaucoup plus précises. En effet, on s'attend à ce que la reproduction varie à la fois en fonction de l'âge, de la condition des femelles, de la densité de la population (Bauer 1985) et des variables climatiques.

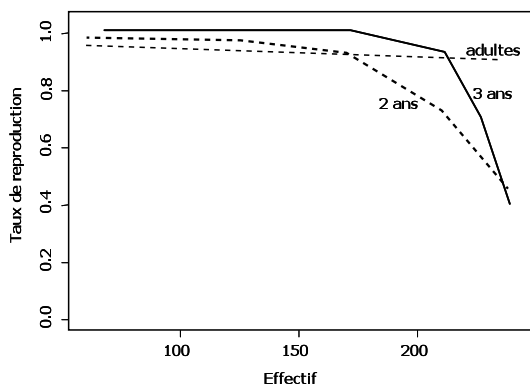
Parmi les populations présentées ici (Tableau 12.2), la population du Bazès présente la plus faible densité (c'est une population réintroduite en régime de colonisation entre 1985 et 1999, Loison *et al.* 2002), alors qu'Orlu et le Parc National des Pyrénées ont les densités les plus élevées et Les Bauges une densité intermédiaire (Loison *et al.* 1999). L'âge de première reproduction est d'autant plus précoce que la population est à plus faible densité. Si presque toutes les femelles de deux ans (i. e., étaient fécondées à 18 mois) se reproduisaient dans le Bazès entre 1985 et 1997 (Loison *et al.* 2002), ce n'est le cas que d'environ 60% dans les Bauges (Houssin *et al.* 1993, Fig. 12.4) et d'aucune ni à Orлу (Dubray *et al.*, données non publiées) ni dans le Parc National des Pyrénées (Crampe *et al.* 2003). Cet effet négatif de la densité avait déjà été montré par Bauer (1985) en comparant plusieurs populations. La population du Bazès, dont l'effectif est passé d'une vingtaine d'individus en 1985 à près de 250 en 2000, a permis de mettre en évidence la sensibilité différentielle de la reproduction à la densité en fonction des classes d'âge au sein d'une même population. Ainsi, lorsque l'effectif a atteint environ 150 individus, le taux de reproduction des femelles de deux ans a commencé à diminuer, et lorsque l'effectif a atteint 200, le taux des femelles de trois ans a baissé à son tour (Fig. 12.5). Quel que soit l'effectif, les performances reproductrices des femelles plus âgées n'a pas varié. Ceci est conforme aux résultats trouvés dans d'autres espèces d'ongulés, qui mettent en évidence une plus forte sensibilité de la reproduction des classes d'âge

jeunes que des adultes aux variations de densité (Gaillard *et al.* 2000 pour une revue). La baisse de la probabilité de se reproduire avec l'âge est probablement beaucoup plus tardive qu'on ne le pense généralement, et commence à des âges qui varient selon les populations (Houssin *et al.* 1993, Pérez-Barbería *et al.* 1998, Crampe *et al.* 2003).



**Figure 12.4.** Taux de reproduction des femelles capturées en été en fonction de la classe d'âge dans la population de chamois des Bauges dans les Alpes du Nord. L'état de reproduction est déterminé par la présence ou non de lait dans les mamelles.

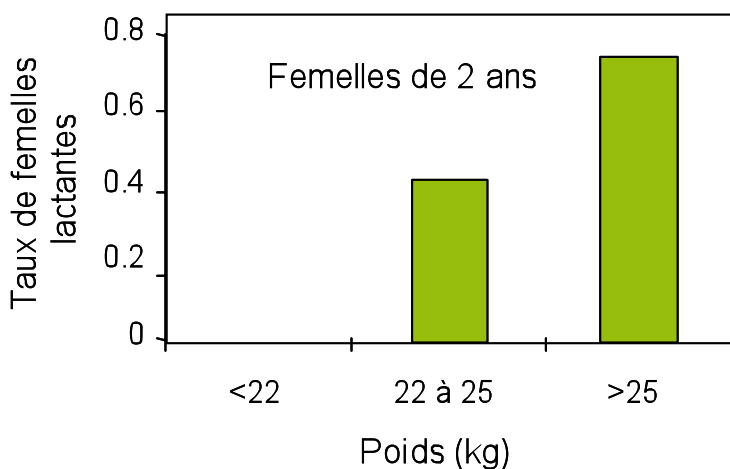
*Figure 12.4. Reproductive rate of females captured during summer according to age-classes in the Alpine chamois population of Les Bauges in the northern Alps. The reproductive state is determined based on the lactation status of captured females.*



**Figure 12.5.** Taux de reproduction des femelles d'isards dans la population du Bazès en fonction de l'âge et de l'effectif de la population (estimé à partir des isards marqués par une méthode de capture-marquage-recapture). Les valeurs présentées sont les valeurs prédites par le meilleur modèle expliquant les données, qui montre que l'effectif affecte les jeunes classes d'âge plus tôt et de façon plus importante que les adultes. Les données sur la reproduction ont été obtenues en déterminant l'état de reproduction de femelles d'isards marquées d'âge connu.

*Figure 12.5. Reproductive rate of females according to population size (estimated using a capture-mark-recapture method) in the Pyrenean chamois population of Bazès in the Hautes Pyrénées. Values are predicted from the best models explaining the data, with show that the population size affects young age classes earlier than adults age classes. Data were collected by observing the reproductive status of individually marked females of known age.*

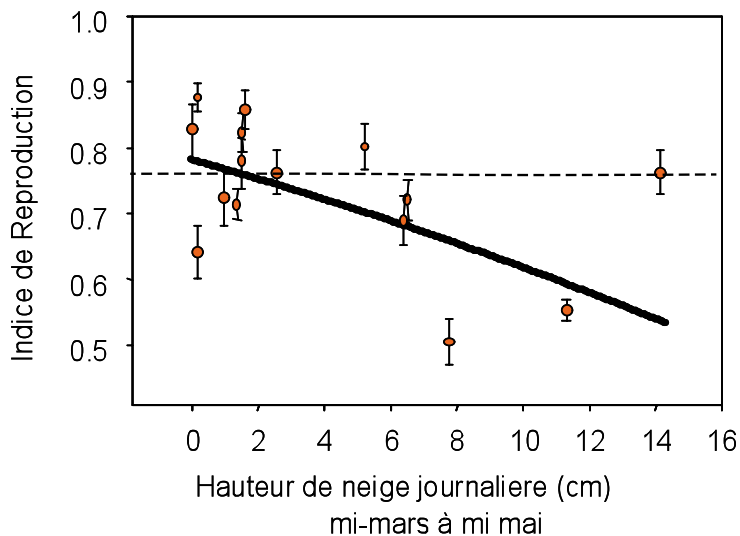
Le taux de reproduction dépend du poids de la femelle, qui reflète certainement en partie sa condition physique, surtout pour les jeunes femelles. Ainsi, dans les Bauges où les femelles sont capturées en été, seules les femelles de deux ans de plus de 22 kilos sont suitées. Entre 22 et 25 kg, environ 40 % des jeunes femelles sont reproductrices, et au delà de 25 kilos, le taux de femelles de deux ans suitées passe à 75% (Fig. 12.6). Cet effet du poids se retrouve, de façon moins marquée, pour les femelles de 3 ans et plus: 85 % des femelles adultes de moins de 26 kilos se reproduisent et plus de 95% des femelles de plus de 29 kilos (Loison et Jullien, données non publiées). Ces résultats trouvés sur des femelles capturées sont cohérents avec ceux trouvés à partir de l'analyse des ovaires d'isards chassés en Espagne (Pérez-Barbería *et al.* 1998).



**Figure 12.6.** Taux de reproduction des femelles de 2 ans (c'est-à-dire fécondées lorsqu'elles avaient 18 à 20 mois) en fonction de leur poids dans la population de chamois des Bauges (Alpes du Nord). Ces données proviennent des femelles capturées en été, dont l'état de reproduction est déterminé par la présence ou non de lait dans les mamelles.

*Figure 12.6. Reproductive rate of 2-year-old females (i.e. mated between 18 and 20 months) according to their body weight in the Alpine chamois population of Les Bauges (northern Alps). These data are from females captured during the summer. Their reproductive status was determined based on lactation.*

Le pourcentage de femelles ayant un chevreau en été est affecté négativement par la quantité de neige au printemps. Ainsi, dans la population d'Orlu, plus la couverture neigeuse de mars à mai est élevée, plus l'indice de reproduction, calculé comme le rapport du nombre de chevreaux au nombre de femelles de 2 ans, est faible (Loison et Menaut, données non publiées, Fig. 12.7). Cet effet se retrouve dans les Bauges sur le taux de femelles adultes marquées suitées: entre 1994 et 2000, le taux de femelles adultes reproductrices a été tous les ans de plus de 92%, sauf les deux années très enneigées, en 1995 et 1999, où le taux de reproduction des femelles adultes est descendu en dessous de 90% (effet significatif de l'enneigement sur le taux de reproduction, Loison et Jullien, données non publiées).



**Figure 12.7.** Indice de reproduction estival en fonction de la hauteur de neige au printemps dans la population d'isards d'Orlu dans l'Ariège. L'indice de reproduction est estimé comme le rapport entre le nombre de chevreaux et le nombre de femelles de 2 ans et plus observées en été.

*Figure 12.7. Reproductive index during summer according to the snow depth in the Pyrenean chamois population of Orlu in Ariège. The reproductive index was estimated as the ratio between the number of kids and the number of adult females (aged 2 years and more) observed during summer.*

## 12.4. Les modèles démographiques

Les taux de survie et de reproduction des chamois et des isards, nous l'avons vu dans la section précédente, varient en fonction de plusieurs facteurs: les facteurs intrinsèques aux individus, tels que leur âge, leur sexe, leur poids et des facteurs extrinsèques tels que la densité ou le climat. Ils peuvent aussi être affectés par des maladies, qui diminuent leur performances de reproductions ou leur chance de survivre. Les relations entre les variables climatiques et les paramètres démographiques peuvent être complexes. Par exemple, un fort enneigement aura des effets négatifs sur la survie des jeunes et la reproduction, mais un effet à retardement positif sur la survie des adultes. Pour mieux comprendre quelles sont les conséquences des variations de survie et de reproduction en fonction de l'âge et du sexe sur la dynamique de la population dans son ensemble, il est nécessaire d'élaborer des modèles démographiques. Ces modèles vont permettre d'une part d'établir le bilan de la démographie passé et d'autre part, d'élaborer des prédictions sur la dynamique future.

Les modèles adaptés aux populations structurées en âge sont les modèles matriciels de type modèle de Leslie (Caswell 2001). Les paramètres d'entrée des modèles sont les paramètres démographiques, en fonction de l'âge et du sexe des individus. Dans le cas où les mâles sont supposés être en nombre non limitant pour la reproduction des femelles, les modèles sont basés uniquement sur la composante femelle

de la population. Ces modèles matriciels permettent d'estimer le taux de multiplication annuel de la population et d'estimer la structure d'âge et de sexe asymptotique. L'impact de la chasse et des variations temporelles des paramètres démographiques sur le taux de multiplication annuel et la structure d'âge peut être étudié en effectuant plusieurs modèles basés sur des scénarios contrastés (Caswell et Tuljapurkar 1997). Dans le cas de la population en croissance du Bazès, Loison et al. (2002) ont ainsi montré qu'en faisant varier la survie juvénile entre 80% et 97% et le taux de reproduction des femelles de 2 ans de 77% à 90% (le taux de survie adulte étant de 95% et le taux de reproduction adultes de 90%), le taux de multiplication annuel variait entre 22 % par an et 30% par an. Cette différence n'est pas négligeable, car l'effectif d'une population dont le taux de multiplication annuel est de 22 % peut doubler en 6 ans environ, alors que cette durée de doublement s'abaisse à 3 ans dans le cas d'un taux de multiplication de 30% par an.

Les modèles prenant en compte les deux sexes sont intéressants pour évaluer les changements de sex-ratio attendus sous différents plans de chasse. Ils permettent de déterminer la sex-ratio et l'âge ratio des mâles qui résulteraient d'une chasse plus ou moins biaisée en faveur des mâles. De tels modèles, élaborés par exemple sur le cerf *Cervus elaphus* (voir Langvatn et Loison 1999, Clutton-Brock et Lonergan 1994) sont facilement transposables au cas du chamois et de l'isard, dont les paramètres démographiques sont très proches de ceux du cerf (voir aussi Jorgenson et al. 1993 sur le mouflon des Rocheuses *Ovis canadensis*). La limite de l'utilisation des modèles vient souvent du fait que certains paramètres ne sont pas connus. Par exemple, on ne sait pas à partir de quel seuil le manque de mâles adultes pourrait poser un problème pour la reproduction des femelles. S'il existe quelques études sur d'autres ongulés (expérimentales sur le cerf, Squibb 1985, Noyes *et al.* 1996; observationnelles sur l'élan *Alces alces*, Solberg et al. 2002, Laurian *et al.* 2000, et l'antilope saïga *Saiga tatarica*, Milner-Gulland *et al.* 2003), rien n'a été fait sur l'isard et le chamois sur cet aspect très difficile à étudier. Une meilleure compréhension des tactiques de reproduction et de dispersion des mâles semble nécessaire sur le chamois. Les quelques études disponibles suggèrent que le comportement de rut est variable d'une population à l'autre (Krämer 1969, Lovari & Locati 1991, Van Hardenberg 2000, Loison 1995, Crampe, données non publiées), ce qui ne simplifie certainement pas la relation entre sex-ratio et performances de reproduction des mâles et des femelles.

Malgré le manque d'information sur quelques paramètres, les modèles sont des outils intéressants pour évaluer l'impact potentiel des stratégies de gestion et de conservation sur la dynamique et la structure des populations. Il est cependant clair qu'ils ne peuvent être utilisés que comme un élément parmi d'autres pour guider les décisions de gestion. En effet, plus les connaissances sur la dynamique des populations s'affinent, plus les processus démographiques semblent se complexifier et plus les prédictions peuvent sembler incertaines et instables. Ainsi, la mise en évidence d'effets retard (et l'existence, non discutée ici, d'effets cohorte à long terme, voir Gaillard *et al.* 2003b pour une revue sur les cervidés) suggère que les populations n'atteignent jamais un état d'équilibre stable, pourtant souvent envisagé comme l'étape ultime du développement d'une population (voir Post et Stenseth 1998, Solberg et al. 1999 pour des exemples sur les ongulés).

## 12.5. Bilan et perspectives d'études

### 12.5.1. Quelques lignes directrices pour un meilleur suivi des effectifs

Réussir à mettre en place des plans de gestion ou de conservation sur le long terme nécessite de pouvoir estimer comment varient les effectifs et la structure des populations au cours du temps. Nous l'avons vu sur quelques exemples ci-dessus, lorsque l'effectif d'une population varie, son fonctionnement s'en trouve modifié. Grâce à des études comparatives menées sur plusieurs populations de plusieurs espèces d'ongulés, il est devenu évident que certaines modifications apparaissent à plus faible densité que d'autres. Il existe ainsi une réponse hiérarchisée et séquentielle des différents paramètres démographiques à la densité, qui se retrouve chez l'ensemble des ongulés (Eberhardt 1985, Gaillard *et al.* 2000, Bonenfant *et al.* 2002). Par exemple, le taux de jeunes femelles qui se reproduit diminue plus tôt que le taux de femelles adultes. De même, la survie adulte reste en général élevée même à forte densité alors que la survie des jeunes tend à être densité dépendante (Gaillard *et al.* 2000). Nous aurions aussi pu montrer une baisse du poids des jeunes avec une hausse d'effectif (Crampe *et al.* 1997, Couilloud *et al.* 1999). A partir de ces constatations, il est possible d'envisager un suivi des tendances des effectifs reposant en partie sur ces variables dont les valeurs sont densité-dépendantes. Les variables qui répondent à des modifications de l'équilibre population/environnement ont été appelés des indicateurs de changements écologiques (Cederlund *et al.* 1998, Morellet *et al.* 2001). Nous avons synthétisé dans le Tableau 12.3 quelques suggestions de fonctionnement

Type de population	Colonisatrice	Transitoire	Établie
Densité	faible	moyenne	forte
Taux de multiplication	élevé et stable (>1.15)	moyen et variable (1.05-1.15)	faible (<1.05)
Densité- dépendance	non	non	oui
Sensibilité des paramètres démographiques aux variations climatiques	faible	moyenne	forte
Poids	élevé	moyen	faible
Pourcentage du poids adulte atteint à 1 an	élevé	moyen	faible
Age de maturité	précoce et stable	transitoire et variable	tardif et stable
Indice de reproduction	élevé et stable	moyen et variable	faible et variable
Pertinence des comptages?	élevée	moyenne	faible
Facilité du suivi des tendances	élevée	moyenne	faible

**Tableau 12.3.** Caractéristiques schématiques de quelques paramètres individuels ou populationnels dans des populations colonisatrices, transitoires, ou établies.

*Table 12.3. Characteristics of the demographic parameters at the individual or population level in colonizing, transitory or stable populations.*



des populations en fonction de l'équilibre population /environnement, qui peuvent aider à la mise en place d'indicateurs de changements écologiques. Dans la mesure où les comptages ne fournissent que des informations peu précises sur les tendances à la hausse ou à la baisse des effectifs, et sont insuffisants pour interpréter le pourquoi des tendances observées, il est important d'essayer d'obtenir plusieurs informations complémentaires sur le fonctionnement des populations. Ces informations peuvent découler des mesures prises sur les animaux chassés ou sur des protocoles d'observation, en fonction des moyens disponibles et des objectifs.

### 12.5.2. Quelques défis futurs

La dynamique des populations des populations de chamois a été étudiée dans un nombre restreint de populations en France, dans lesquelles des individus sont marqués. La récolte de données sur le long terme a permis une estimation des paramètres démographiques par sexe et classe d'âge, ainsi que l'identification de certaines sources de variation, climat et densité essentiellement. En parallèle, plusieurs études ont abordé les structures sociales et spatiales du chamois et de l'isard. Les populations de chamois et d'isards sont clairement et fortement structurées dans l'espace (Richard-Hansen 1992, Loison *et al.* 1999c), en fonction des caractéristiques topographiques et de certaines habitudes héritées de leur période juvénile. À l'avenir, il semble essentiel d'évaluer comment la structure des populations en sous-populations modifie les prédictions démographiques et les modalités de gestion possible. Dans le même temps, les populations de chamois et d'isards ne sont en général pas isolées (Clarke 1986, Clarke & Frampton 1991, Levet *et al.* 1995), alors que peu d'estimations des taux d'échanges, des taux d'émigration et d'immigration sont disponibles pour ces espèces. Un effort plus important devrait être donc porté sur les modalités d'utilisation de l'espace, à la fois à petite et grande échelle. En particulier, la répartition des isards et des chamois reste encore très hétérogène, avec des zones à très forte densité dans lesquelles les populations sont en général protégées (les parcs nationaux par exemple) et des zones de densité plus faible, souvent chassées. Le rôle des espaces protégées et non chassées pour le maintien des populations alentours n'est pas bien compris, en grande partie à cause du manque de données disponibles. Les progrès de la génétique (Pérez *et al.* 1996, Luikart & England 1999, Manel *et al.* 2003) et du suivi à distance par satellite (colliers GPS) devraient permettre des avancées importantes dans le domaine de la dynamique spatiale à différentes échelles.

Les chamois et les isards vivent dans un milieu qui est également fortement utilisé pour différentes activités anthropiques, qu'elles soient à vocation récréative (par exemple la randonnée ou le parapente) ou professionnelle (par exemple l'élevage de moutons, de vaches, de chèvres). Les interactions avec les touristes et avec les animaux domestiques peuvent avoir des conséquences importantes sur le fonctionnement des espèces sauvages (pour différents cas de dérangement touristique, voir par exemple Cederna & Lovari 1997, Gander & Ingold 1997). En particulier, il faut souligner les échanges possibles de maladies, qui peuvent passer de la faune domestique à la faune sauvage (Cransac *et al.* 1997, Jorgenson *et al.* 1997, Degiorgis

*et al.* 2000), avec la possibilité de créer des réservoirs difficiles à contrôler. Les conséquences démographiques de maladies émergentes dans des populations sauvages peuvent être dramatiques (Loison *et al.* 1996). C'est un des défis pour la gestion et la conservation des chamois et des isards de mieux comprendre les modalités de transmission des maladies de la faune domestique à la faune sauvage et d'en mesurer les conséquences démographiques. Dans le cadre des études épidémiologiques comme dans le cadre des études démographiques, un des aspects important à élucider est l'échelle spatiale de fonctionnement des populations et des flux d'individus, qui peuvent conduire à des flux de maladies. Comme nous l'avons souligné ci-dessus, des programmes combinant les outils de la génétiques au niveau du paysage (Manel *et al.* 2003) et au niveau des populations (Luikart & Allendorf 1996), et les outils d'analyses épidémiologiques devraient permettre d'importants progrès.

Enfin, les populations de chamois et d'isards en France ont partout augmenté en nombre et en étendue géographique. Cette augmentation numérique et spatiale a eu lieu en parallèle de celle qui a affectée les populations d'autres espèces d'ongulés sauvages, chevreuils *Capreolus capreolus*, cerfs, mouflons *Ovis gmelini*, sangliers *Sus scrofa* (Loison *et al.* 2003). De plus en plus d'habitats sont ainsi occupés par toute une communauté d'herbivores sauvages potentiellement en compétition, au moins une partie de l'année. Les modalités de partage de l'habitat et des ressources par ces différentes espèces restent à étudier (Homolka *et al.* 2001, Pompilio *et al.* 2001). Les communautés d'ongulés sont certainement les plus riches en milieu de montagne en Europe, et constituent ainsi de bons modèles d'étude des processus de coexistence et de compétition entre plusieurs espèces relativement proches. La situation est d'autant plus intéressante que ces communautés se trouvent dans des situations qui peuvent être contrastées du point de vue de la présence de prédateurs, puisque certaines communautés d'ongulés font face à la prédation du loup *Canis lupus* et d'autres non. Les projets de dynamique des populations des isards et des chamois doivent donc prendre en compte maintenant un contexte multispécifique et multitrophique, souvent ignoré (faute de moyens) auparavant.

## Remerciements

Ce travail a été possible grâce à une collaboration à long terme avec l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, et plus particulièrement avec D. Maillard, D. Dubray, J. Appolinaire, J.-M. Jullien et P. Menaut. Je remercie également J.-M. Gaillard pour sa relecture critique de ce texte.

## Bibliographie

Albon, S. D., Clutton-Brock, T. H., Langvatn, R. 1992. Cohort variation in reproduction and survival: implications for population demography. In: *The Biology of Deer*. Ed.: R. D. Brown. Springer Verlag, Berlin, pp. 15-21.

Arnason, A. N., Schwarz, C. J., Gerrard, J. M. 1991. Estimating closed population size and number of marked from sighting data. *Journal of Wildlife Management* 55: 716-730.

Bauer, J. J. 1985. Fecundity patterns of stable and colonising chamois populations of New Zealand and Europe. In: The biology and management of mountain ungulates. Ed. S. Lovari. Croom Helm, London. p154-165

Berducou, C. 1983. La technique du pointage flash: base du suivi scientifique du cheptel isard. Thériologie Pyrénéenne, 60pp.

Bonenfant, C., Gaillard, J. M., Klein, F., Loison, A. 2002. Sex and age-dependent effects of population density on life history traits of red deer *Cervus elaphus* in a temperate forest. *Ecography* 25: 446-458

Buckland, S. T., Anderson, R.T., Burnham, KP, Laake, J.L. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. *Wildlife Monographs* 72: 1-202.

Caswell, H., Tuljapurkar, S. 1997. Structured-population models in marine, terrestrial and freshwater systems. Chapman & Hall, New York.

Caswell, H. H. 2001. Matrix population models. Sunderland, Sinauer Associates, Inc.

Cederlund, G. Bergqvist, J., Kjellander, P., Gill, R., Gaillard, J.M., Duncan, P., Ballon, P., Boisaubert, B. 1998. Managing roe deer and their impacts on the environment: maximising benefits and minimising costs. In: The European roe deer: the biology of success. Eds: R. Andersen, P. Duncan & J.D.C. Linnell. Scandinavian University Press.

Cederna, A., Lovari, S. 1983. Behavioural interactions between tourists and Abruzzo chamois. *Italian Journal of Zoology* 17: 184-185.

Clarke, C. M. H. 1986. Chamois movements and habitat use in the Avoca River area, Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 13: 175-198.

Clarke, C. M. H., Frampton, C. M. 1991. Structural changes in an apparently stable chamois population in Basin Creek, Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 18: 233-241.

Clutton-Brock, T. H., Lonergan, M. E. 1994. Culling regimes and sex ratio biases in the highland red deer. *Journal of Applied Ecology* 31: 521-527.

Couilloud, F., Jullien, J. M., Fraty, D. 1999. Le poids des chevreaux en automne: un bioindicateur utilisable pour suivre l'évolution d'une population de chamois (*Rupicapra rupicapra*). *Gibier Faune Sauvage* 16: 273-287.

Cransac, N., Hewison, A. J. M., Gaillard, J. M., Cugnasse, J. M., Maublanc, M. L. 1997. Patterns of mouflon (*Ovis gmelini*) survival under moderate environmental conditions: effects of sex, age, and epizootics. *Canadian Journal of Zoology* 75: 1867-1875.

Crampe, J.P., Caens, J.C., Dumerc, J.L., Pépin, D. 1997. Body mass as an index of physical condition during winter in the isard *Rupicapra pyrenaica* (*Artiodactyla, Bovidae*). *Mammalia* 61: 73-85.

Crampe, J. P., Gaillard, J. M., Loison, A. 2002. L'enneigement hivernal: un facteur de variation du recrutement chez l'isard. *Canadian Journal of Zoology* 80: 1306-1312.

Crampe, J. P., Caens, P., Florence, E., Gaillard, J. M., Loison, A. 2003. Variations de la reproduction en fonction de l'âge chez les femelles, dans une population d'isard protégée (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) du Parc National des Pyrénées. Ce volume.

Degiorgis, M. P., Frey, J., Nicolet, J., Abdo, E. M., Fatzer, R., Schlatter, Y., Reist, S., Janovsky, M. 2000. An outbreak of infectious keratoconjunctivitis in Alpine chamois (*Rupicapra r. rupicapra*) in Simmental-Gruyeres Switzerland. *Schweiz Arch. Tierheilk.* 142: 520-527.

Eberhardt L.L. 1985. Assessing the dynamics of wild populations. *Journal of Wildlife Management* 49: 997-1012.

Gaillard, J.M., Badia, J. 1991. Modelling and management- Introduction. In: *Ongulés/Ungulates 01*. Eds: F. Spitz, G. Janeau, G. Gonzalez & S. Aulagnier. SFEPM-IRGM, Paris, pp: 483-486.

Gaillard, J. M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N. G., Loison, A., Toigo, C. 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 367-393.

Gaillard, J. M., Loison, A., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N. G., Solberg, E. J. 2003a. Ecological correlates of life span in populations of large herbivorous mammals. In *Life span: evolutionary and demographic perspectives*, vol. 29. *Population and development review* (ed. J. R. Carey and S. Tuljapurkar), pp. 39-56. Population council, New York.

Gaillard, J. M., Loison, A., Toigo, C. 2003b. Variation in life history traits and realistic population models for wildlife management: the case of ungulates. In: *Animal Behavior and Wildlife Management* (ed. M. Festa-Bianchet & M. Apollonio), Island Press.

Gander, H., Ingold, P. 1997. Relations of male alpine chamois *Rupicapra rupicapra* to hikers, joggers and mountainbikers. *Biological Conservation* 79, 107-109.

Gonzalez, G., Crampe, J. P. 2001. Mortality patterns in a protected population of isards (*Rupicapra pyrenaica*). *Canadian Journal of Zoology* 79: 2072-2079.

Homolka, M., Heroldova, M. 2001. Native red deer and introduced chamois: foraging habits and competition in a subalpine meadow-spruce forest area. *Folia Zoologica* 50, 89-98.

Houssin, H., Loison, A., Gaillard, J. M. 1993. Participation à la reproduction des femelles de chamois (*Rupicapra rupicapra*) en fonction de leur âge dans une population alpine chassée. *Gibier Faune Sauvage* 10: 39-45.

Jorgenson, J. T., Festa-Bianchet, M., Wishart, W. D. 1993. Harvesting bighorn ewes: consequences for population size and trophy ram production. *Journal of Wildlife Management* 57: 429-435.

Jorgenson, J. T., Festa-Bianchet, M., Gaillard, J. M., Wishart, W. D. 1997. Effects of age, sex, disease, and density on survival of bighorn sheep. *Ecology* 78: 1019-1032.

Krämer, A. 1969. Soziale organization un Socialverhalten einer Gemspopulation (*Rupicapra rupicapra*) der Alpen. Zeitschrift für Tierpsychologie 26: 889-964

Langvatn, R., Albon, S. D., Burkey, T., Clutton-Brock, T. H. 1996. Climate, plant phenology and variation in age at first reproduction in a temperate herbivore. Journal of Animal Ecology 65: 653-670.

Langvatn, R., Loison, A. 1999. Consequences of harvest on age structure, sex ratio and population dynamics of red deer in Norway. Wildlife Biology 5: 213-223

Laurian, C., Ouellet, J. P., Courtois, R., Breton, L., St-Onge, S. 2000. Effects of intensive harvesting on moose reproduction. Journal of Applied Ecology 37: 515-531

Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J. & Anderson, D. R. 1992. Modeling and testing biological hypotheses using marked animals: case studies and recent advances. Ecological Monographs 62 : 67-118.

Levet, M., Appolinaire, J., Catusse, M., Thion, N. 1995. Eléments démographiques, comportement spatial et dispersion d'une population d'isard (*Rupicapra pyrenaica*) en phase de colonisation. Mammalia 59 : 489-500.

Loison, A. 1995. Approches intra- et inter-spécifique de la dynamique des populations. Thèse de doctorat. Université Lyon1.

Loison A., Gaillard J.M., Houssin H., Jullien J.M. 1994. New insight on survivorship of female chamois (*Rupicapra rupicapra*) from marked animals. Canadian Journal of Zoology 72: 591-597.

Loison A., Gaillard J.M., Jullien J.M. 1996. Recovery of a chamois population after a keratoconjunctivitis epizootic: demographic patterns and management implications. Journal of Wildlife Management 60: 517-527.

Loison, A., Langvatn, R. 1998. Short and long-term effects of winter and spring weather on body growth and survival of red deer in Norway. Oecologia 116: 489-500.

Loison A., Festa-Bianchet M., Gaillard J.M., Jorgenson J.T. 1999a. Age-specific survival in five populations of ungulates: evidence for senescence. Ecology 80: 2539-2554.

Loison, A. Jullien, J. M. & Menaut, P. 1999b. Relationship between chamois and isard survival and variation in global and local climate regimes: contrasting examples from the Alps and Pyrenees. Ecological Bulletin 47: 126-136

Loison A., Jullien J.M., Menaut P. 1999c. Subpopulation structure and dispersal in two populations of chamois (*Rupicapra sp.*). Journal of Mammalogy 80: 620-632.

Loison A., Toïgo C., Appolinaire J. & Michallet J. 2002. Population dynamics and demographic processes in colonising populations of ungulates: chamois and ibex as case studies. Journal of Zoology, London 256: 199-205

Loison, A., Toïgo, C., Gaillard, J. M. 2002: Large herbivore biodiversity in European mountain ecosystems: current status and challenges for the future. In: Alpine Biodiversity - Pattern, Process and Change in Europe, Ed: L. Nagy ,Springer Verlag.

Lovari, S., Locati, M. 1993. Temporal relationships, transitions and structure of the behaviour repertoire in male apennine chamois during the rut. *Behaviour* 119: 77-103.

Luikart, G., Allendorf, F. W. 1996. Mitochondrial DNA variation and genetic population structure in Rocky Mountain bighorn sheep (*Ovis canadensis canadensis*). *Journal of Mammalogy* 77: 109-123.

Luikart, G., England, P. R. 1999. Statistical analysis of microsatellite DNA data. *TREE* 14: 153-156.

Manel, S., Schwartz, M. K., Luikart, G., Taberlet, P. 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 189-197.

Merrill, E. H., Boyce, M. S. 1991. Summer range and elk population dynamics in Yellowstone National Park. In: Keiter, R. B. and Boyce, M. S. (eds). *The greater Yellowstone Ecosystem*. Yale University Press, Newhaven et London, pp: 263-273

Milner-Gulland, E. J., Bukreeva, O. M., Coulson, T, Lushchekina, A. A., Kholodova, M. V., Bekenov, A., Grachev, I. A. 2003. Conservation: reproductive collapse in antelope harems. *Nature* 6928: 135.

Morellet, N., Champely, S., Gailalrd, J.-M., Ballon, P., Boscardin, Y. 2001. The browsing index: a new toll uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin* 29: 1243-1252.

Noyes, J.H., Johnson, B.K., Bryant, L.D., Findholt, S.L., & Thomas, J. 1996. Effects of bull age on conception dates and pregnancy rates of cow elk. *Journal of Wildlife Management* 60: 508-517

Pérez-Barbería, F. J. , Mutuberria, G., Nores. C. 1998 Reproductive parameters, kidney fat index, and grazing activity relationships between the sexes in cantabrian chamois *Rupicapra pyrenaica parva*. *Acta theriologica* 43: 311 – 324.

Pérez, T., Albornoz, J., García-Vázquez, E., Domínguez, A. 1996. Application of DNA fingerprinting to population study of chamois (*Rupicapra rupicapra*). *Biochemical genetics* 34: 313-320.

Pompilio, L. & Meriggi, A. 2001. Modeling wild ungulate distribution in alpine habitat: a case study. *Ital. J. Zool.* 68, 281-289.

Post, E., Stenseth, N. C. 1998. Large-scale climatic fluctuation and population dynamics of moose and white-tailed deer. *Journal of Animal Ecology* 67: 537-543.

Post, E., Stenseth, N. C. 1999. Climatic variability, plant phenology and northern ungulates. *Ecology* 80, 1322-1339.

Richard-Hansen, C. 1992. Associations between individually marked isards (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*): seasonal and inter-annual variations. Pp. 299-304 in *Ongulés-Ungulates* 91 (F. Spitz, G. Janeau, G. Gonzalez and S. Aulagnier, eds). Société Française d'Etudes et de Protection des Mammifères- Institut de Recherche sur les Grands Mammifères, Paris, Toulouse, France

Solberg, E. J., Sæther, B. E., Strand, O., Loison, A. 1999. Dynamics of a harvested moose population in a variable environment. *Journal of Animal Ecology* 68: 186-204.

Solberg, E. J., Loison, A., Ringsby, T. H., Saether, B. E., Heim, M. 2001. Biased adult sex ratio affects the fecundity in Norwegian moose (*Alces alces*) populations. *Wildlife Biology* 8: 117-128.

Squibb, R.C. 1985: Mating success of yearling and older bull elk. *Journal of Wildlife Management* 49: 744-750.

Toigo, C., Gaillard, J. M. 2003. Causes of sex-biased adult survival in ungulates: sexual size dimorphism, mating tactics or environment harshness? *Oikos* 101: 376-384.

Van Hardenberg, A., Bassano, B., Peracino, A., Lovari, S. 2000. Male alpine chamois occupy territories at hotspots before the mating season. *Ethology* 106: 617-630.

Vincent, J.-P., Gaillard, J.-M. , Bideau, E. 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriologica* 36: 315-328.

Williams, B. K., Conroy, M. J. 2001. Analysis and management of animal population. Academic Press.

Wilson, D.E., Cole, F.R., Nichols, J.D., Rudram, R., Foster, M.S. 1996: Measuring and monitoring biological diversity – Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington.





## Traducción

### 12. Demografía comparada entre la gamuza alpina y el sarrío pirenaico

**Anne Loison**

Centre National de la Recherche Scientifique -UMR5558, Laboratoire de Biométrie et d'Ecologie. Evolutive, Université Lyon 1, 69622 Villeurbanne cedex, France.

Tel: 00-33-(0) 4 72 44 81 11. Fax: 00-33-(0) 4 72 43 13 88.

loison@biomserv.univ-lyon1.fr

#### Resumen

*La dinámica de poblaciones se puede estudiar en tres etapas: (1) estimar los ejemplares y sus fluctuaciones a lo largo del tiempo, (2) determinar cuales son los parámetros demográficos que dan origen a estas fluctuaciones (supervivencia, reproducción, inmigración y emigración), y (3) determinar las variables que afectan a los parámetros demográficos (clima, densidad, enfermedades, depredación). Los censos usados actualmente para el sarrío pirenaico y la gamuza alpina proveen un índice de ejemplares pero no se sabe cuánto subestima el número de ejemplares reales. Los estudios llevados a cabo en poblaciones con individuos marcados demuestran que los métodos de censo tradicionales solo permiten seguir las tendencias del número de ejemplares en poblaciones con un crecimiento fuerte, y cuando se sacan las conclusiones a largo plazo (al menos 5 años). Los dos problemas principales son que la tasa de subestima varía fuertemente entre censos y que las series temporales de los censos no dan ninguna información sobre el porqué de los altos y bajos observados.*

*El estudio de la supervivencia anual de los animales marcados demuestra que la supervivencia es diferente entre sexos y en función de la edad de los animales. La tasa de reproducción también depende de la edad de las hembras y del estado de equilibrio entre la población y su entorno. En una población en crecimiento, prácticamente todas las hembras de 2 años de edad se reproducen pero en las poblaciones establecidas, la edad de la primera reproducción es mayor que 3 años. La tasa de reproducción disminuye cuando hay grandes nevadas en invierno.*

*Para resumir la información sobre la reproducción y la supervivencia (efectos de la edad, sexo, densidad y clima), es posible usar los modelos que acaban con estimaciones de la tasa de multiplicación anual de las poblaciones. Los modelos también permiten evaluar el impacto que tendrían diferentes sistemas de gestión sobre la estructura de la población en términos de edad y sexo, y también sobre la tasa de multiplicación anual. Aunque simples, son herramien-*

tas de gestión muy interesantes, probablemente infrautilizados actualmente. No obstante, numerosos desafíos quedan por resolver en lo que concierne la dinámica de poblaciones, como por ejemplo (1) evaluar mejor evaluar los efectos de la dependencia de la densidad, los efectos del clima, los efectos retrasados, (2) integrar la estructuración espacial y los movimientos de inmigración y emigración, o también, (3) estudiar los efectos de las enfermedades a corto y medio plazo.

**Palabras claves:** gamuza, sarrío, censo, supervivencia, reproducción, modelos geográficos, gestión.

## 12.1. Introducción

Una de las preguntas más frecuentes con respecto a las poblaciones de animales salvajes concierne el número de ejemplares. Si es para proteger o para cazar, todos los actores involucrados quieren saber "cuántos hay" y si las poblaciones están en aumento, están estancadas o en disminución. Entonces, entender mejor la dinámica de poblaciones es un requisito necesario para todas las acciones de gestión y de conservación de las poblaciones, de los entornos que habitan, y de los ecosistemas de las cuales son parte. No obstante, la tarea es difícil, pues estudiar la dinámica de poblaciones de los animales salvajes tiene numerosos problemas metodológicos (Williams et al. 2001) que abordaremos en parte en este trabajo. De manera general, los estudios demográficos pueden organizarse en tres etapas (Gaillard & Badiá 1991). La primera etapa consiste en evaluar los ejemplares y describir sus fluctuaciones a lo largo del tiempo. En la segunda estimamos los parámetros demográficos (supervivencia, reproducción) que dan origen a las fluctuaciones. Finalmente, en la tercera etapa identificamos las variables que hacen variar los parámetros demográficos, como el clima o las enfermedades. Después de obtener la información sobre los ejemplares, los parámetros demográficos y las variables que les afecta, entonces es posible predecir el futuro de las poblaciones, en función de los diferentes escenarios de gestión o de conservación (Caswell & Tuljapurkar 1997). Pero, no siempre es posible llevar a cabo estudios completos sobre la dinámica de poblaciones en todos los sitios donde se encuentran la gamuza o el sarrío. La calidad y la cantidad de los datos en diferentes poblaciones dependen de la intensidad de los programas de campo, que a su vez pueden depender sobre la observación, captura o caza (Tabla 12.1). Para desarrollar las herramientas y los métodos necesarios para seguir las poblaciones de manera ligera (es decir, con un esfuerzo de campo poco importante), tenemos que poder hacer referencia a las poblaciones seguidas de manera intensiva, y si es posible, en situaciones de densidad y de gestión contrastadas.

En este trabajo presentamos los resultados sobre la dinámica de poblaciones de sarrío y de gamuza obtenidas en las poblaciones estudiadas a largo plazo con la ayuda de individuos marcados en los Alpes y Pirineos franceses (Tabla 12.2). Primero consideraremos los métodos disponibles para contar los ejemplares en las poblaciones, y después presentaremos información sobre la supervivencia y la reproducción, y, finalmente, terminaremos mencionando la utilidad de los modelos demográficos para la gestión. Para concluir, recomendamos métodos de seguimiento e insistimos sobre aspectos todavía mal conocidas de la dinámica de poblaciones, que será importante estudiar en el futuro.

## 12.2. Contar las poblaciones y seguir las tendencias de los ejemplares

Los métodos de censo pueden dividirse en dos categorías, según se lleven a cabo en poblaciones con o sin individuos marcados. Las poblaciones que contienen individuos marcados permiten contrastar los resultados usando diferentes métodos. Aquí presentamos las pruebas realizadas en dos poblaciones con sarrío y gamuza marcadas para evaluar la pertinencia de un índice de abundancia para seguir las tendencias de los ejemplares.

En las poblaciones sin individuos marcados en Francia, a menudo los censos de sarrío y gamuza son efectuados en una única operación al año sobre el terreno, intentando contar todos los animales vistos en una unidad de gestión por un gran número de observadores en un día específico. Evidentemente, los ejemplares obtenidos no corresponden a todos los individuos presentes en una población, pero a una cierta proporción. Este método, a veces llamado "pointage-flash" (Berducou 1983) requiere muchas personas y normalmente se trata de una operación que no se repite. Otra manera de seguir las tendencias de los ejemplares es con censos más ligeros y repetidos. Este es el fundamento de los índices kilométricos de abundancia (Vincent et al. 1991). En el caso de la gamuza o el sarrío, este método consiste en recorrer varias veces uno o varios circuitos y usar las variaciones interanuales del número medio de animales vistos (llevados o no al número de kilómetros recorridos) como un índice de la variación de los ejemplares.

Cualquiera que sea el método (pointage-flash o índice de abundancia), la interpretación de los resultados en términos de las altas y bajas de los ejemplares depende de una hipótesis central: que la proporción de los animales observados sea la misma entre censos. Estudios en otras especies de mamíferos demuestran que a menudo esta hipótesis es incorrecta (Wilson et al. 1996, Williams et al. 2001). Lo hemos testado en el caso de una población con crecimiento fuerte (población de sarríos de Bazès) y en el caso de una población con crecimiento débil y elevada densidad (población de gamuza en Bauges).

Presentaremos el caso de la población de Bazès, que contiene una elevada proporción de animales marcados (cerca de 30% de la población). El método nos da una estima de los ejemplares totales que depende de los modelos de estima de captura-marcaje-recaptura. Más precisamente, hemos usado el método desarrollado por Arnason et al. (1991), que no detallamos aquí. Los datos de base provienen de un circuito, que ha sido repetido entre 6 y 32 veces por estación y por año. Cada vez que se completa el circuito, obtenemos el número total de animales vistos y la identidad de los animales marcados observados. Utilizamos el número medio de animales observados en cada circuito como un índice de abundancia y combinamos la información sobre los individuos marcados observados y el número total de individuos vistos para estimar los ejemplares por los métodos de captura-marcaje-recaptura (Arnason et al. 1991, Fig. 12.1). Los resultados principales de la comparación entre las estimaciones de los ejemplares y el índice de abundancia son: (1) como media, el índice de abundancia representa el 40% de los ejemplares totales (Fig. 12.2), pero sobre los 28 índices de abundancia obtenidos a lo largo de las estaciones entre 1986 y 2000, esta proporción ha variado de entre 16% a 74%; (2) el índice de abundancia representa una proporción más importante de los ejemplares totales cuando el número es bajo, comparado que cuando es alto (Fig. 12.2); (3) la tasa de multiplicación animal media de la población sobre 15 años es relativamente similar cuando es calculado a partir de los ejemplares estimados o con el índice de abundancia, siempre con una tendencia para el índice de abundancia de subestimar la tasa de multiplicación anual.

Así pues, de acuerdo con los ejemplares estimados, hay un incremento de entre 27% y 30% por año según las estaciones y de acuerdo con el índice de abundancia se incrementa entre 23 y 30% según las estaciones. No obstante, mientras la relación entre el índice de abundancia y los ejemplares estimados se examina para 3 clases de poblaciones (0 a 50 individuos, 50 a 125 individuos, y más de 125 individuos), parece que esta relación es muy mala cuando hay muchos ejemplares (Fig. 12.1). Podemos concluir que para la población de Bazès, el índice de abundancia ha sido un buen método para seguir los ejemplares de la población y su tendencia a lo largo del tiempo, si consideramos conjuntamente el periodo 1985-1999. Un método de seguimiento de ejemplares basado en los índices de abundancia debe dar resultados eficaces para las poblaciones donde los ejemplares varían, con dos condiciones: (1) los circuitos deben ser repetidos con suficiente frecuencia y (2) los resultados en términos de los picos o valles de ejemplares deben ser interpretados sobre varios años. Es una alternativa interesante a los métodos pesados y puntuales tradicionales. No obstante, este método parece ser sensible al fenómeno de la saturación, porque el índice aumenta menos rápido que los ejemplares estimados de la población, probablemente debido a una distribución espacial diferente (de los individuos). Esto significa que el índice de abundancia pierde interés para seguir las tendencias de los ejemplares cuando la densidad aumenta. De forma general, las variaciones del índice de abundancia son más difíciles de interpretar en las poblaciones con elevadas densidades (resultado confirmado por nuestros resultados en la población de gamuza de Bauges).

Existen otros métodos de estima de ejemplares o densidades, como por ejemplo el "line-transect" (Buckland et al. 1993). No obstante, si estimamos directamente los ejemplares o usamos un índice de este número, el problema de los resultados obtenidos es triple: (1) son en general poco precisos (Wilson et al. 2001), lo que significa que son difíciles de interpretar a corto plazo; (2) son poco informativos, puesto que no dan ningún tipo de información sobre las causas de las variaciones de los ejemplares; (3) no permiten predecir la evolución futuro de los ejemplares. Así, será difícil de atribuir una disminución de los ejemplares a un problema de supervivencia, de reproducción o de emigración, sin información complementaria sobre los procesos demográficos presentes en la población. Estimar los ejemplares no es suficiente para predecir la evolución. Entonces vamos a insistir aquí sobre los aspectos funcionales de la dinámica de poblaciones. Veremos igualmente que una mejor comprensión de los mecanismos de funcionamiento de las poblaciones permite poner a punto métodos de seguimiento alternativos ("indicadores de cambios ecológicos", Cederlund et al. 1998).

### 12.3. Los parámetros demográficos

La supervivencia y la reproducción pueden ser estimadas con buena precisión en general cuando los individuos están marcados. Gracias al marcaje, el sexo y la edad de las gamuzas y de los sarríos son determinados con exactitud. Así pues, es posible evaluar los resultados demográficos en función de la edad, el sexo, de los variables climáticos y del peso de los individuos.

#### 12.3.1. La supervivencia

Las estimaciones de la supervivencia requieren la aplicación de modelos de captura-marcaje-recaptura que no vamos a presentar aquí (ver Lebreton et al. 1992). Los resultados más interesantes obtenidos con esta técnica son que la supervivencia natural depende a la vez de

la edad y del sexo. Así, la supervivencia de las hembras, una vez que son maduras, se mantiene elevada hasta los 8 años (cerca de 95% de las hembras sobreviven cada año, Fig. 12.3), y disminuye enseguida con un incremento de la edad (Loison et al. 1999, Gonzalez & Crampe 2001). Este último fenómeno se llama senescencia y ocurre en la mayoría de las especies de ungulados donde se ha estudiado (Gaillard et al. 2003). La supervivencia de los machos jóvenes (menores de 4 años) es poco conocido puesto que algunos machos tienden a emigrar. Entonces es difícil separar la mortalidad de la emigración. A partir de los 4 años la supervivencia de los machos es tan elevado como la de las hembras (Fig. 12.3), pero disminuye más rápidamente con la edad (Loison et al. 1999a). Esto es probablemente el origen de una sex ratio que está naturalmente sesgada a favor de las hembras, incluso dentro de las poblaciones donde no hay caza. Como la supervivencia de los machos adultos, pero no el de las hembras, es generalmente más elevada en las poblaciones de baja densidad, el sesgo en el sex ratio a favor de las hembras no es muy pronunciado en las poblaciones que viven en condiciones ambientales favorables (Toïgo & Gaillard 2003).

En general, la supervivencia de adultos puede variar ligeramente de un año al otro (Loison et al. 1999b). Es natural investigar las causas de sus fluctuaciones a partir de variables climáticas, en particular las invernales y primaverales. La relación entre las variables climáticas y la supervivencia no es, por lo tanto, tan simple. Crampe et al. (2002) han demostrado que la tasa de supervivencia en el cabrito es muy variable y directamente ligada a la profundidad de la nieve: con más nieve, sobreviven menos cabritos. Esta relación no se encuentra en los adultos. Al contrario, Loison et al. (1999b) han demostrado que con más nieve, la supervivencia de las hembras adultas es mejor el año siguiente. Esta relación retardada no es sorprendente y también ha sido encontrado en otras poblaciones de ungulados en Escandinavia y en América del Norte, y es más clara en la reproducción que en la supervivencia (Langvatn et al. 1996, Merrill & Boyce 1991). Ello se explica en general por el hecho de que una nevada importante favorece una extensión de la respuesta de la vegetación en el tiempo y con respecto a la altitud (Post & Stenseth 1999). Entonces, las hembras pueden tener acceso a una comida en crecimiento en un periodo más largo durante su lactación. De todos modos esta hipótesis tiene que ser testada con más claridad.

### 12.3.2. La reproducción

El estado reproductivo de las hembras puede ser estimado a partir de las hembras capturadas, hembras marcadas observadas en verano, o a partir de la estructura de grupos. En los primeros dos casos, las hembras son de edades conocidas, y las estimaciones de la tasa de reproducción son por tanto mucho más precisas. En efecto, esperamos que la reproducción varíe a la vez en función de la edad, de la condición de las hembras, de la densidad de la población (Bauer 1985) y de las variables climáticas.

Entre las poblaciones presentadas aquí (Tabla 12.2), la población de Bazès tenía la densidad más baja (es una población reintroducida en fase de colonización entre 1985 y 1999, Loison et al. 2002), mientras que Orlu y el Parque Nacional de los Pirineos tienen las densidades más elevadas y Les Bauges una densidad intermedia (Loison et al. 1999). La edad de la primera reproducción es tanto más precoz cuanto más baja sea la densidad poblacional. Si casi todas las hembras de 2 años (i. e., siendo fecundados a los 18 meses de edad) se reprodujeron en el Bazès entre 1985 y 1997 (Loison et al. 2002), solo había un 60% en los Bauges

(Houssin et al. 1993, Fig. 12.4) y ninguna en Orlu (Dubray et al., datos no publicados) o en el Parque Nacional de los Pirineos (Crampe et al. 2003). Este efecto negativo de la densidad ha sido demostrado antes por Bauer (1985) cuando comparaba varias poblaciones. La población de Bazès, donde los ejemplares han pasado de una veintena de individuos en 1985 a cerca de 250 en 2000, ha permitido poner en evidencia la sensibilidad diferencial de la reproducción a la densidad en función de las clases de edad en el seno de una misma población. Así pues, mientras el número de ejemplares llega a 150 individuos, la tasa de reproducción de la hembras de 2 años comienza a disminuir, y mientras los ejemplares llega a 200, la tasa de hembras de 2 años ha bajado (Fig. 12.5). Cualquiera que sea el número de ejemplares, el rendimiento reproductivo de las hembras más viejas no varía. Eso es similar a los resultados encontrados en otras especies de ungulados, que pone en evidencia que la reproducción de los jóvenes es más sensible a las variaciones de la densidad que la de los adultos (ver revisión por Gaillard et al. 2000). La menor probabilidad de reproducirse con la edad es probablemente un fenómeno mucho más tardío que lo que pensamos generalmente, y empieza a edades que varían según las poblaciones (Houssin et al. 1993, Pérez-Barbería et al. 1998, Crampe et al. 2003).

La tasa de reproducción depende del peso de la hembra, que refleja en parte su condición física, sobre todo en el caso de las hembras jóvenes. En los Bauges donde las hembras son capturadas en verano, solo las hembras de 2 años de más de 22 kg son seguidas de cabritos. Entre 22 y 25 kg, cerca de 40 % de las hembras jóvenes son reproductoras, y por encima de los 25 kg, la tasa de hembras de dos años seguidas de cabritos pasa a ser del 75% (Fig. 12.6). Este efecto del peso se encuentra, de manera menos marcada, para las hembras de 3 años y más: 85 % de las hembras adultas de menos de 26 kg se reproducen y más de 95% de las hembras de más de 29 kg (Loison et Jullien, datos no publicados). Estos resultados encontrados sobre las hembras capturadas son coherentes con otros encontrados a partir de análisis de ovarios de sarríos cazados en España (Pérez-Barbería et al. 1998).

El porcentaje de hembras con un cabrito en verano es afectado negativamente por la calidad de la nieve en primavera. En la población de Orlu, una mayor cobertura de nieve de marzo a mayo debilita el índice de reproducción, calculado como el número de cabritos según el número de hembras de 2 años (Loison et Menaut, datos no publicados, Fig. 12.7). Este efecto es encontrado en los Bauges con la tasa de hembras adultas marcadas seguidas de cabritos: entre 1994 y 2000, la tasa de hembras adultas reproductoras ha sido mayor del 92% todos los años, salvo dos años con mucha nieve (1995 y 1999), donde la tasa de reproducción de las hembras adultas bajó por debajo del 90% (efecto significativo de nevada sobre la tasa de reproducción; Loison y Jullien, datos no publicados).

## 12.4. Los modelos demográficos

Hemos considerado la tasa de supervivencia y reproducción de la gamuza y del sarrío en la sección anterior, y hemos comprobado que varían en función de varios factores: los intrínsecos a los individuos, como su edad, sexo, peso y los extrínsecos como la densidad o el clima. Estos factores pueden también ser afectados por las enfermedades, que disminuyen el rendimiento de reproducción o la probabilidad de supervivencia. Las relaciones entre las variables climáticas y los parámetros demográficos pueden ser complejos. Por ejemplo, una nevada fuerte tendrá efectos negativos sobre la supervivencia de los jóvenes y la reproducción, pero

un efecto retardado positivo sobre la supervivencia de los adultos. Para entender mejor cuales son las consecuencias de las variaciones en la supervivencia y en la reproducción en función de la edad y del sexo sobre la dinámica de la población en su conjunto, es necesario elaborar modelos demográficos. Los modelos van a permitir, por una parte, establecer un balance de la demografía pasada y, por otro lado, elaborar predicciones sobre la dinámica futura.

Los modelos adaptados a las poblaciones estructuradas en edad son matriciales, tipo modelo de Leslie (Caswell 2001). Los parámetros de entrada son parámetros demográficos, en función de la edad y del sexo de los individuos. En el caso donde se supone que los machos no son numéricamente limitantes para la reproducción de las hembras, los modelos están basados únicamente sobre la composición de hembras de la población. Estos modelos matriciales permiten estimar la tasa de multiplicación anual de la población y estimar la estructura de edad y del sexo asintótico. El impacto de la caza y de las variaciones temporales de parámetros demográficos sobre la tasa de multiplicación anual y de la estructura de edad puede ser estudiado con varios modelos basados en escenarios contrastados (Caswell et Tuljapurkar 1997). En el caso de la población en crecimiento de Bazès, Loison et al. (2002) han demostrado que variando la supervivencia juvenil entre 80% y 97% y la tasa de reproducción de las hembras de 2 años de 77% a 90% (la tasa de supervivencia adulta siendo 95% y la tasa de reproducción adulta de 90%), la tasa de multiplicación anual varía entre 22% por año y 30% por año. Esta diferencia no es insignificante, puesto que el número de ejemplares de una población, donde la tasa de multiplicación anual es de 22 %, se puede doblar en cerca de 6 años, mientras que se duplica en 3 años en el caso de una tasa de multiplicación de 30% por año.

Los modelos que tienen en cuenta los dos sexos son interesantes para evaluar los cambios de la sex-ratio esperados bajo diferentes planes de caza. Eso permite determinar la sex-ratio y la proporción de edades de los machos que resultaría de una caza más o menos sesgada a favor de los machos. Estos modelos, elaborados por ejemplo por el ciervo rojo *Cervus elaphus* (ver Langvatn et Loison 1999, Clutton-Brock et Loneragan 1994) son fácilmente trasladables al caso de la gamuza y del sarrío, donde los parámetros demográficos son muy similares al de esta especie (ver también Jorgenson et al. 1993 sobre el muflón de las Rocosas). A menudo el límite de utilización de los modelos es que algunos parámetros no son conocidos. Por ejemplo, no sabemos a partir de qué umbral la falta de machos adultos puede suponer un problema para la reproducción de las hembras. Existen varios estudios en otros ungulados (experimentales sobre el ciervo rojo, Squibb 1985, Noyes et al. 1996; observacionales sobre el alce *Alces alces*, Solberg et al. 2002, Laurian et al. 2000, y sobre el antílope saiga *Saiga tatarica*, Milner-Gulland et al. 2003), no se ha hecho nada con el sarrío o la gamuza sobre este aspecto que es muy difícil de estudiar. Parece necesario entender mejor las tácticas de reproducción y de dispersión de los machos en la gamuza. Los pocos estudios sugieren que el comportamiento durante el celo varía de una población a otra (Krämer 1969, Lovari & Locati 1991, Van Hardeberg 2000, Loison 1995, Crampe, datos no publicados), lo que no simplifica la relación entre la sex-ratio y el rendimiento de reproducción de los machos y de las hembras.

A pesar de la falta de información sobre algunos parámetros, los modelos son herramientas interesantes para evaluar el impacto potencial de las estrategias de gestión y de conservación sobre la dinámica y la estructura de las poblaciones. No obstante, está claro que solo pueden ser usados como un elemento entre otros para guiar las decisiones de gestión. En efecto, mientras se afinen más los conocimientos sobre la dinámica de poblaciones, los procesos demográficos parecen hacerse más complejos y las predicciones pueden parecer inciertas e inestables.

Así pues, la puesta en evidencia de efectos retrasados (y la existencia, no mencionada aquí, de efectos de cohorte a largo plazo, ver Gaillard et al. 2003b para una revisión sobre los cérvidos) sugiere que las poblaciones nunca llegan a un estado de equilibrio estable, a menudo enfocada como una etapa última de desarrollo de una población (ver Post y Stenseth 1998, Solberg et al. 1999 para ejemplos en ungulados).

## 12.5. Resultados y perspectivas de estudio

### 12.5.1. Algunas líneas directrices para un mejor seguimiento de ejemplares

Tener éxito con los planes de gestión o de conservación a largo plazo implica saber estimar cómo varían los efectivos y la estructura de las poblaciones a lo largo del tiempo. Lo hemos visto en algunos ejemplos citados anteriormente, mientras los ejemplares de una población varían, su funcionamiento se encuentra modificado. Gracias a los estudios comparativos sobre varias poblaciones de especies de ungulados, viene a ser evidente que algunas modificaciones aparecen a menor densidad. Existe entonces una respuesta jerarquizada y secuencial de diferentes parámetros demográficos a la densidad, que se encuentra en el conjunto de los ungulados (Eberhardt 1985, Gaillard et al. 2000, Bonenfant et al. 2002). Por ejemplo, la tasa de jóvenes hembras que se reproducen disminuye antes que la tasa de hembras adultas. De manera similar, la supervivencia adulta se mantiene en general elevada incluso a densidades altas mientras que la supervivencia de los jóvenes tiende a depender de la densidad (Gaillard et al. 2000). Hubiéramos podido también demostrar una bajada de peso de los jóvenes con un incremento de ejemplares (Crampe et al. 1997, Couilloud et al. 1999). A partir de estos hechos, es posible imaginar un seguimiento de tendencias de ejemplares que descansa en parte sobre estas variables donde los valores son dependientes de la densidad. Las variables que responden a las modificaciones de equilibrio entre la población y el ambiente han sido llamadas "indicadores de cambios ecológicos" (Cederlund et al. 1998, Morellet et al. 2001). Hemos resumido en la Tabla 12.3 algunas sugerencias de funcionamiento de las poblaciones en función del equilibrio población/entorno, que pueden ayudar a poner en marcha los indicadores de cambios ecológicos. En la medida en que los censos proveen información poco precisa sobre la tendencia hacia el incremento o disminución de los ejemplares, y son insuficientes para interpretar el porqué de las tendencias observadas, es importante intentar obtener información complementaria sobre el funcionamiento de las poblaciones. Esta información puede provenir de las medidas cogidas de los animales cazados o de los protocolos de observación, en función de las medidas disponibles y de los objetivos.

### 12.5.2. Algunos desafíos futuros

La dinámica de poblaciones del género *Rupicapra* ha sido estudiada en pocas poblaciones en Francia, en las cuales los individuos son marcados. La recogida de datos a largo plazo ha permitido estimar los parámetros demográficos por sexo y clase de edad, y también la identificación de algunas fuentes de variación, clima y densidad, esencialmente. En paralelo, varios estudios han abordado las estructuras sociales y espaciales de la gamuza y del sarrío. Las poblaciones de gamuza y de sarrío son claramente y fuertemente estructuradas en el espacio (Richard-Hansen 1992, Loison et al. 1999c), en función de las características topográficas y



de ciertos hábitos heredados de su periodo juvenil. En el futuro, parece que va ser esencial evaluar cómo la estructura de las poblaciones en sub-poblaciones modifica las predicciones demográficas y las posibles modalidades de gestión. Al mismo tiempo, las poblaciones de gamuza y de sarrío no son aisladas generalmente (Clarke 1986, Clarke & Frampton 1991, Levet et al. 1995), mientras que hay poca información sobre las estimaciones de la tasa de intercambio, emigración o inmigración. Entonces, se debe hacer un esfuerzo más importante para saber cuáles son las modalidades de uso del espacio a pequeña y gran escala. Específicamente, la distribución de los sarríos y gamuzas es todavía heterogénea con zonas con densidades muy altas dentro de las cuales hay poblaciones protegidas (los Parques Nacionales por ejemplo) y zonas de densidad más baja, a menudo objeto de caza. El papel de los espacios protegidos y no cazados para el mantenimiento de las poblaciones colindantes no ha sido bien comprendido, en gran parte a causa de la falta de datos disponibles. Los progresos de la genética (Pérez et al. 1996, Luikart & England 1999, Manel et al. 2003) y del seguimiento a distancia por satélite (collares GPS) deben permitir avances importantes en el dominio de la dinámica espacial a diferentes escalas.

Las gamuzas y sarríos viven en un entorno usado por diferentes actividades antropomórficas, con vocación recreativa (por ejemplo, el senderismo o parapente) o profesional (por ejemplo la cría de ovejas, vacas o cabras). Las interacciones con los turistas y con los animales domésticos puede tener consecuencias importantes sobre las especies salvajes (para diferentes casos de molestias turísticas, ver por ejemplo Cederna & Lovari 1997, Gander & Ingold 1997). En particular, hay que destacar que los intercambios de enfermedades, que puede pasar de la fauna doméstica a la fauna salvaje (Cransac et al. 1997, Jorgenson et al. 1997, Degiorgis et al. 2000), con la posibilidad de crear reservorios difíciles de controlar. Las consecuencias demográficas de las enfermedades emergentes en las poblaciones salvajes pueden ser dramáticas (Loison et al. 1996). Un desafío para la gestión y la conservación de las gamuzas y los sarríos es el de entender mejor las modalidades de transmisión de enfermedades de la fauna doméstica a la fauna salvaje y de medir sus consecuencias demográficas. En el cuadro de los estudios epidemiológicos como en el cuadro de los estudios demográficos, uno de los aspectos importantes a analizar es la escala espacial de funcionamiento de las poblaciones y el flujo de individuos, que pueden facilitar el flujo de enfermedades. Como hemos señalado anteriormente, van a permitir importantes progresos los programas que combinan herramientas de la genética en el campo (Manel et al. 2003) con el estudio poblacional (Luikart & Allendorf 1996), y las herramientas de análisis epidemiológicas.

Finalmente, las poblaciones de gamuza y sarrío en Francia han aumentado en número y en extensión geográfica. Este incremento numérico y espacial ha tenido lugar en paralelo con poblaciones de otras especies de ungulados salvajes, corzos *Capreolus capreolus*, ciervos, muflones *Ovis gmelini* y jabalíes *Sus scrofa* (Loison et al. 2003). Más frecuentemente los hábitats son ocupados por toda una comunidad de herbívoros salvajes potencialmente competitivos, al menos durante una época del año. Quedan por estudiar su manera de compartir el entorno y los recursos (Homolka et al. 2001, Pompilio et al. 2001). Las comunidades de ungulados son las más ricas en la media montaña en Europa, y constituyen unos buenos modelos de estudio para procesos de coexistencia y competición entre varias especies. La situación es incluso más interesante porque las comunidades se encuentran en unas situaciones que pueden ser contrastadas desde el punto de vista de la presencia de predadores. Por ejemplo, ciertas comunidades de ungulados tienen que hacer frente a la depredación del lobo

*Canis lupus* y otros no. Entonces, los proyectos sobre la dinámica de poblaciones del sarrío y de la gamuza deben tener en cuenta un contexto multi-específico y multi-trófica, a menudo ignorado (por falta de medios) en estudios anteriores.

## Agradecimiento

Este trabajo fue posible gracias a la colaboración a largo plazo con el Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, y más específicamente con D. Maillard, D. Dubray, J. Appolinaire, J.-M. Jullien y P. Menaut. También queremos agradecer a J.-M. Gaillard por su revisión de este texto.

## Tablas y figuras

**Tabla 12.1.** Tabla de resumen de diferentes tipos de datos que pueden ser recogidos en función de diferentes trabajos de campo.

**Tabla 12.2.** Características de cuatro principales poblaciones con gamuza o sarrío marcados en Francia.

**Tabla 12.3.** Características esquemáticas de algunos parámetros individuales o poblacionales en las poblaciones colonizadores, transitorios o establecidos.

**Figura 12.1.** Relación entre el índice de abundancia (calculado como la media de número de sarríos vistos en un circuito recorridos varias veces) y los efectivos de la población estimada a partir de sarríos marcados por captura-marcaje-recaptura. La pendiente de la regresión entre el índice de abundancia y los efectivos estimados se representa por los efectivos comprendidos entre 0 y 50, entre 50 y 125 y más de 125. La pendiente no es significativamente diferente de 0 cuando los efectivos son más de 125 (indicado por las siglas "NS") contrariamente a lo que ocurre con los efectivos entre 0 y 50 y 50 y 125 (indicado por las siglas "S"). Estos datos vienen de la población de sarrío de Bazès en el Departamento de Altos Pirineos.

**Figura 12.2.** Relación entre el porcentaje de animales vistos de media sobre un circuito repetido varias veces y los efectivos de la población estimados a partir de los sarríos marcados, por un método de captura-marcaje-recaptura. La línea punteada representa el porcentaje medio, la línea continua la tendencia a la baja del porcentaje al disminuir la población en tamaño. Estos datos vienen de la población de sarrío de Bazès en el Departamento de Altos Pirineos.

**Figura 12.3.** Tasa de supervivencia anual de hembras y machos de sarrío en la población de Orlu en el Departamento de Ariège. Las tasas de supervivencia se estiman a partir de los sarríos marcados por el modelo de capture-marcaje-recaptura. Los puntos representan la supervivencia para cada edad y el trazo continuo la relación loglineal para las hembras o logcuadrática para los machos modelizando las variaciones de la supervivencia en función de la edad.

**Figura 12.4.** Tasa de reproducción de las hembras capturadas en función de la clase de edad en la población de gamuza de Bauges en los Alpes septentrionales. La edad de reproducción se determina por la presencia o no de leche en las mamas.

**Figura 12.5.** Tasa de reproducción de las hembras de sarrío en la población de Bazès en función del tamaño poblacional, estimados a partir de sarríos marcados por un método de captura-marcaje-recaptura en la población de sarrío de Bases en el Departamento de Altos Pirineos. Los valores presentados son los valores predichos por el mejor modelo explicativo de los datos, que muestran que el tamaño poblacional afecta a las clases de edad jóvenes más que a los adultos. Los datos de la reproducción han sido obtenidos a través de la observación del estado reproductivo de las hembras marcadas de edad conocida.

**Figura 12.6.** Tasa de reproducción de las hembras mayores de dos años, fecundadas cuando tenían entre 18 y 20 meses en función del peso en la población de gamuza de Bauges (Alpes septentrionales). Estos datos provienen de hembras capturadas en verano, en las que la edad de reproducción se ha estimado a partir de la presencia o no de leche en las mamas.

**Figura 12.7.** Índice de reproducción estival en función de la altura de la nieve en primavera en la población de sarrío de Orlu en el Departamento de Ariège. El índice de reproducción se ha estimado como la razón entre el número de cabritos y el número de hembras de más de dos años observados en verano.



## 13. La alimentación del sarrío en el Pirineo central

**Arantza Aldezabal<sup>1</sup> y Ricardo García-González<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Euskal Herriko Unibertsitatea (UPV-EHU), Apdo. 644, 48048 Bilbo (Bizkaia),  
Euskal Herria. gvpalroa@lg.ehu.es

<sup>2</sup>Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Apdo. 64, 22700 Jaca (Spain).  
rgarciag@ipe.csic.es

### Resumen

El objetivo de este trabajo fue analizar el comportamiento alimentario del sarrío *Rupicapra p. pyrenaica* a partir de la comparación de las dietas anuales y estacionales de varios grupos de sarríos que habitan en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y su Zona Periférica. En particular se ha estudiado la influencia de varios factores físicos (exposición, altitud) sobre su régimen alimentario y la posible adaptación del mismo a los cambios fenológicos de la vegetación. El régimen alimentario se describió en estudios previos, estableciéndose la composición de la dieta mediante el análisis microhistológico de las heces y su calidad mediante la determinación del nitrógeno fecal. Se estudiaron cuatro grupos de sarríos que viven en condiciones ambientales diferentes: dos grupos mayoritariamente forestales (uno en umbría, otro en solana y ambos en un rango altitudinal de 1450 a 2000 m) y dos grupos de distribución estival claramente supraforestal pero distribuyéndose a diferentes altitudes: 1950-2500 m y 2500-2950.

En general, las gramíneas fueron preferentemente consumidas en invierno y primavera, mientras que el mayor contenido de dicotiledóneas herbáceas se obtuvo en verano, siendo las leñosas bastante abundantes en otoño. En verano, aunque hubo diferencias importantes en el consumo de gramíneas y leñosas entre todos los grupos estudiados, la cantidad de dicotiledóneas fue similar en todos (30-35%). El patrón de consumo de leñosas del grupo forestal de solana se vio fuertemente influido por la fenología del erizón *Echinopartum horridum*. El máximo nivel de solapamiento de dietas entre los dos grupos forestales se obtuvo en enero-febrero (97%) y el mínimo en julio-agosto (65%). Se observó un consumo superior al 50% de partes florales en uno de los grupos supraforestales en julio-agosto. El valor máximo de nitrógeno fecal se obtuvo en abril en los grupos forestales y más tarde en los supraforestales (en junio, el grupo de 1950-2500 m y en julio, el de 2500-2950 m). Estos resultados sugieren que los sarríos son capaces de adaptar su régimen alimentario a los cambios fenológicos de la vegetación, migrando en altitud y seleccionando especies

vegetales e incluso partes de la planta que ofrecen mejor calidad nutritiva. Con ello, consiguen diversificar más su dieta y minimizar el solapamiento trófico, reduciendo las posibilidades de competencia intraespecífica.

**Palabras clave:** *Rupicapra pyrenaica*, dieta, migración altitudinal, variación estacional, forestal, supraforestal, nitrógeno fecal, Pirineo Central.

### Abstract

*The goal of this study was to analyse the feeding behaviour of the Pyrenean chamois (Rupicapra p. pyrenaica) by comparing annual and seasonal diets of various groups in the Ordesa and Monte Perdido National Park and surroundings. We considered the influence of several physical factors (exposure, altitude) on the feeding regime and possible adaptation to phenological changes in vegetation. The diet has been described in previous studies using a microhistological analysis of feces and its quality based on fecal nitrogen. We considered four groups of chamois living under different environmental conditions: two groups were mostly forest based (one in Umbria, another in Solana, between 1450 to 2000 m altitude) and two groups with a summer distribution that was clearly above the forest line but at different altitudes (1950-2500 m and 2500-2950).*

*In general the graminoids were preferably consumed in winter and spring, while the greatest content of herbaceous dicots was in summer, and woody plant were very abundant in autumn. In summer, although there were important differences in the consumption of graminoids and woody plants among the study groups, the quantity of dicots was similar (30-35%). The pattern of woody plant consumption in the forest group from Solana was strongly influenced by the phenology of the shrub *Echinopartum horridum*. The highest overlap of diets between the two forest groups was in January-February (97%) and the least in July-August (65%). More than 50% of the flowery parts were consumed in one of the groups above the forest line in July-August. The maximum value of fecal nitrogen was in April in the forest groups and later above the forest (in June, for the group at 1950-2500 m and in July for the group at 2500-2950 m). These results suggest that the chamois can adapt their diet to phenological changes in vegetation, changing altitude and selecting plant species and even different parts of the plant with the best nutritive value. In this way, they can diversify their diet and minimize the trophic overlap, while reducing the possibilities of intra-specific competition.*

**Keywords:** *Rupicapra pyrenaica*, diet, altitude migration, seasonal variation, forest, supraforestal, faecal nitrogen, Central Pyrenees.

## 13.1. Introducción

Las estrategias alimentarias de los herbívoros rumiantes dependen de sus adaptaciones anatómicas (Hofmann 1989) y también de su tamaño corporal, puesto que sus requerimientos energéticos y nutritivos son proporcionales a su peso metabólico (expresado como  $W^{0.75}$ , donde  $W$  es el peso medio de los ejemplares adultos), por lo

cual una especie de tamaño pequeño necesita más energía por unidad de peso. La capacidad de su tracto gastrointestinal para procesar el alimento es directamente proporcional a su peso corporal, de forma que los rumiantes pequeños sólo pueden satisfacer sus requerimientos energéticos ingiriendo un tipo de alimento de relativamente alta calidad en comparación con los herbívoros de mayor tamaño (Demment y Van Soest 1985, Gordon y Illius 1994).

El sarrío *Rupicapra pyrenaica pyrenaica*, con un peso corporal de 22-33 kg aproximadamente (Crampe 1997, Herrero *et al.* 2000), es un ungulado que presenta un alto grado de adaptación a la alta montaña, lo cual se refleja en ciertas particularidades anatómicas. En nuestro territorio pirenaico, esta subespecie coloniza un rango altitudinal muy amplio, que va desde los aproximadamente 1000 m en su límite inferior hasta cerca de los 3000 m en las partes más elevadas, aunque esto varía de acuerdo con la época del año. Algunos autores (Elsner-Shack 1985, Lovari y Consentino 1986, García-González y Hidalgo 1989) asocian el hábitat del sarrío con afloramientos rocosos y áreas abiertas de vegetación que presentan gran diversidad de especies herbáceas. Dado que uno de los factores más importantes en la selección de hábitat en ungulados es la eficiencia alimentaria (Hanley 1984, Langvatn y Hanley 1993, Wilmshurst *et al.* 1995), se podría esperar que la dieta del sarrío estuviera compuesta principalmente de vegetación herbácea, con un reducido impacto sobre las especies forestales.

La clasificación del sarrío es algo confusa y no encaja bien en ninguna de las dos estrategias, típicamente denominadas “pastadores” (preferentemente consumidores de hierba) y “ramoneadores” (preferentemente consumidores de plantas leñosas con alto contenido celular). Comúnmente ha sido considerado como un herbívoro intermedio (“*intermediate feeder*”), capaz de adaptar sus hábitos tróficos al consumo de alimentos concentrados o fibrosos dependiendo de la disponibilidad vegetal (Hofmann 1989). Durante el invierno, cuando los pastos supraforestales están cubiertos de nieve, los sarríos descienden en altitud hacia el bosque, y la falta o escasez de plantas herbáceas en este tipo de ecosistemas forestales, les obliga a cambiar su dieta e incorporar plantas leñosas en la misma, llegando incluso a ser dominantes (García-González y Cuartas 1996).

Posiblemente, algunas de las circunstancias ligadas a su entorno y biología (carácter huidizo y desconfiado, imposibilidad de identificar las plantas que ingiere por observación directa, alta diversidad de los pastos que utiliza, etc.), hayan influido para que existan pocos estudios precisos sobre el régimen alimentario del sarrío, siendo éste en general poco conocido, y en algunos lugares y épocas prácticamente ignorado, como es la dieta anual en la Cordillera Pirenaica. La mayor parte de los trabajos sobre la alimentación de los rupicaprinos se refieren a la gamuza centroeuropea (Onderscheka y Jordan 1976, Schröder *et al.* 1982 y 1983, Obrtel *et al.* 1984, Perle y Hamr 1985, Kozená 1986), y tan sólo algunos corresponden al rebeco de los Montes Cantábricos (Pérez-Barbería *et al.* 1997), a la subespecie de los Apeninos (Ferrari y Rossi 1985, Ferrari *et al.* 1988), y por último a la de la Cordillera Pirenaica (Berducou 1974, García-González 1984, García-González y Cuartas 1996, Aldezabal 1996, Aldezabal 2001).

Una conclusión sintética que podría extraerse de la bibliografía mencionada, sobre todo a partir de los trabajos que han tratado el tema con mayor profundidad y detalle (Berducou 1974, Dunant 1977), es que el sarrío es una especie más pascícola que ramoneadora, que preferentemente consume gramíneas y dicotiledóneas herbáceas (sobre todo leguminosas) siempre que puede, y también que se observa una cierta constancia en el consumo de determinadas especies vegetales, incluso en áreas geográficas distintas. Generalmente, la dieta de adultos y jóvenes es muy similar, al menos durante la época estival, si bien la diversidad es algo menor en estos últimos, probablemente debido a la inmadurez de los mecanismos de selección de alimento (García-González 1984). Los sarríos satisfacen sus necesidades de agua casi exclusivamente mediante la ingestión de la hierba fresca, que les proporciona suficiente agua metabólica, por lo que prácticamente no beben.

En algunas ocasiones, pueden existir diferencias entre la estrategia alimentaria de machos y hembras adultas. Según observó Pérez-Barbería (1994) en la Cordillera Cantábrica, los grupos de machos no sólo ocupaban con más frecuencia comunidades vegetales más pobres, sino que también su dieta presentaba a lo largo de todo el año mayor contenido de matorral que las agregaciones de hembras. Este comportamiento también ha sido observado en los ciervos (Clutton-Brock *et al.* 1982, Staines *et al.* 1982). Se desconoce el mecanismo que origina este reparto del espacio y recursos entre machos y hembras; el hecho es que la segregación de los grupos de ambos sexos permite relajar la competencia por el alimento, beneficiando a las hembras y de alguna forma compensando el gasto que supone la gestación y la lactancia. Asimismo, Pérez-Barbería (1994) también observó una falta de concordancia entre la dieta seleccionada y el uso del hábitat en el rebeco, que podría entenderse considerando que la dieta es el resultado de la interacción de la preferencia de un animal por determinadas especies vegetales y las limitaciones que imponen el propio medio, las circunstancias del entorno y el propio animal (Hodgson 1985).

El objetivo de este trabajo fue analizar la composición y calidad de la dieta de varios grupos de sarríos del Pirineo Central, para: 1) conocer las características de su dieta anual y estacional, 2) describir cómo influyen diversos factores físicos (exposición, altitud) sobre estas variaciones, y 3) discutir el posible papel que desempeñan las migraciones altitudinales en la mejora de las condiciones alimentarias.

## 13.2. Material y métodos

En el Pirineo Central español la densidad poblacional de las Reservas de Caza oscilan entre 4,4 y 8,7 indv/km<sup>2</sup>, mientras que en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) es de 12,4 indv/km<sup>2</sup>, pudiendo superar los 20 indv/km<sup>2</sup> en algunas zonas como el Cañón de Arazas (Hidalgo 1991, García-González *et al.* 1992, Herrero *et al.* 2003). El peso corporal de los sarríos varía en función de una serie de factores entre los que se encuentran la edad y la estación del año, siendo las variaciones debidas al sexo de escasa importancia (Herrero *et al.*, 2000). La tasa de fertilidad varía bastante dentro del rango 60%-90% y la mortalidad infantil (del



primer año) es en general mayor del 50%, siendo la relación de sexos también muy variable.

Para el estudio de la alimentación se muestrearon los siguientes grupos o subpoblaciones de sarríos:

- a) dos subpoblaciones forestales: una de solana (Aldezabal 1996) y otra de umbría (García-González y Cuartas 1996), de las cuales se realizó un seguimiento anual tomando muestras mensuales. El tamaño de ambas es similar (entre 150-250 individuos) y ocupan territorios espacialmente contiguos: umbría del Cañón de Arazas (PNOMP) y solana de Diazas y Punta Acuta (Reserva de Caza de Viñamala). Las dos subpoblaciones son relativamente independientes, ya que la presencia de grandes acantilados dificulta el intercambio de individuos. El hábitat es fundamentalmente forestal y el rango altitudinal varía entre 1300-2200 m. El hábitat de la población de umbría está constituido por un bosque mixto de *Pinus sylvestris*, *Fagus sylvatica* y *Abies alba* en la parte baja-media, y por un pinar de *P. uncinata* en la parte alta que alterna con matorral subalpino (*Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium myrtillus*) y comunidades glareícolas. En la solana predomina el bosque submediterráneo de quejigo *Quercus humilis* en la parte baja, el pinar de *Pinus sylvestris* con *Buxus sempervirens* y matorral de erizón *Echinopartium horridum* en altitudes medias, y el pinar subalpino de *P. uncinata* alternando con pastos acidófilos (*Nardion strictae* y *Festucion eskiae*) en la parte alta.
- b) dos subpoblaciones supraforestales: un grupo que vive a 1950-2500 m (Sierra Custodia) y otro grupo a 2400-2950 m (Barranco de Góriz), ambos en el PNOMP. Los dos grupos fueron muestreados durante el periodo estival (de Junio a Septiembre) de 1993. El hábitat de ambos está constituido por pastos supraforestales de diferentes tipos, ampliamente descritos en Aldezabal (2001).

La composición de dieta se determinó mediante el análisis microhistológico de las heces (Holechek *et al.* 1982, Cuartas y García-González 1996), recolectando muestras fecales mensuales a partir de diferentes individuos, para posteriormente componer mezclas mensuales y bimensuales de cada grupo formadas por un mínimo de 5 muestras individuales por grupo.

Para el tratamiento estadístico de los datos las especies vegetales detectadas en la dieta fueron agrupadas en las siguientes categorías vegetales: gramínoideas apetecibles, gramínoideas menos apetecibles, leguminosas herbáceas, dicotiledóneas, matorrales, arbustos, árboles. Se calculó el nivel de solapamiento de dieta mediante el índice de similitud de Kulczynski (KSI) y la selección de la dieta mediante el índice de Jacobs (Krebs 1989) y se aplicó el análisis de la varianza 2-factorial y tests no-paramétricos con datos apareados, para la comparación de medias y medianas respectivamente.

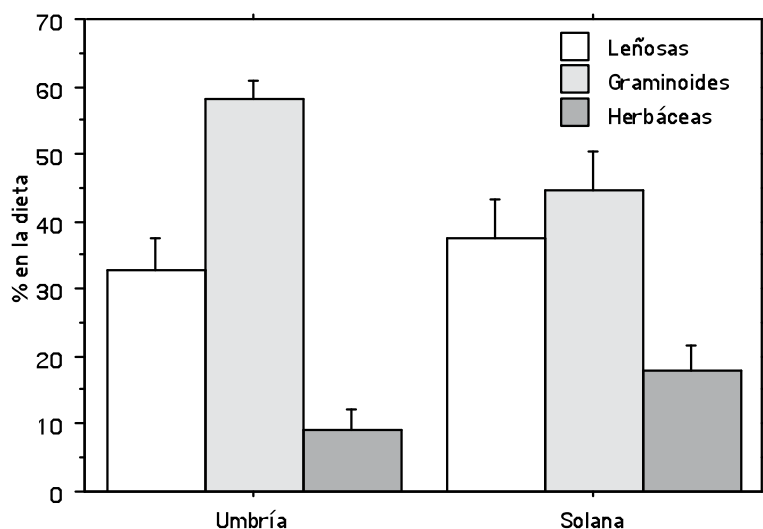
En relación a la calidad de dieta, ésta fue estimada a partir del nitrógeno fecal de muestras mensuales a nivel individual (Garin *et al.* 1998) y se analizó su variación temporal mediante un análisis de la varianza.

### 13.3. Resultados y discusión

#### 13.3.1. El régimen alimentario del sarrío en ambiente forestal

##### 13.3.1.1 Variación espacial del régimen alimentario: influencia de la orientación

En la Figura 13.1 se ha representado la composición media de la dieta de las dos subpoblaciones de sarríos residentes en ambiente forestal. Las contrastadas condiciones de orientación de la ladera, condicionan hábitats muy diferentes, con lo cual ambas subpoblaciones se encuentran con una oferta vegetal distinta. En el balance anual y en relación con las categorías vegetales (Figura 13.1), las gramíneas fueron el componente predominante de la dieta en ambas poblaciones, aunque con cantidades más altas para la población de umbría (58,3% y 44,5% respectivamente). Contrariamente, las dicotiledóneas herbáceas fueron más consumidas por los sarríos de la solana (9% y 18% respectivamente). Las leñosas supusieron cantidades similares en la dieta anual de ambas poblaciones (32,7% y 37,5% para umbría y solana respectivamente), aunque la composición de especies fue notablemente distinta.



**Figura 13.1.** Composición media anual de la dieta del sarrío correspondiente a las poblaciones de la Umbría de Arazas y la Solana de la Punta Cuta (García-González y Cuartas 1996, Aldezabal 1996). Las barras de error indican el error estándar.

*Figure 13.1.* Average yearly makeup of the Pyrenean chamois diet at Umbría de Arazas and Solana de la Punta Cuta (García-González and Cuartas 1996, Aldezabal 1996). Error bars represent standard errors.

La composición florística de las dietas varió de forma importante entre ambas poblaciones en respuesta a esas diferencias de hábitat. Las gramíneas más abundantes fueron *Festuca rubra* (26,1%) y *Sesleria coerulea* (13%) para la población de la umbría y *F. rubra* (21,1%) y *F. indigesta* (4,4%) para la población de la solana. Otras

especies importantes son *Brachypodium gr. pinnatum* y diversos cárices (*Carex spp.*), cuya aparición está más ligada al invierno y también a su rebrote, sobre todo en la solana.

Ambas poblaciones consumieron una gran diversidad de especies dicotiledóneas herbáceas, todas ellas con porcentajes inferiores al 1%. Existen dicotiledóneas herbáceas que son consumidas aproximadamente a lo largo de todo el año, como *Achillea millefolium*, *Anthyllis gr. vulneraria-montana*, *Helianthemum gr. nummularium*, *Plantago alpina* o *Potentilla sp.* Sin embargo, estas especies se mantienen en bajas proporciones. Muy pocas especies superan en 2%, y sólo *Galium verum*, *Teucrium spp.* durante el pico de Agosto e *Hippocrepis comosa* en Octubre, superan el 4%.

Las leñosas más consumidas fueron el pino (*Pinus spp.*, 15,5%) y el abeto (*Abies alba*, 2,9%) para la población de la umbría y la brechina (*Calluna vulgaris*, 12,6%), el erizón (*Echinopartium horridum*, 12,3%) y el pino (*Pinus spp.*, 9,2%) para la población de la solana, con marcadas variaciones estacionales. El erizón es una leguminosa arbustiva abundante en laderas deforestadas con exposiciones Sur del piso montano y subalpino del Pirineo Central. Durante la floración (Junio-Julio) su estado nutritivo es óptimo (alta concentración de proteína y minerales, Garin 2000) y es consumida abundantemente por el sarrío y otros ungulados ramoneadores.

### 13.3.1.2. Variación temporal del régimen alimentario: ciclo anual

Por períodos bimensuales (Figura 13.2) se observan importantes oscilaciones que coinciden con el estado fenológico óptimo de las especies consumidas. En la población de la umbría el consumo de gramínoideas se mantuvo relativamente constante, mientras que en la de solana descendió en primavera-verano coincidiendo con el máximo de floración de las dicotiledóneas herbáceas y del erizón (Junio-Julio). En la población de la umbría el consumo de leñosas es máximo en invierno debido a la escasez de herbáceas por causa de la nieve. En la población de la solana el consumo de leñosas aumentó en primavera con la floración del erizón (72% en Junio) y en otoño con un alto consumo de brechina (63% en Noviembre).

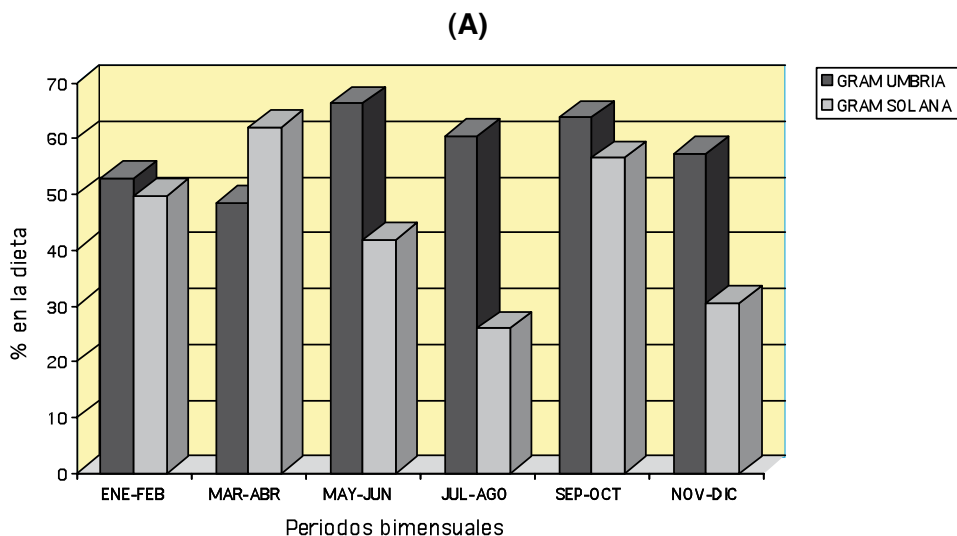
Se observó un mayor número de especies vegetales durante los meses de verano (de Julio a Septiembre), lo cual significa que es durante esta época cuando ingieren una dieta más diversa. El patrón de la variación mensual del número de especies es unimodal mostrando sus valores máximos durante el período estival (García-González y Cuartas 1996, Aldezabal 2001).

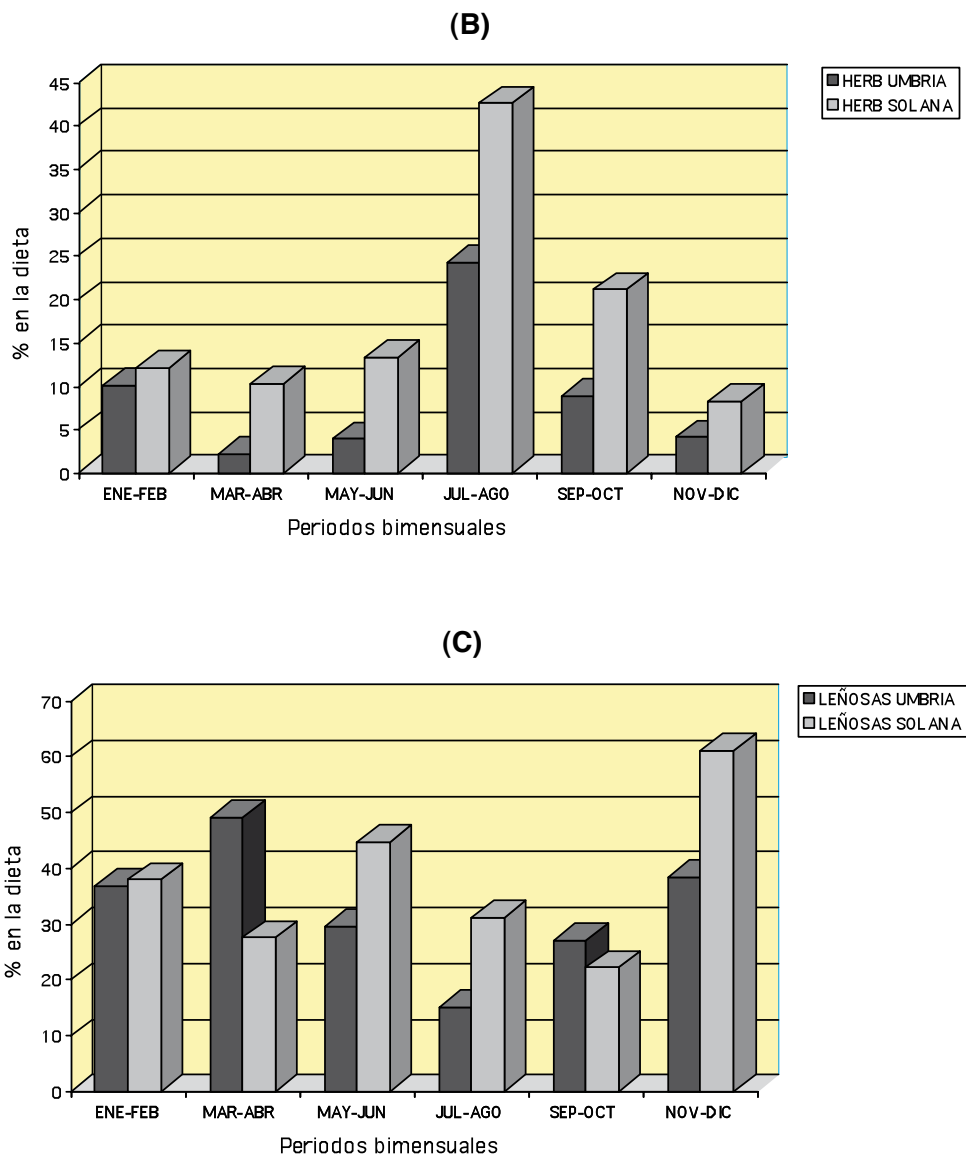
El grado de variabilidad temporal que ha mostrado las proporciones de cada una de las categorías vegetales en las distintas estaciones es diferente. En invierno, durante los meses de Enero, Febrero y Marzo, la dieta es bastante constante y homogénea, presentando valores bajos de desviación estándar en las tres categorías vegetales (García-González y Cuartas 1996; Aldezabal 2001). En esta época del año los prados intermedios, las zonas llanas en umbría, el sotobosque de los pinares, así como la mayoría de las laderas de montaña inclinadas, se encuentran cubiertas de nieve, por lo que la disponibilidad de la vegetación herbácea es muy baja, a veces casi inexistente dependiendo de la zona. Por ello, una parte importante de la dieta la

constituyen las plantas leñosas, aunque sin olvidar el componente graminoide, que a pesar de ser escaso, los sarríos llegan a encontrarlo y consumirlo.

Sin embargo, la mayor variabilidad intra-estacional ocurre durante la primavera, en la que la disponibilidad del alimento depende de las condiciones climáticas y la altitud, dos factores que determinan el comienzo del periodo de crecimiento vegetal. Por ejemplo, en los meses de Abril y Mayo los sarríos de la solana presentaron una composición alimentaria bastante similar, mientras que en Junio la dieta cambió radicalmente. Este hecho puede ser atribuido a que, durante el mes de Abril, el incremento de las temperaturas diurnas provoca la fusión paulatina de la nieve y a su vez, la retirada de ésta, permite el comienzo del desarrollo y crecimiento vegetal en los prados intermedios situados a 1400-1550 m de altitud aproximadamente, empezando a brotar las primeras hojas de gramínoideas, tiernas y ricas en nutrientes (Aldezabal 1996). Tal y como veremos más adelante, es precisamente en este período cuando esta población de sarríos obtiene su pico máximo de nitrógeno fecal.

A finales de Mayo y durante todo Junio, el ganado doméstico (vacuno y caprino en este caso) asciende del valle y los pueblos a estos prados intermedios de Diazas, compartiendo con los sarríos la zona de aprovechamiento comprendida entre Diazas, Mirador del Rey y parte de la Sierra de las Cutas. En este momento, los sarríos son desplazados de los prados a las laderas circundantes, predominantemente cubiertas de matorral de erizón y otros arbustos como el boj *Buxus sempervirens*, y las hembras preñadas se refugian en el bosque más próximo para parir. Es entonces cuando los sarríos están obligados a cambiar su régimen alimentario, y se dedican sobre todo a ramonear sobre el erizón, especie vegetal que ya ha comenzado a brotar sus pequeñas hojas ricas en nitrógeno, y aún presenta espinas bastante tiernas al tacto (Marinas *et al.* 2003). Durante este período, en el cual los prados están ocupados por el ganado vacuno, el sarrío aprovecha su gran capacidad de selección para alimentarse de las hojas nutritivas del erizón.





**Figura 13.2.** Comparación de la composición de la dieta entre las poblaciones de la Umbría de Arazas y la Solana de la Punta Cuta por periodos bimensuales (Adaptado de García-González & Cuartas, 1996; Aldezabal, 1996): (A) abundancia de gramínoideas, entre las cuales se incluyen las familias de gramíneas, juncáceas y ciperáceas; (B) abundancia de dicotiledóneas herbáceas; (C) abundancia de especies leñosas.

*Figure 13.2.* Comparison of the diet between the populations at Umbría de Arazas and Solana de la Punta Cuta in bimonthly periods (adapted from García-González & Cuartas, 1996; Aldezabal, 1996): (A) abundance of graminoids, including Gramineae, Juncaceae and Cyperaceae; (B) abundance of herbaceous dicots; (C) abundance of woody species.

En verano, a partir de principios de Julio, el ganado doméstico se desplaza y sube a puerto, hecho que aprovechan los grupos de sarríos que no han ascendido a altitudes más elevadas (no han migrado) y han permanecido en la zona, para aumentar el componente de plantas herbáceas en su dieta, mostrando un incremento notable en el consumo de las dicotiledóneas, coincidiendo con la época del desarrollo fenológico máximo de las mismas. La variabilidad intra-estacional mostrada durante el período estival es intermedia, siendo reflejo de una cierta flexibilidad en la dieta en relación a la cantidad consumida de las tres categorías vegetales consideradas (Aldezabal 2001). Así, el desplazamiento del ganado doméstico hacia altitudes más elevadas, permite el retorno de los sarríos (permanentes en la zona) a los prados y claros de bosque intermedios situados a 1400-1750 m de altitud.

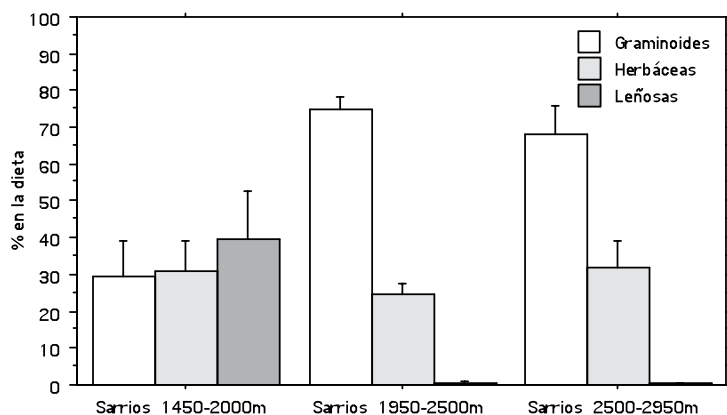
### *13.3.2. Comparación del régimen alimentario estival entre grupos forestales y supraforestales: variación altitudinal de la dieta*

Cabe destacar que durante el período estival la mayoría de las poblaciones de sarríos llevan a cabo una migración altitudinal ascendiendo hasta casi 3000 m (García-González *et al.* 1992). Ello supone que la vegetación disponible cambia totalmente y en consecuencia, la composición de la dieta es muy distinta a la de las poblaciones forestales. En la Figura 3 se ha representado una comparación entre la composición de dieta de tres grupos diferentes de sarríos correspondiente al periodo estival (promedio de Junio a Septiembre): una población de sarríos que vive en un ambiente forestal a 1450-2000 m de altitud durante todo el año, y dos poblaciones que habitan la zona supraforestal durante el periodo estival a diferentes altitudes (1950-2500 m y 2500-2950 m). Estos dos últimos grupos realizan una migración altitudinal en verano, ascendiendo paulatinamente en altitud a finales de la primavera (a medida que la nieve se funde) y descendiendo hacia la zona forestal a principios de otoño en función de las condiciones climáticas, sobre todo dependiendo de las primeras nevadas.

La migración altitudinal permite a los sarríos aprovechar los recursos alimentarios en distinto estado fenológico, al igual que sucede en el caso del ciervo (Morgantini y Hudson 1989, Albon y Langvatn 1992). A partir de los 2200 m, las especies leñosas prácticamente desaparecen y sólo pueden desarrollarse caméfitos leñosos pulviniformes de baja talla como los sauces enanos (*Salix retusa* y *Salix herbacea*), que en la zona de estudio son poco abundantes. En consecuencia, la dieta queda condicionada a la disponibilidad de especies herbáceas. Durante el otoño, en Octubre los sarríos siguen intentando consumir plantas herbáceas disponibles en su entorno, pero la calidad nutritiva de las mismas ha disminuido notablemente, y esto, sumado a las primeras nevadas del año, les obliga a incorporar progresivamente el componente leñoso en su dieta, volviendo a ser a finales de otoño, una de las categorías vegetales más abundante en su régimen alimentario (Figura 13.2).

Las diferencias entre los sarríos supraforestales en cuanto a la abundancia de los grandes componentes vegetales de la dieta no son significativas (Figura 13.3). Este hecho sugiere dos cosas: (1) el gran condicionamiento de la dieta a la disponibilidad y (2) una cierta constancia en el régimen alimentario cuando los recursos vegetales son parecidos.

Los resultados expuestos en este apartado, coinciden en gran medida con los obtenidos por la mayoría de los autores citados en la revisión bibliográfica. Así, por ejemplo, Pérez-Barbería (1994) concluye que ambos sexos seleccionan las especies herbáceas a lo largo de todo el año y su consumo se incrementa en los períodos en los que el pasto presenta mayor calidad. El incremento de matorral en la dieta tiene lugar a lo largo del verano y comienzo del invierno, coincidiendo con la disminución de la calidad y cantidad del pasto disponible. A su vez, García-González y Cuartas (1996) también apoyan el hecho de que el sarrío es un herbívoro de pequeño tamaño, que procura, siempre que puede, consumir una dieta rica en plantas herbáceas, utilizando como último recurso el componente leñoso.



**Figura 13.3.** Comparación entre la composición de la dieta media (correspondiente al periodo estival que va de Junio a Septiembre) de tres grupos diferentes de sarríos que viven en el Parque Nacional de Ordesa (Aldezabal 2001). Las barras de error indican el error estándar.

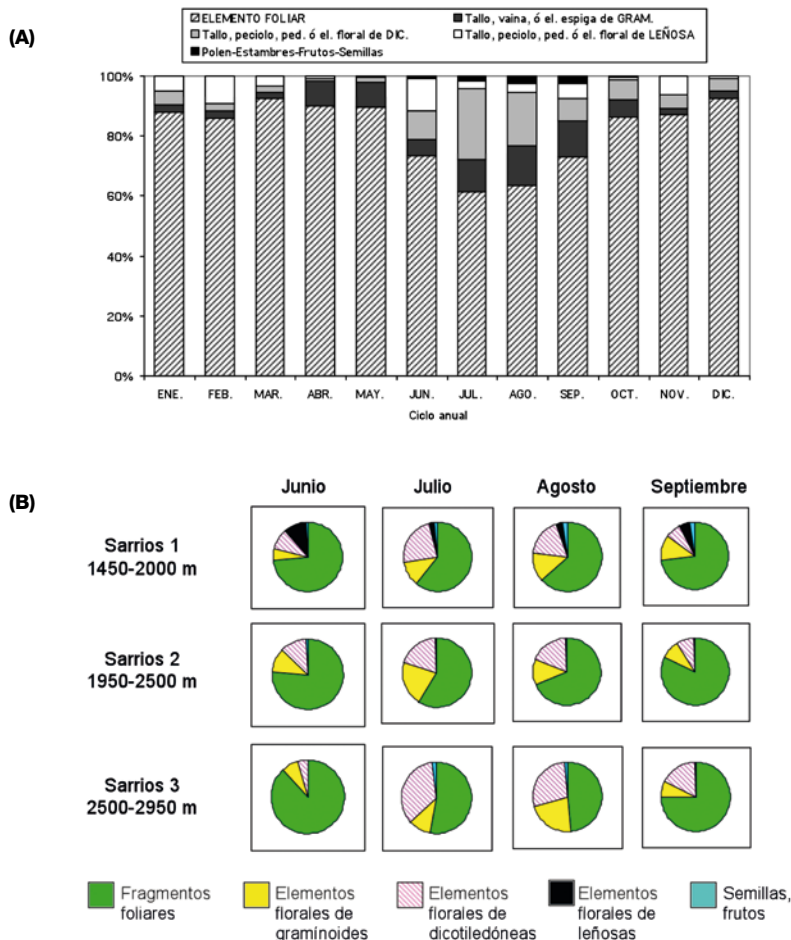
*Figure 13.3.* Comparison of the makeup of the average diet (during the summer period, from June to September) of three different groups of chamois from the Ordesa National Park (Aldezabal 2001). Error bars represent standard errors.

### 13.3.3. Consumo de distintas partes de la planta

En relación a las distintas partes de la planta consumidas durante las distintas estaciones, se observa un mayor consumo de elementos no-foliarés (elementos florales, tallos y vainas) durante los meses de Julio y Agosto (Figura 13.4), llegando a ser alrededor del 40% de los fragmentos epidérmicos. La proporción de epidermis foliarés consumidas es mayor durante el resto de las estaciones. Hay que destacar que de Junio a Agosto, son más abundantes los elementos florales de las dicotiledóneas consumidas en comparación con los de las gramínoideas (porque el consumo general de las dicotiledóneas es mayor). Las diferencias morfológicas entre monocotiledóneas y dicotiledóneas hacen que cuando se comen más dicotiledóneas automáticamente suben los elementos no-foliarés en la dieta.

Teniendo en cuenta la altitud y el uso del hábitat realizado por los grupos de sarríos, este patrón de variación mensual del consumo de las distintas partes de la planta se ajusta bastante bien al desarrollo o ritmo fenológico de la cubierta vegetal.

Por otra parte, se ha podido comprobar que los elementos florales de las dicotiledóneas son más ricos en fósforo y proteína que las hojas (García-González y Alvera 1986, Marinas *et al.* 2003). Ello sugiere un comportamiento trófico selectivo por parte del sarrío, que le permite mejorar su nivel nutricional seleccionando partes de la planta con mayor contenido en nutrientes. Este tipo de conducta se ha observado también en otros ungulados (Cooper *et al.* 1988).



**Figura 13.4.** Evolución temporal observada en las proporciones mensuales de los elementos foliares (hojas) y no-foliares (tallo, vaina, flores, semillas, etc.) de las distintas categorías vegetales consumidas por los sarríos de la Solana de Punta Cuta (ALDEZABAL, 1996 y 2001): (A) Evolución anual; (B) Evolución estival. Sarríos 1: grupo forestal (1450-2000 m); Sarríos 2: grupo supraforestal (1950-2500 m); Sarríos 3: grupo supraforestal (2500-2950 m).

**Figure 13.4.** Evolution through time of the monthly proportions of leafy (leaves) and non-leafy elements (stems, sheaths, flowers, seeds, etc.) of the different categories of vegetation consumed by the Pyrenean chamois in Solana de Punta Cuta (Aldezabal, 1996 and 2001): (A) yearly evolution; (B) summer evolution. Chamois 1: forest group (1450-2000 m); Chamois 2: above forest group (1950-2500 m); Chamois 3: above forest group (2500-2950 m).



### 13.3.4. Patrones de selección

Cuando se habla de selección, se trata de analizar la relación entre la dieta (lo consumido) y el alimento disponible. Los recursos alimentarios son distintos dependiendo del tipo de hábitat y varían espacial y temporalmente, tanto en abundancia como en calidad nutritiva. Es conocido que las poblaciones de sarríos ocupan lugares de gran diversidad paisajística, y por tanto cuentan con un amplio abanico de hábitats. Este ungulado parece tener una alta capacidad de adaptación, modificando su régimen alimentario al tipo de vegetación en oferta de forma eficiente. Esta habilidad queda más patente si se analiza su dieta a lo largo de todo un ciclo anual (García-González y Cuartas 1996, Aldezabal 1996), con estaciones que ofrecen gran abundancia y diversidad de forraje (finales de primavera y verano), y con períodos críticos o desfavorables con escasez de alimento (generalmente a causa de la nieve) y baja calidad nutritiva (finales de otoño e invierno).

La selección de dieta se descompone en dos aspectos: la selección del lugar (hábitat o comunidad vegetal) y la selección del bocado (alimento). Ambos factores difieren en la escala de actuación. Por un lado, la selección del lugar actúa en un plano horizontal a distintas escalas (que va de kilómetros a metros) donde la eficacia de pastoreo viene determinada por la capacidad de movimiento y discriminación del animal. Por otro lado, la selección del bocado actúa directamente sobre las plantas o partes de la planta, lo cual requiere que el animal sea capaz de discernir entre especies y de elegir entre distintos tipos de alimento dentro del lugar seleccionado (Senft *et al.* 1987). En el caso de los sarríos, la heterogeneidad y la fragmentación del hábitat, la presencia de nieve y las actividades humanas (ganadería y turismo) son los factores más importantes que alteran los patrones de selección del hábitat, mientras que a nivel de selección del alimento, la calidad nutritiva es la que más influye.

En poblaciones de sarríos que pastan entre 1950-2500 m durante el periodo estival, se ha observado que son capaces de discriminar a nivel de tipos de gramíneos ya que seleccionan de forma positiva las gramíneos apetecibles (como *Festuca nigrescens* y *Poa alpina*) y rechazan las gramíneos menos apetecibles (*Festuca eskia* y *Nardus stricta*, por ejemplo) durante todos los meses de verano (Tabla 13.1). Las diferencias más notables se han encontrado en la estrategia de selección de las leguminosas, ya que ésta ha variado de forma mensual, siendo seleccionadas en Julio. En grupos que pastan a mayor altitud (por encima de 2500 m, hasta 3000 m), los sarríos tienden a seleccionar de forma positiva únicamente las gramíneos apetecibles (como *Poa alpina* y *Helictotrichon senedense*) a principios y finales de verano, mientras que a mediados del período estival la estrategia de selección por las leguminosas y dicotiledóneas tiende a ser positiva. En cuanto a las gramíneos menos apetecibles y los matorrales postrados de alta montaña (sauces enanos), son ignorados en todo momento.

Este patrón de selección observado durante el periodo estival indica que a pesar de las diferencias de disponibilidad vegetal a las que se enfrentan los distintos grupos de sarríos, tienden a “decidir” y “elegir” de forma muy similar, mostrando así una estrategia alimentaria característica de la especie. En los estudios multispecíficos que han comparado la conducta alimentaria del sarrío con la de varios herbívoros domésticos en condiciones de simpatria, la selección positiva por las dicotiledóneas herbáceas ha sido encontrada únicamente en sarríos (Aldezabal 2001).

		GA	GN	LE	DI	MA	AR	AL
<b>Sarrios 1950-2500 m</b>	JUNIO	++	--	--	--	+	*	*
	JULIO	++	--	+	--	0	*	*
	AGOSTO	++	--	0	-	--	*	*
	SEPTIEMBRE	++	--	-	-	+	*	*
<b>Sarrios 2500-2950 m</b>	JUNIO	++	-	--	--	--	*	*
	JULIO	+	-	+	-	--	*	*
	AGOSTO	+	--	0	+	--	*	*
	SEPTIEMBRE	++	-	-	-	--	*	*

GA: gramíneos apetecibles; GN: gramíneos menos apetecibles; LE: leguminosas herbáceas; DI: dicotiledóneas herbáceas; MA: matas y matorrales; AR: arbustos; AL: árboles.

[- -]: rechazo fuerte (de -0,5 a -1,00); [-]: rechazo débil (de -0,1 a -0,49); [0]: situación neutral, no hay selección (de +0,09 a -0,09); [+]: selección débil (de +0,1 a +0,49); [++]: selección fuerte (de +0,5 a +1,00).

El asterisco \* indica que no hay disponibilidad de tal 'subcategoría' en el área de pastoreo del grupo correspondiente.

**Tabla 13.1.** Índice de Selección de Jacobs (E) ordenado por grupos y su variación mensual correspondiente a los sarrios estudiados en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Datos obtenidos de Aldezabal 2001).

*Table 13.1. Jacobs selection index (E) organised per group and monthly variation corresponding to the Pyrenean chamois studies at the Ordesa and Monte Perdido National Park (data from Aldezabal 2001).*

### 13.3.5. Competencia intra-específica: niveles de solapamiento de la dieta

En numerosas ocasiones los índices de similitud han sido utilizados para estimar el nivel de solapamiento de la dieta entre distintas especies de herbívoros, y éste a su vez ha sido interpretado desde el punto de vista de la competencia interespecífica, considerando que cuanto mayor es la similitud entre dietas, mayor es la competencia entre tales especies. Sin embargo, no se puede hablar de competencia sin tener ningún conocimiento de la abundancia disponible de recursos alimentarios y de la densidad poblacional. Durante la época favorable de crecimiento vegetal, un nivel de solapamiento alto en la dieta no indica necesariamente la existencia de competencia, porque los distintos herbívoros pueden alimentarse de las mismas especies vegetales, ya que son abundantes. En la época desfavorable la abundancia de recursos vegetales disminuye notablemente, por lo que unas dietas muy similares pueden estar indicando que los animales compiten por el mismo alimento porque es escaso. Cuando la densidad poblacional es alta hay mayor probabilidad de competencia por el alimento.

En nuestros estudios hemos observado que entre las poblaciones de sarrios de la umbría de Arazas y la solana de Punta Cuta (sarrios de 1450-2000 m), siendo ambas poblaciones forestales, el nivel de solapamiento de dieta varía en función de la estación del año, de forma que durante el verano (época favorable para el

crecimiento vegetal) la similitud de la dieta entre dichas poblaciones tiende a ser menor (Tabla 13.2). Por otro lado, según los resultados de la Tabla 13.3, las dietas de los grupos supraforestales (que incluyen a los sarríos que viven en 1950-2500 m y en 2500-2950 m) se solapan en un 52% durante el periodo favorable (de Junio a Septiembre). El índice de similitud de Kulzinski (ISK) es mayor entre las poblaciones forestales (Tabla 13.2) en comparación con el ISK de los grupos supraforestales (Tabla 13.3). El menor grado de similitud corresponde a las dietas de la población forestal (sarríos de 1450-2000 m) frente a las supraforestales (sarríos de 1950-2500 m y de 2500-2950 m). Esto puede ser debido a que en verano la probabilidad de selección de una misma especie es menor porque hay más diversidad florística en la vegetación disponible (hay más donde elegir). Asimismo, también puede ocurrir que la diversidad florística de las categorías vegetales más preferidas por los sarríos (graminoides apetecibles y dicotiledóneas herbáceas) presenten mayor diversidad en los pastos supraforestales en comparación con la vegetación del sotobosque, por lo que tienen la oportunidad de diversificar más su dieta.

Ind. similitud	ENE-FEB	MAR-ABR	MAY-JUN	JUL-AGO	SEP-OCT	NOV-DIC
Umbría vs. solana	97	79	76	65	88	73

**Tabla 13.2.** Comparación bimensual del nivel de solapamiento de dieta entre las poblaciones de sarríos de la umbría de Arazas y la solana de Punta Cuta (ambas son poblaciones forestales). Los datos están expresados en porcentaje y han sido obtenidos de García-González y Cuartas (1996).

*Table 13.2. Bimonthly comparison of the level of overlap of the diet between the populations of Pyrenean chamois in Umbría de Arazas and Solana de Punta Cuta (both forest populations). The data are expressed in percentage and are from García-González and Cuartas (1996).*

Población de sarrío	Media	DE
Sarríos 1450-2000 m vs Sarríos 1950-2500 m	18,9	9,1
Sarríos 1450-2000 m vs Sarríos 2500-2950 m	11,9	5,3
Sarríos 1950-2500 m vs Sarríos 2500-2950 m	51,7	15,2
Solapamiento global	27,2	20,8

**Tabla 13.3.** Índice de Solapamiento de Kulzinski (ISK) para el periodo estival (de Junio a Septiembre) de las poblaciones de sarríos forestales de solana y supraforestales. Los datos están expresados en porcentaje y han sido obtenidos de Aldezabal (2001).

*Table 13.3. Kulzinski overlap index (ISK) for the summe period (June-September) of the populations of forest chamois from Solana and above the forest line. The data are expressed in percentage and were obtained from Aldezabal (2001).*

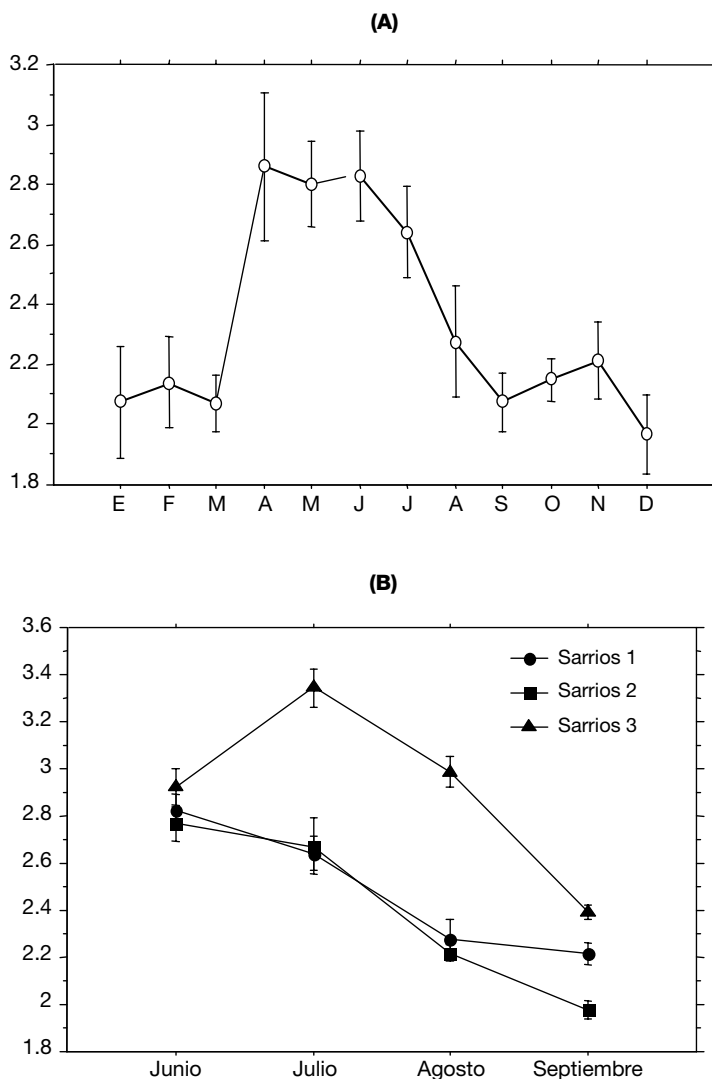
### 13.3.6. Descripción general de la calidad de la dieta anual del sarrío: consecuencias del comportamiento alimentario selectivo sobre la calidad de dieta

En la Figura 13.5 se han expuesto los valores medios mensuales del contenido en nitrógeno (N) fecal correspondientes a varias de las subpoblaciones de sarríos estudiadas. En general, la variación mensual del N fecal muestra un patrón unimodal, alcanzando un pico máximo durante los meses de primavera (A). Esta tendencia puede ser atribuida a los cambios en la concentración de N que sufren las plantas a lo largo de su desarrollo fenológico. Las especies vegetales son ricas en N durante la primera fase de crecimiento (Mattson 1980, Van Soest 1994). Una vez florecen, la cantidad de N comienza a descender hasta llegar a los valores mínimos durante la etapa de marchitamiento y senescencia, perdiendo notablemente sus propiedades nutritivas (Marinas *et al.* 2003).

En la Figura 13.5.B puede observarse además, como los grupos de sarríos supraforestales que migran altitudinalmente por encima de los 2500 m obtienen un segundo máximo de N fecal en Julio, lo que indicaría un mejor balance energético anual para ese grupo. Las diferencias entre meses estivales y grupos son significativas (Anova,  $P < 0,001$ ). Algunos autores han señalado la posible influencia de la migración sobre la *fitness* de grupos sedentarios y migradores de sarríos (Crampe 1997, Loison *et al.* 1999). Los datos que aportamos sugieren que los grupos migradores que siguen la onda fenológica del crecimiento de las plantas con la altitud, podrían beneficiarse de una mejor calidad de dieta, con las correspondientes repercusiones sobre su capacidad de supervivencia y reproducción (Morgantini y Hudson 1989). La realización de estudios futuros que permitan evaluar simultáneamente parámetros demográficos y alimentarios de grupos de sarríos sedentarios y migradores a largo plazo, sería de gran interés para la comprensión de los mecanismos y estrategias de supervivencia de la especie.

Puede confirmarse que el sarrío obtiene en general un alto contenido en nitrógeno fecal en comparación con otras especies de ungulados (Aldezabal *et al.* 1993, Garin *et al.* 1998). Este hecho está probablemente relacionado con los requerimientos metabólicos del animal, impuestos por su tamaño corporal. Se sabe que, cuanto más pequeño sea un animal, mayor energía metabólica necesita por unidad de superficie, porque su relación superficie: volumen es mayor comparado con el de los animales más grandes, por lo que relativamente, pierde más calor (energía) por unidad de superficie (Hanley 1982, Peters 1983). Por ello, es importante que compense dicha pérdida energética ingiriendo un tipo de alimento que le proporcione mucha energía (Demment y Van Soest 1985). En consecuencia, las especies de ungulados de menor tamaño tienden a consumir una dieta rica en energía y por ello seleccionan un régimen alimentario con mayor proporción de dicotiledóneas (Hanley 1984, Kingery *et al.* 1996), categoría vegetal que, en general, si lo comparamos con otras categorías, está provista de mayor contenido celular y presenta una relación carbono: nitrógeno (o fibra:proteína) más favorable al segundo componente (Marinas *et al.* 2003).

Se ha demostrado que el sarrío posee capacidad de selección a diferentes escalas (a nivel de alimento y hábitat), y que además posee también la capacidad de adaptar su régimen alimentario a la variación estructural de la disponibilidad vegetal a



**Figura 13.5.** Variación mensual de la concentración de N fecal correspondiente a varias subpoblación de sarríos del PNOMP y Zona Periférica (Aldezabal 1996 y 2001): (A) Evolución anual de la subpoblación forestal de solana; (B) Evolución estival de la subpoblación forestal de solana y supraforestales. Las barras de error indican los intervalos de confianza al 95%. Sarríos 1: grupo forestal (1450-2000 m); Sarríos 2: grupo supraforestal (1950-2500 m); Sarríos 3: grupo supraforestal (2500-2950 m).

*Figure 13.5. Monthly variation in the concentration of fecal N corresponding to several subpopulations of Pyrenean chamois from the PNOMP and Peripheral Zones (Aldezabal 1996 and 2001): (A) Annual evolution of the forest subpopulation at Solana; (B) Summer evolution of the forest subpopulation at Solana and above the forest. The error bars represent the confidence intervals at 95%. Chamois 1: forest group (1450-2000 m); Chamois 2: supra-forest group (1950-2500 m); Chamois 3: supraforest group (2500-2950 m).*

lo largo del año, mediante adaptaciones morfo-anatómicas de su sistema digestivo (Drescher-Kaden 1977, Hofmann 1989). Según Drescher-Kaden (1977), el volumen retículo-ruminal del sarrío aumenta en invierno en un 150% (300% según Hofmann 1989). La superficie de absorción se reduce, así como el número de bacterias ruminales, permitiendo un procesamiento del alimento basto (leñoso, menos digestible) más eficaz. La tasa de consumo y movilidad del animal también se reducen y el aislamiento termal aumenta con el cambio o muda del pelaje. A pesar de ello, la energía obtenida del alimento en invierno puede no ser suficiente para compensar las necesidades metabólicas y entonces el sarrío debe subsistir utilizando la energía almacenada en sus tejidos adiposos durante el verano (10-15% de su peso corporal de acuerdo con Hofmann 1989).

### *13.3.7. Competencia interespecífica e interacciones con las actividades humanas (turismo y ganadería)*

Los animales domésticos comparten el territorio con los sarríos durante los meses de Mayo y Junio (en el caso del vacuno) y de Mayo a Octubre (en el caso del caprino y ovino) en nuestra zona de estudio. Tal como se puso de manifiesto en otros pastos estivales próximos (García-González y Montserrat 1986), también en el Pirineo Central el sarrío muestra un régimen alimentario muy diferente al de los domésticos. Al tratarse de una especie de ungulado con una biología y nicho ecológico tan distintos al de los demás, este hecho también queda marcado en sus hábitos tróficos. Esto puede significar que el sarrío no entra en competencia por los recursos alimentarios con el ganado doméstico durante el período compartido, porque existe un reparto de los mismos y que pueden convivir sin perjudicarse el uno al otro. Existe un solapamiento temporal y espacial escaso con el ganado ovino. Cuando el ganado ovino sube a puerto (estivaderos) los sarríos ascienden en altitud, lo cual minimiza el solapamiento espacial a nivel de comunidad vegetal. Esto no significa que en algún momento los sarríos no sean desplazados por las ovejas que pastan en grandes rebaños.

Según Pérez-Barbería (1994), los rebecos no pastan junto al ganado ovino y por tanto el uso de los pastos por parte de la ganadería, parece influir en el uso del hábitat y la conducta de pastoreo del rebeco (Rebollo *et al.* 1993, Herrero *et al.* 1996, Aldezabal 2001). Sin embargo, se puede apreciar que a finales de primavera ó principios de verano (Junio), cuando los sarríos todavía no se han desplazado a altitudes más elevadas y el ganado doméstico (vacuno y ovino principalmente) se encuentra pastando en la periferia del puerto aprovechando pastos intermedios, el grado de semejanza entre sarríos *vs.* ovejas y sarríos *vs.* vacas aumenta casi hasta el 60% (Aldezabal 2001), lo cual significa que se trata de un período en el que la competencia interespecífica puede ser mayor, principalmente por el consumo de *Festuca gr. rubra-nigrescens*, especie vegetal más consumida por las tres especies de ungulados. En cuanto al ganado caprino, la coincidencia espacial con las poblaciones forestales de sarríos ocurre durante la época favorable (Mayo-Octubre), cuando las herbáceas son abundantes tanto en el sotobosque como en los claros del bosque, de forma que la posibilidad de competir por los mismos recursos es mínima. Además, es conocido

que la cabra doméstica y el sarrío son herbívoros con preferencias y hábitos alimentarios distintos y muestran una capacidad de selección diferente (Hofmann 1989). La divergencia entre los tipos de estrategias tróficas (ramoneador y pastador), es el factor que más claramente explica la diferencia del régimen alimentario entre los distintos ungulados en el resto del año.

#### 13.4. Conclusiones e implicaciones para la gestión

- 1.- En líneas generales, puede decirse que la dieta del sarrío es extraordinariamente variable a lo largo del año, indicando que es una especie herbívora, capaz de modificar su régimen alimentario a medida que cambian las condiciones ambientales y la disponibilidad vegetal en su entorno. El sarrío habita preferentemente en los pastos supraforestales (zonas abiertas) y únicamente se comporta como una especie forestal en invierno, cuando los pastos están cubiertos de nieve, y en situaciones de densidad poblacional alta. En estas condiciones de alta densidad, algunas poblaciones de sarríos viven en el bosque durante todo el año, aprovechando principalmente los recursos herbáceos del sotobosque y de los claros de bosque como alimento. No obstante, cuando la nieve cubre el estrato herbáceo, todos los grupos o subpoblaciones de sarríos (sedentarios y migradores) se ven obligados a consumir especies leñosas. Este uso del espacio sugiere que el principal responsable de la variabilidad en la dieta del sarrío es la disponibilidad vegetal, que a su vez, en el caso de la vegetación herbácea, está condicionada por la cubierta nival.
- 2.- El sarrío pirenaico, al igual que otros ungulados generalistas, parece mostrar un alto grado de adaptación para el aprovechamiento óptimo de los recursos tróficos disponibles (Owen-Smith 1994). Altos consumos de arbustos y herbáceas se observan cuando su estado fenológico ofrece mayor digestibilidad y concentración de proteína. A pesar de las notables diferencias en cuanto a composición florística de la dieta, entre las poblaciones de umbría y solana, el balance anual de las grandes categorías vegetales es similar en ambas. Este muestra un régimen mixto, intermedio entre pastadores y ramoneadores, lo cual refuerza en cierto modo la clasificación de Hofmann (1989), aunque con cierta tendencia a adquirir alimentos de alta digestibilidad (*concentrate selector*), debido a su pequeño tamaño y al relativo aumento de sus necesidades metabólicas (García-González y Cuartas 1996).
- 3.- La existencia de diferencias significativas en el contenido del nitrógeno fecal entre los diferentes grupos de sarríos que habitan el área de estudio, indica que pueden existir diferencias importantes en la calidad de la dieta entre ellos, lo cual puede provocar diferencias en la condición corporal de los ejemplares o individuos componentes de dichos grupos a largo plazo. Un nivel nutricional alto o bajo puede influir sobre la fertilidad, supervivencia y parámetros morfo-fisiológicos de los individuos y por extensión de las subpoblaciones, pudiendo afectar incluso al crecimiento de los cuernos y en consecuencia a la calidad del trofeo. Sería deseable la continuación de estudios que permitieran establecer el grado de

influencia de las diferencias tróficas encontradas entre subpoblaciones con sus características demográficas y morfo-fisiológicas.

## Bibliografía

Albon S.D. y Langvatn R. 1992. Plant phenology and the benefits of migration in a temperate ungulate. *Oikos* 65: 502-513.3186

Aldezabal A. 1996. Estudio nutricional del sarrío (*Rupicapra p. pyrenaica*) en la Reserva de Caza de Viñamala (Pirineo Central, Huesca). Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca. Informe Inédito.

Aldezabal A. 2001. El sistema de pastoreo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Pirineo Central, Aragón). Interacción entre la vegetación supraforestal y los grandes herbívoros. Publ. Consejo Protección Naturaleza Aragón, n° 28. Zaragoza.

Aldezabal A., Garin I., García-González R. 1993. Concentración de nitrógeno fecal en ungulados estivantes en los pastos supraforestales del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Pastos*, 23 (1): 101-114.

Berducou C. 1974. Contribution a l'étude d'un problème éco-physiologique pyrénéen: L'alimentation hivernale de l'Isard. PhD Thesis, n.º 428, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse.

Clutton-Broock T.H., Guinness F.E., Albon S.D. 1982. Red deer. Behaviour and ecology of two sexes. Edinburg Univ. Press, Edinburg.

Cooper S.M., Owen-Smith N., Bryant J.P. 1988. Foliage acceptability to browsing ruminants in relation to seasonal changes in the leaf chemistry of woody plants in a South African savanna. *Oecologia* 75: 336-342.2928

Crampe J.P. 1997. Caractéristiques bio-démographiques d'une population d'isards (*Rupicapra p. pyrenaica*) dans le Parc National des Pyrénées, en vallée de Cauterets. Documents scientifiques du Parc National des Pyrénées 31, 174 pp.

Cuartas P., García-González R. 1996. Review of available techniques for determining the diet of large herbivores from their faeces. *Oecologia Montana*, 5: 47-50.

Demment M.W., Van Soest P.J. 1985. A nutritional explanation for body-size patterns of ruminant and nonruminant herbivores. *The American Naturalist*, 125 (5): 641-672.

Drescher-Kaden V. 1977. Energy supply of chamois: microbial fermentations of natural food in rumen and cecum during summer and winter in the Alps. In: T.J. Peterle (Editor), XIIIth Congress of Game Biol. Wildlife Soc., Washington, pp. 114-124.

Dunant F. 1977. Le régime alimentaire du chamois des Alpes. *Rev. suisse Zool.*, 84 (4): 883-903.

Elsner-Schack I.V. 1985. What is good chamois habitat? In: S. Lovari (Editor), *The Biology and Management of Mountain Ungulates*. Croom Helm, London, pp. 71-76.



Ferrari C., Rossi G. 1985. Preliminary observations on the summer diet of the Abruzzo chamois (*Rupicapra rupicapra ornata* Neum.). In: S.Lovari (Editor), The Biology and Management of Mountain Ungulates. Croom Helm, London. pp. 85-92.

Ferrari C., Rossi G., Cavani C. 1988. Summer food habits and quality of female, kid and subadult Apenine chamois, *Rupicapra pyrenaica ornata* Neumann, 1899 (*Artiodactyla*, *Bovidae*). *Z. Säugetierkunde*, 53: 170-177.

García-González R. 1984. Comparación de la dieta estival entre sarríos jóvenes y adultos. *Acta Biologica Montana*, 4 : 333-340.

García-González R., Alvera B. 1986. Relaciones entre la composición mineral de plantas abundantes en pastos supraforestales pirenaicos y su utilización por los rumiantes. *Actas XXVI Reunión Científica de la S.E.E.P.* pp. 249-265. Consejería de Agricultura y Pesca, Oviedo.

García-González R., Cuartas P. 1996. Trophic utilization of a montane/ subalpine forest by chamois (*Rupicapra p. pyrenaica*) in the Central Pyrenees. *Forest Ecology and Management*, 88: 15-23.

García-González R. y Hidalgo R. 1989. Census and summer-autumn distribution of pyrenean chamois in Los Valles National Hunting Reserve (Spain). In: S. Linn (Editor), *Symposium Chamois Ljubljana 1988*, Conseil Int. Chasse, Paris, pp. 225-241.

García-González R., Hidalgo R., Amezttoy J.M. y Herrero J. 1992. Census, population structure and habitat use of chamois population in Ordesa N.P. living in sympatry with the Pyrenean wild goat. In: F. Spitz, G. Janeau, G. Gonzalez & S. Aulagnier (Editors), *Ongulés/Ungulates 91. SFEPM-IRGM*, Toulouse, pp. 321-325.

García-González R., Montserrat P. 1986. Determinación de la dieta de ungulados estivantes en los pastos supraforestales del Pirineo Occidental. *Actas de la XXVI Reunión Científica de la S.E.E.P.*, pp. 119-134. Consejería de Agricultura y Pesca, Oviedo.

Garin I. 2000. El ciervo (*Cervus elaphus*) en la Reserva de Caza de la Garcipollera (Huesca). Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Publ. nº 22, Zaragoza.

Garin I., Aldezabal A. y Herrero J. 1998. Nitrojeno fekalaren inplikazio nutritiboak: Nafarroako sarríoaren (*Rupicapra p. pyrenaica*) adibidea. *Munibe (Natur Zientziak)*, 50: 93-98.

Gordon I.J., Illius A.W. 1994. The functional significance of the browser-grazer dichotomy in african ruminants. *Oecologia*, 98: 167-175.

Hanley T.A. 1982. The nutritional basis for food selection by ungulates. *Journal of Range Management*, 35: 146-151.

Hanley T.A. 1984. Habitat patches and their selection by wapiti and black-tailed deer in a coastal montane coniferous forest. *Journal of Applied Ecology*, 21: 423-436.

Herrero J., Garin I., García-González R., García-Serrano A. 1996. Habitat use in a *Rupicapra pyrenaica pyrenaica* forest population. *Forest Ecology and Management*, 88: 25-29.

Herrero J., Garin I., García-González R., García-Serrano A., Aldezabal A. 2000. Plan de gestión del sarrío (*Rupicapra p. pyrenaica*) en la Reserva de caza de Viñamala. Sección de Caza y Pesca, Gobierno de Aragón. Zaragoza.

Herrero J., Garin I., García-Serrano A. 2003. Evolución demográfica y seguimiento del sarrío (*Rupicapra pyrenaica*) en el PNOMP. In: García-González, R. et al. (eds.) Inventario y criterios de gestión de los mamíferos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Anexo I, Informe inédito. Convenio CSIC-OAPN, Jaca-Madrid.

Hidalgo R. 1991. Evaluación de la influencia de la actividad cinegética en la estructura y la distribución de las poblaciones de Sarrío en la Reserva Nacional de Caza de Viñamala, Huesca. Informe Inédito, 2 Vol. Diputación General de Aragón.

Hodgson J. 1985. The control of herbage intake in the grazing ruminant. Proceedings of the Nutrition Society, 44 : 339-346.

Hofmann R.R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: comparative view of their digestive system. Oecologia, 78 : 443-457.

Holechek J.L., Vavra M., Pieper R.D. 1982. Botanical composition determination of range herbivore diet: a review. Journal of Range Management, 35 (3): 309-315.

Kingery J.L., Mosley J.C. y Bordwell K.C. 1996. Dietary overlap among cattle and cervids in northern Idaho forests. Journal of Range Management, 49 : 8-15.

Krebs C.J. 1989. Ecological Methodology. HarperCollins, New York.

Kozená I. 1986. Further data on the winter diet of chamois, *Rupicapra rupicapra*, in the Jeseniky mountains. Folia Zoologica, 35 (3): 207-214.

Langvatn R., Hanley T.A. 1993. Feeding patch choice by red deer in relation to foraging efficiency: an experiment. Oecologia, 95 : 164-170.

Loison A., Jullien J.M. y Menaut P. 1999. Subpopulation structure and dispersal in two populations of chamois. Journal of Mammalogy 80: 620-632.2986

Lovari S., Consentino R. 1986. Seasonal habitat selection and group size of the Abruzzo chamois (*Rupicapra pyrenaica ornata*). Biol. Zool. 53, 73-78.

Mattson W.J.J. 1980. Herbivory in relation to plant nitrogen content. Ann. Rev. Ecol. Syst., 11: 119-161.

Marinas A., García-González, R., Fondevila M. 2003. The nutritive value of five species occurring in the summer grazing ranges of the Pyrenees. Animal Science 76: 461-469.

Morgantini L.E., Hudson R.J. 1989. Nutritional significance of wapiti (*Cervus elaphus*) migrations to alpine ranges in Western Alberta, Canada. Arctic and Alpine Research 21: 288-295.2055

Obrtel R., Holisová V., Kozená I. 1984. The winter diet of chamois, *Rupicapra rupicapra*, in the Jeseníky Mts. Folia Zoologica, 33 (4): 327-338.

Onderscheka K., Jordan H.R. 1976. Einflu, der Jahreszeit, des Biotops und der Äsungskonkurrenz auf die botanische Zusammensetzung des Panseninhaltes beim Gams-, Reh, Muffel- und Rotwild. 27 (2): 202-217.

Owen-Smith N. 1994. Foraging responses of kudus to seasonal changes in food resources: elasticity in constraints. *Ecology*, 75 (4): 1050-1062.

Pérez-Barbería F.J. 1994. Biología, ecología y caracterización genética del rebeco cantábrico (*Rupicapra pyrenaica parva*). Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo.

Pérez-Barbería F.J., Oliván M., Osoro K., Nores C. 1997. Sex, seasonal and spatial differences in the diet of Cantabrian chamois *Rupicapra pyrenaica parva*. *Acta Theriologica*, 42 (1): 37-46.

Perle A., Hamr J. 1985. Food habits of chamois (*Rupicapra rupicapra* L.) in Northern Tyrol. In: Lovari, S. (Editor), *The Biology and Management of Mountain Ungulates*. Croom Helm, London. 77-84.

Peters R.H. 1983. *The ecological implications of body size*. Cambridge University Press, Cambridge.

Rebollo S., Robles L., Gómez-Sal A. 1993. The influence of livestock management on land use competition between domestic and wild ungulates: sheep and chamois *Rupicapra pyrenaica parva* Cabrera in the cantabrian range. *Pirineos*, 141-142: 47-62.

Schröder W., Elsner V.D., Malsburg I. 1982. Gams (*Rupicapra rupicapra*) und Gebirgswald: Vorschläge zur Jagd auf Gams in den Ammergauern Bergen. *Forstw. Cbl.*, 101 (2): 80-92.

Schröder W., Elsner-Schack I.V., Schröder J. 1983. Die Gemse. Verein zum Schutz der Bergwelt, Jahrbuch 1983/84. München, pp. 33-70.

Senft R.L., Coughenour M.B., Bailey D.W., Rittenhouse L.R., Sala O.E., Swift D.M. 1987. Large Herbivore Foraging and Ecological Hierarchies. *BioScience* 37: 789-799.2649

Staines B.W., Crisp J.M., Parish T. 1982. Differences in the quality of food eaten by red deer (*Cervus elaphus*) stags and hinds in winter. *Journal of Applied Ecology*, 19: 65-77.

Van Soest P.J. 1994. *Nutritional ecology of the ruminant*. Cornell University Press, New York.

Wilmschurst J.F., Fryxell J.M., Hudson R.J. 1995. Forage quality and patch choice by wapiti (*Cervus elaphus*). *Behavioral Ecology* 6 (2): 209-217.



## 14. Influencia de algunos factores antrópicos y ambientales sobre la calidad del trofeo del sarrio

**R. García-González<sup>1</sup>, J. Herrero<sup>2,3</sup>, N. Gañán<sup>1</sup>,  
Y. Hernández<sup>1</sup> y S. Couto<sup>1</sup>**

1. Instituto Pirenaico de Ecología CSIC, Apdo. 64, E-22700 Jaca (España).

E-mail: rgarciag@ipe.csic.es

2. Área de Ecología. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Zaragoza.  
E-22071 Huesca. herreroj@unizar.es

3. Ega, Consultores en Vida Silvestre. Sierra de Vicort 31, 1ªA.  
E-50003 Zaragoza.

### *Resumen*

Con el fin de identificar algunos factores que pueden influir en la calidad de los trofeos de sarrio (tamaño de los cuernos), hemos analizado las puntuaciones medias anuales obtenidas en las cacerías oficiales de sarríos machos. Los datos proceden de las fichas de control cumplimentadas por la Guardería de dos Reservas de caza del Pirineo de Huesca obtenidas durante los años 1974 a 1998. Se analizaron un total de 3264 fichas, observándose que la puntuación media anual experimentaba un aumento significativo con el transcurso del tiempo. A partir de los datos proporcionados por las fichas de control de las cacerías y otros datos del Servicio de Caza de Aragón, se valoraron mediante análisis univariantes algunos de los factores que podían influir sobre el aumento de la puntuación del trofeo. Se observó que existen relaciones inversas significativas entre la puntuación media del trofeo y el número de animales cazados el mismo año o el año anterior (que a su vez son un reflejo del censo oficial a través del cupo o cuota anual). Existe también una relación directa entre el rendimiento de la cacería (animales abatidosx100/cazadores asistentes) y la puntuación media anual. Ese rendimiento aumentó significativamente durante el período de 25 años, adoptando una forma asintótica. Aunque se encontró una relación inversa significativa entre la puntuación media anual y el censo de animales estimado por la guardería durante el mismo período, no parece probable que operaran mecanismos densidad-dependientes en el aumento de la puntuación. Parecen más probables factores relacionados con las mejoras técnicas en las armas de caza y el aumento de la experiencia y poder adquisitivo del cazador. Además, se puso de manifiesto que, tanto el guarda acompañante como el sustrato geológico, influían significativamente sobre la puntuación del trofeo. La profundización en el análisis de estos factores y la posible incorporación de otras variables, tales como la estructura de

la vegetación, topografía, condiciones climatológicas, etc., permitirán la generación de modelos que predigan la puntuación media del trofeo, a partir de unas condiciones determinadas. Ello redundaría en la mejora de la gestión de las poblaciones de sarrío y en el establecimiento de planes cinegéticos equilibrados.

**Palabras clave:** rebeco, Pirineos, caza, cuernos.

### *Abstract*

*To identify some factors that may influence the quality of the chamois trophies (horn size), we analysed the average annual points obtained in the official hunts of male chamois. The data were taken from the inspection cards filled out by the Guards of two hunting reserves in the Pyrenees near Huesca, obtained from 1974 to 1998. We analysed a total of 3264 cards, observing that the average yearly points increased significantly through time. From these data provided by the inspection cards of the hunts and other data from the Hunting Service of Aragon, we evaluated some of the factors that could affect the increase in the trophy points using univariate analyses. We observed that there are significant inverse relationships between the average trophy points and the number of animals hunted in the same year or in the previous year (that are, at the same time, a reflection of the official census via the annual quota). There was also a direct relationship between the output of the hunt (animals hunted $\times$ 100/hunters) and the average yearly points. This output increased significantly during the 25 year period, adopting an asymptotic form. Although we found a significant inverse relationship between the average annual points and the census of animals estimated by the guards during the same period, density dependent mechanisms do not appear to have played a role in increasing the points. It seems more probable that this involved factors related with the improvement of hunting weapons and greater experience and economic wealth of the hunters. In addition, it was clear that, both the accompanying guard and the geological substrate had a significant effect on the trophy points. Models could be generated to help predict the average trophy points under specific conditions based on an in depth analysis of these factors and the incorporation of other variables, such as the structure of the vegetation, topography and weather conditions. This would help to improve the management of chamois populations and establish balanced hunting plans.*

**Keywords:** *chamois, Pyrenees, hunting, horns.*

## 14.1. Introducción

La obtención de trofeos de buena calidad es a menudo un objetivo de gestión importante en los territorios cinegéticos. Por calidad del trofeo se entiende básicamente el tamaño de los cuernos y, a veces, algún parámetro relacionado con la simetría y estética de los mismos. El estimador más utilizado para valorar la calidad de un trofeo (en bóvidos y cérvidos) es la *Puntuación total*, obtenida mediante una fórmula estandarizada que incluye longitudes, grosor de los cuernos y edad del animal (Herrero *et al.* 2002; ver Métodos más adelante). Así pues, la puntuación total de los cuernos es un reflejo del tamaño de los mismos. Este aspecto es de gran interés, no solo cinegético, sino también biológico y ecológico.

Los cuernos de bóvidos y cérvidos son órganos de crecimiento secundario (alometría positiva, García-González 1981), lo cual significa que la magnitud de su desarrollo está muy condicionada por el nivel de energía adquirido por el individuo en la nutrición (Geist 1990). Este, a su vez, depende de su comportamiento (selección de dieta) y de la calidad del hábitat (Strickland y Demarais 2000). Además, el tamaño de los cuernos juega un papel importante en las interacciones sociales (jerarquía, acceso a la reproducción) (Geist 1966, Markunson y Folstad 1997). Por otra parte, la puntuación media de los cuernos de los animales cazados en tiro de trofeo cada año, puede ser un índice adecuado para valorar diversos parámetros poblacionales relacionados con la gestión; por ejemplo, si la presión de caza (cupó anual) es o no excesiva; si existen diferencias en la calidad de los trofeos de unas áreas a otras (Reservas, Macizos), etc.

El tamaño de los cuernos y su puntuación total dependen, por tanto, de una serie de factores que pueden ser de carácter ecológico o antrópico. Así por ejemplo, se ha comprobado una relación entre tamaño de los cuernos y el peso de los individuos (Fandos *et al.* 1989), la densidad de población (Ashley *et al.* 1998, Jorgenson *et al.* 1998) ó las condiciones climáticas (Pérez-Barbería *et al.* 1996, Giacometti *et al.* 2002). Por otra parte, el éxito de la cacería, referido tanto a la obtención de la pieza como a la calidad del trofeo, depende también de otros factores relacionados con los participantes en la misma (cazador, guarda acompañante), con características de gestión (modalidad de caza, calendario), ó las características del terreno (orografía, accesibilidad), que hemos llamado factores de carácter antrópico. Cooper *et al.* (2002) tratan de establecer un modelo que prediga el éxito de las cacerías de ciervo de Idaho (USA), encontrando que este depende de variables tales como, la densidad de carreteras, modalidad de caza, abundancia de ciervos o la relación cazador/ciervo. También Gratson y Whitman (2000) encuentran una relación directa entre el éxito de las capturas de ciervo y el acceso (pistas abiertas o cerradas) a las áreas de caza y Yuan (1992, en Gratson y Whitman 2000) evidencia que la experiencia del cazador es un factor importante en el éxito de la cacería.

En este trabajo, partiendo de los datos oficiales suministrados por las propias fichas de control de los sarríos cazados durante los últimos 25 años en Reservas de caza de Aragón, hemos analizado la influencia de diferentes factores ecológicos y antrópicos sobre la variabilidad de la calidad del trofeo del sarrío. El objetivo a medio plazo sería el de aportar información para la elaboración de un modelo multivariante que optimizase la calidad del trofeo a partir de unos objetivos de gestión definidos previamente.

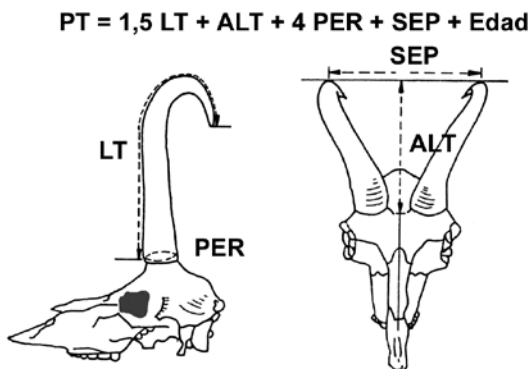
## 14.2. Material y métodos

La mayoría de las cacerías de sarrío en los Pirineos se realizan dentro de las Reservas de caza (70% en 2002) (ver Distribución de las Reservas y terrenos cinegéticos para el sarrío en Aragón en el artículo de Herrero *et al.* en este mismo volumen). En las reservas gestionadas por las administraciones públicas, la caza está regulada mediante permisos individuales y el animal abatido es seleccionado por el guarda

acompañante. Cuando se produce una jornada de caza, el guarda acompañante rellena una *Ficha de Control* en donde figuran una serie de datos, relacionados con la cacería, o sobre las características del animal abatido (Herrero *et al.* 2002). Algunos de los datos anotados se refieren a las medidas de los cuernos y al cálculo de la puntuación total de los cuernos del animal cazado, la cual permite realizar la liquidación del trofeo para el cazador. El algoritmo utilizado es el habitual para calcular la puntuación del trofeo:

$$PT = 1,5 \times LC + AC + 4 \times PC + SP + PE$$

siendo PT la Puntuación Total, LC la longitud total de los cuernos medida a lo largo de su curvatura anterior (media del cuerno izquierdo y derecho), AC es la altura de los cuernos, PC es el perímetro de la base de los cuernos, SP es la separación entre los puntos más altos de los cuernos y PE son los puntos correspondientes a la edad, que suelen asignarse de la forma siguiente: entre 6 y 10 años: 1 punto, entre 11 y 12 años: 2 puntos y más de 13 años: 3 puntos (Figura 14.1).



**Figura 14.1.** Localización de las medidas y cálculo de la puntuación total para la valoración de los trofeos de rebeco.

*Figure 14.1.* Type of measurements and calculation of the total points to evaluate the chamois trophies.

A partir de los datos registrados en las fichas de caza de las Reservas hemos analizado la evolución de la puntuación media anual del trofeo (cacerías de machos), intentando establecer relaciones con variables de tipo ecológico y de gestión. Para este trabajo hemos utilizado datos procedentes de las Reservas de Viñamala y de Benasque durante el período 1974-1998. Las relaciones de la puntuación media del trofeo con el sustrato geológico y la influencia del guarda acompañante se analizaron solamente para el período 1974-1985. Una descripción de las características ecológicas y sociológicas de estas Reservas puede encontrarse en Herrero *et al.* (1998 y 2000). Resumidamente, las principales diferencias entre los dos territorios cinegéticos se refieren al sustrato geológico (mixto en Viñamala y silíceo en Benasque) y a

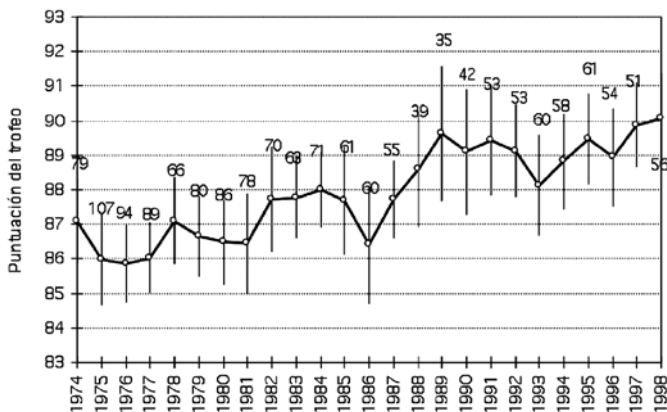


la densidad de sarríos: 4,4 y 10,7 indiv/km<sup>2</sup> en Benasque y Viñamala, respectivamente. Para el análisis de los datos hemos utilizados regresiones lineales simples y análisis de la varianza.

### 14.3. Resultados y discusión

#### 14.3.1. Evolución de la puntuación del trofeo

En la Figura 14.2 se ha representado la evolución de la puntuación media del trofeo en la Reserva de Viñamala durante los años 1974 a 1998 junto con el número de capturas. El número total de machos cazados oficialmente fue de 1621, con una media de 65 machos anuales, un mínimo de 35 el año 1989 y un máximo de 107 el año 1975. Durante los últimos 8 años el número de capturas fue muy estable (entre 51-61 machos). En términos generales se aprecia una tendencia significativa al aumento de la puntuación con el transcurso del tiempo ( $r^2 = 0,778$ ;  $p < 0,001$ ), de tal manera que los valores máximos se alcanzaron en los dos últimos años. Sin embargo se aprecian también en la Figura 14.2 una serie de altibajos, que podrían estar relacionados con un excesivo número de capturas al comienzo de la apertura de la Reserva (años 1975 a 1977) y con la epidemia de queratoconjuntivitis (Müller 1984a,b) en años posteriores: descensos de los años 1980-81 y 1986.



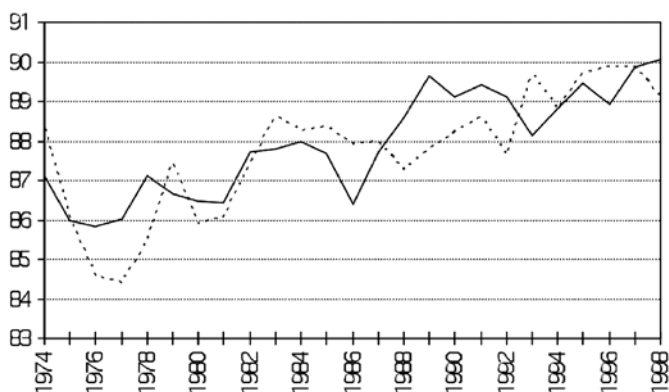
**Figura 14.2.** Evolución de la puntuación anual media de los cuernos de macho de sarrío en la Reserva de Caza de Viñamala entre 1974 y 1998. Las líneas verticales indican los intervalos de confianza al 95% y los números superiores el tamaño muestral.

*Figure 14.2.* Evolution of the average annual points from male Pyrenean chamois horns from the Viñamala Hunting Reserve between 1974 and 1998. Vertical lines indicate the 95% confidence intervals and the sample sizes are shown above each point.

En relación con los mínimos de los años 80, es difícil explicar este descenso en la puntuación media como efecto directo de la epidemia de queratoconjuntivitis. Loison et al. (1996) indican que los efectos de una epidemia similar en Les Bauges (Alpes franceses) sobre la longitud de los cuernos y el peso vivo de los machos, se notó en las

cohortes nacidas durante los 5 años posteriores al brote de la epizootia, disminuyendo significativamente el valor de estos parámetros. Así pues, los efectos de la enfermedad sobre las variables morfométricas, parece que experimentan un cierto retraso y no son instantáneos, como sugieren los mínimos en la puntuación total de los años 1980-81 y 1986. Más bien cabría pensar, que el aumento de permisos y cacerías (especialmente de selectiva) durante los brotes de la epidemia, redujo la optimización del tiro de trofeo. Posiblemente las capturas se hicieron de forma más indiscriminada con el objetivo de reducir la población más que de conseguir buenos trofeos.

En la Figura 14.3 se ha representado la evolución de las puntuaciones medias del trofeo conjuntamente para las Reservas de Viñamala y de Benasque. El número de capturas durante estos 25 años ha sido muy similar en las dos Reservas (1621 y 1643 respectivamente) y la puntuación media no presenta diferencias significativas (87,6 para Viñamala y 87,5 para Benasque; t-Student = 0,53 n.s.). Los posibles efectos de la diferencia de sustrato litológico entre Reservas, que podría haber afectado a la calidad del trofeo, como se verá más adelante, no parece haberse notado en este caso.



**Figura 14.3.** Comparación de la evolución de la puntuación del trofeo de sarrío (machos) en las Reservas de Caza de Benasque (línea a trazos) y Viñamala (línea continua).

*Figure 14.3.* Comparison of the evolution of trophy points of male Pyrenean chamois in Benasque Hunting Reserve (dotted lines) and Viñamala (solid line).

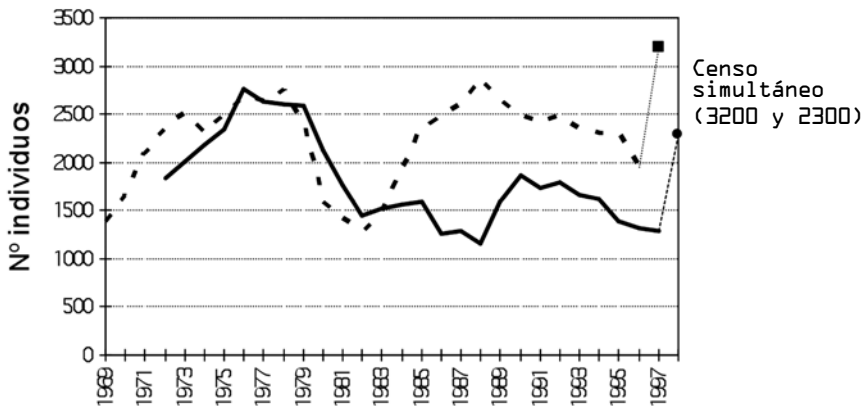
La evolución en una y otra Reserva es también parecida con ligeras diferencias (Figura 14.4). Así por ejemplo, el descenso ligado al exceso de capturas en los años posteriores a la apertura de las Reservas (1975-77) fue más acusado en Benasque, a pesar de que el número de capturas fue similar (Herrero et al. 2000). Los mínimos ligados al primer brote de queratoconjuntivitis (1980-81) son también parecidos. En los años posteriores se produce una alternancia en el predominio de la puntuación entre Reservas, con tendencias generales al ascenso en las dos. Curiosamente el incremento mas fuerte se produce en la Reserva de Viñamala los años 1987 a 89, justamente cuando, según el estudio de Loison et al. (1996), más debería haberse notado los efectos depresores del rebrote de la epidemia.

La tendencia observada en relación con el creciente aumento de la puntuación del trofeo durante estos 25 años puede deberse a diversos factores, entre los que

no cabe excluir la práctica, en el pasado, de cierta picaresca que minusvaloraba deliberadamente la puntuación el trofeo obtenido, con objeto de reducir las tasas. Pensamos que este efecto es de poca entidad, por ello hemos explorado la posible intervención de otros factores, tanto ecológicos como antrópicos, que permitan una mejor comprensión de los mecanismos que afectan a la puntuación media obtenida anualmente en las cacerías de trofeo.

#### 14.3.2. Relaciones entre censo, rendimiento de la cacería, número de capturas y puntuación del trofeo

En la Figura 14.4 se representa la evolución del número de individuos estimados en los censos oficiales de la Guardería durante el período 1974-1998 en las dos Reservas de caza consideradas. Estos datos, al carecer de una metodología contrastada, pueden considerarse estimaciones subjetivas y, si acaso, tan sólo pueden ser indicativos de la tendencia poblacional. Como se aprecia en la Figura 14.4, cuando se comparan con censos reales (censos simultáneos) la subestimación rondó el 40%. El motivo de considerarlos en este análisis es porque parecía apreciarse una relación inversa entre el censo estimado y la puntuación media del trofeo. De hecho existe una correlación inversa ( $r = -0.757$ ; g.l. = 23;  $p < 0,001$ ) entre el censo estimado por la guardería y la puntuación media del trofeo conseguida ese año en la Reserva de Viñamala. Algo similar sucedía en la Reserva de Benasque aunque de forma menos clara (Herrero et al. 1998). Estas relaciones parecían sugerir un posible efecto negativo de la densidad sobre la calidad del trofeo. Es un hecho conocido que poblaciones de caprinos con alta densidad tienen tamaños corporales más pequeños (al disminuir la disponibilidad relativa de recursos tróficos), afectando también al crecimiento de los cuernos (Jorgenson et al. 1998).

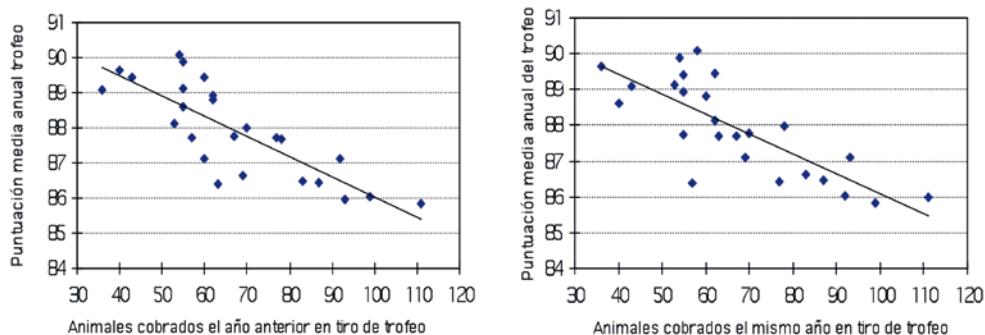


**Figura 14.4.** Evolución del censo de sarríos en las Reservas de Viñamala (línea continua) y de Benasque (línea a trazos) según datos de la Guardería y comparación con los censos simultáneos de 1997 y 1998.

*Figure 14.4.* Evolution of the Pyrenean chamois census in the Viñamala (solid line) and Benasque Reserves (dotted line) according to data from the guards and a comparison with the simultaneous censuses in 1997 and 1998.

Sin embargo, no parece que en las poblaciones de sarríos analizadas hayan operado estos mecanismos denso-dependientes, por varias razones:

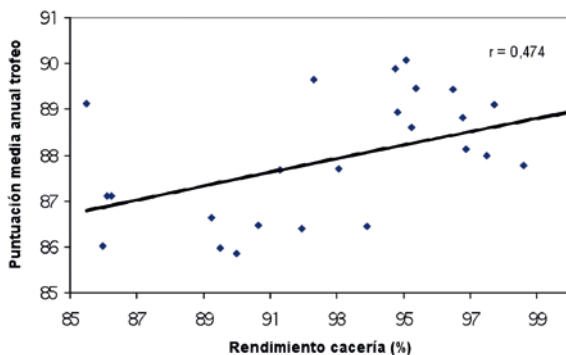
- la poca fiabilidad de los censos oficiales antes mencionada;
- la Reserva de Benasque con una densidad de población media durante el periodo de 25 años muy superior a la de Viñamala (10,7 vs. 4,4 indiv/km<sup>2</sup>), presenta una puntuación de trofeo media muy similar a ésta (87,5 vs. 87,6);
- la respuesta del descenso de la puntuación al aumento del censo es demasiado rápida como para que operen los mecanismos denso-dependientes. En efecto. Ya en la Figura 14.2 se intuye que las altas puntuaciones conseguidas un año particular suelen ir ligadas a un bajo o moderado número de capturas en ese año. Por ejemplo, el año 1989 (poco después del rebrote de queratoconjuntivitis) en donde se alcanza uno de los máximos de puntuación, se cobraron sólo 35 machos. Al igual que ocurre en la Reserva de Benasque (Herrero et al. 1998), existe una correlación inversa significativa (Figura 14.5), entre el número de capturas de un año y la puntuación media de los trofeos conseguidos ( $r = -0,787$ ; g.l. = 23;  $p < 0,001$ ). La significación aumenta ligeramente si se correlaciona con el número de machos capturados el año anterior ( $r = -0,807$ ; g.l. = 23;  $p < 0,001$ ) (Figura 14.5). La interpretación que cabría dar a estas relaciones es que cuantos más animales se cazan, más difícil resulta encontrar buenos trofeos, especialmente al final de la temporada de caza. Este efecto de “vaciado” de buenos trofeos de la Reserva, podría ser retroactivo y de esta forma, el aumento de capturas del año anterior influir en el descenso de la puntuación al año siguiente. De todas formas hay que hacer notar que estas dos variables (capturas de un año y del año anterior) no son independientes, ya que el número de permisos está correlacionado con el censo oficial del año anterior ( $r = 0,843$ , g.l. = 22) y ese censo condiciona el del año siguiente. Además del efecto de “vaciado”, un exceso de salidas por guarda puede provocar una peor asistencia de este y redundar en la calidad del trofeo. El cupo que se determina anualmente, debería ser un compromiso entre el censo de animales y el número de guardas disponibles en la Reserva.



**Figura 14.5.** Relaciones entre la puntuación media del trofeo y los animales cazados el mismo año (arriba) o el año anterior (abajo) en la Reserva de Viñamala durante el período 1974-98.

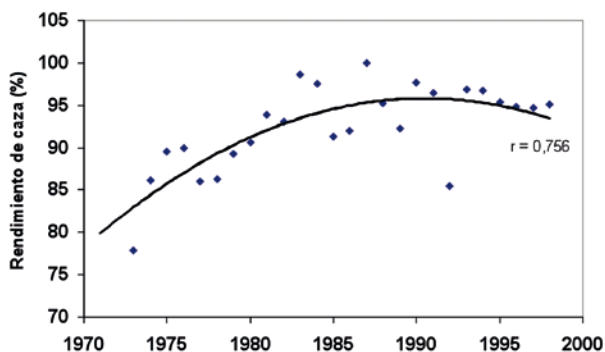
*Figure 14.5. Relationships between the average trophy points and the animals hunted in the same year (above) and the previous year (below) in the Viñamala Reserve from 1974-98.*

- d) la explicación más probable del aumento de la puntuación del trofeo con el transcurso de los años, parece residir en la mejora en las técnicas y armas de caza, así como de un cambio en los hábitos y comportamientos del cazador. De hecho se ha encontrado una relación directa entre una estima del rendimiento de la caza (animales abatidosx100/cazadores asistentes) y la puntuación media del trofeo (Figura 14.6) ( $r = 0,47$ ;  $P < 0,02$ ). Esto significa que en las temporadas en las que una mayor proporción de cazadores consiguen pieza, esta es de mejor puntuación. Como hemos visto anteriormente, ello sucede los años en que se producen menos capturas porque se dan menos permisos. Por otra parte, tal como se muestra en la Figura 14.7, el rendimiento de la caza parece haber aumentado en el transcurso del tiempo ( $r = 0,756$ ;  $P < 0,001$ ). “Los armas actuales permiten tiros certeros a mayor distancia y este es un factor básico para acceder a un buen trofeo. Por otra parte el cazador se ha vuelto más exigente: quiere buenos trofeos



**Figura 14.6.** Relación entre Puntuación media anual del trofeo y Rendimiento de la cacería (animales cobradosx100/cazadores asistentes) durante el periodo 1974-1998 en la Reserva de Viñamala.

*Figure 14.6. Relationship between the average annual trophy points and hunting output (animal huntedx100/hunters present) from 1974-1998 in the Viñamala Reserve.*



**Figura 14.7.** Evolución del rendimiento de la caza (animales cobradosx100/cazadores asistentes) durante el periodo 1974-1998 en la Reserva de Viñamala.

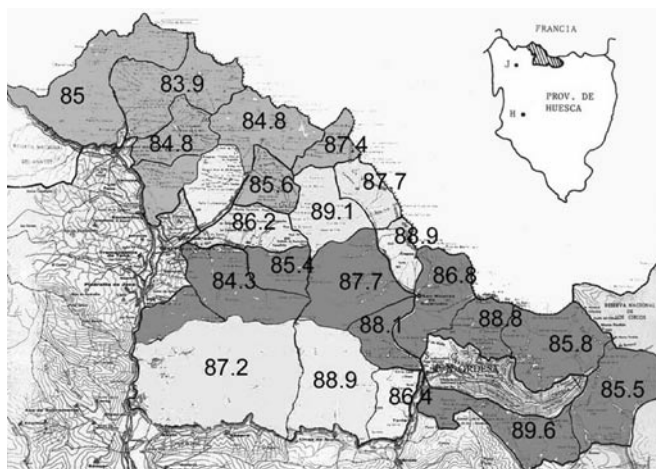
*Figure 14.7. Evolution of the hunting output (animals huntedx100/hunters present) from 1974-1998 in the Viñamala Reserve.*

y puede pagarlos”, (F. Tello, comun. verbal). En esta mejora del rendimiento de la caza, hay que considerar también la pericia del guarda acompañante. En el apartado siguiente se expondrá cómo pueden encontrarse diferencias significativas en las puntuaciones medias obtenidas por diferentes guardas durante un período de años. La experiencia y pericia del guarda acompañante es un aspecto fundamental a tener en cuenta y estas han podido variar con el tiempo, aunque no hemos realizado análisis al respecto.

#### 14.3.3. Variabilidad de la puntuación del trofeo según sectores y guarda acompañante

Las fichas de control de los animales cazados proporcionan, entre otros datos, el sector o Mancha donde se abatió al animal y el nombre del guarda acompañante. Cabe recordar que es el guarda el que conduce al cazador al lugar de la cacería y el que le indica el animal sobre el que debe disparar.

En general, las Manchas o sectores en los que se dividen las Reservas de caza, son lo suficientemente grandes como para incluir las áreas de campeo habituales de las manadas e individuos de sarrio, por lo que de alguna forma son reflejo del hábitat en el que viven (Figura 14.8). La información analizada corresponde a las capturas de machos realizadas durante los años 1974 a 1985 en la Reserva de Viñamala. El valor medio de la puntuación del trofeo para ese período fue de 86,8 puntos ( $n = 928$ ;  $ES = 0,187$ ) y observamos que las diferencias de las puntuaciones medias entre Manchas eran significativas (Anova  $F = 4$ ;  $g.l. = 20$ ;  $p < 0,001$ ) (Herrero et al. 2000). Estas diferencias pueden ser debidas a su vez a una serie de factores, tales como: tipo de vegetación, cobertura de bosque, sustrato litológico, altitud media, exposición, cantidad de nieve, presión de caza, accesibilidad, etc., que deberían ser analizados con mayor detalle.



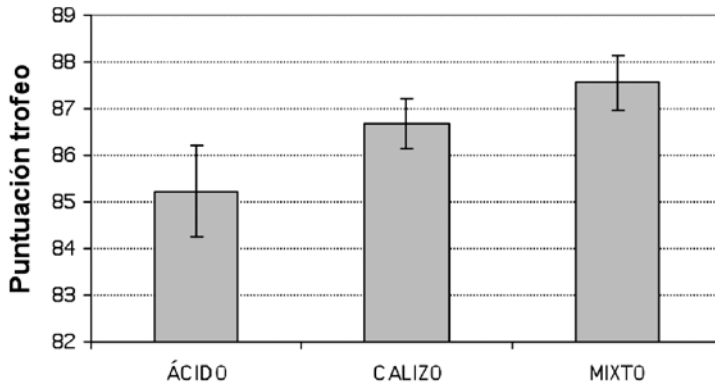
**Figura 14.8.** Puntuación media del trofeo por sectores (Manchas) de la Reserva de Viñamala durante el período 1974-1989. Gris oscuro: sustrato calizo; gris intermedio: sustrato silíceo; gris claro: sustrato mixto y Flysch.

*Figure 14.8.* Average trophy points per sector (shaded) of the Viñamala Reserve from 1974-1989. Dark grey: limestone substrate; medium grey: silica substrate; light grey: mixed substrate and Flysch.

Por el momento, hemos explorado la posible influencia del sustrato litológico sobre la calidad del trofeo, superponiendo el mapa de Manchas a un mapa litológico (Soler y Puigdefábregas 1972) de la zona (Figura 14.). Hemos agrupado las diferentes Manchas en tres grandes tipos de sustratos más o menos homogéneos:

- sustrato ácido, que incluye toda la zona de granitos, pizarras y esquistos de los alrededores de Sallent y Panticosa,
- calizas, que fundamentalmente corresponden a los macizos de las Sierras Exteriores (Tendeñera y Monte Perdido),
- mixtos, que agrupa las Manchas sobre Flysch de la solana de Tendeñera y aquellas en las que se dan a la vez los dos sustratos anteriores.

La diferencias en las puntuaciones medias por sustrato son significativas (Anova  $F = 9,2$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 14.10) y se deben sobre todo al peso que ejerce el grupo del sustrato ácido (test de Fisher).

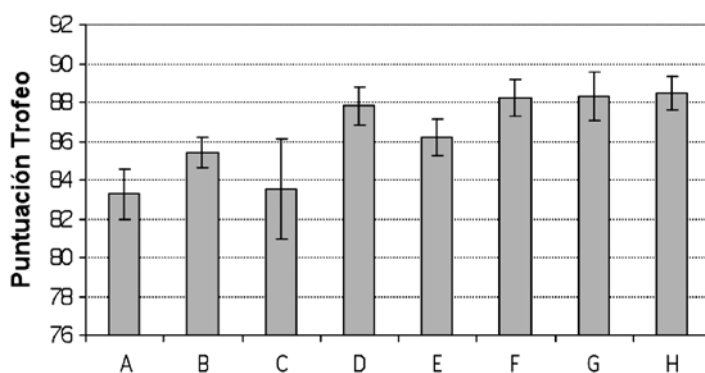


**Figura 14.9.** Puntuación media de los trofeos obtenidos por sectores –"manchas"– de la Reserva de Viñamala agrupados por sustrato geológico durante el período 1974-1985.

*Figure 14.9.* Average points of the trophies per sector –"shaded"– of the Viñamala Reserve grouped by geological substrate from 1974-1985.

Cabe pensar que la posible influencia del sustrato sobre la puntuación del trofeo se ejerza a través del contenido en nutrientes de la vegetación. Es un hecho conocido que los sustratos de tipo ácido dan lugar a pastos estivales de peor calidad que los calizos, lo cual repercute sobre su utilización ganadera (Rebollo 1996). De todas formas, aunque el engorde en verano se considere un factor de supervivencia muy importante en los caprinos (Hofmann 1982, Festa-Bianchet et al. 1997), las áreas que hemos considerado (grupos de manchas con sustrato litológico homogéneo) contienen además otro tipo de vegetación importante para la invernada del sarrío, como es el bosque. En el futuro sería interesante realizar un análisis factorial de la puntuación del trofeo, introduciendo directamente variables fitotopográficas cuantificadas (proporción de pasto, bosque, roquedo, etc.), posiblemente mediante un sistema de información geográfica.

Para averiguar la posible influencia del guarda acompañante se han calculado las puntuaciones medias del trofeo, obtenidas por cada uno de los guardas de caza existentes en la Reserva de Viñamala durante el período 1974-85. Las diferencias entre las puntuaciones medias son también altamente significativas (Anova  $F=12,8$ ;  $g.l=7$ ;  $p<0,001$ ;  $n=879$ ) (Figura 14.11). Los tres guardas del sector Panticosa (guardas A, B y C) proporcionaron las medias más bajas, destacándose entre ellos B con una media de 85,4 significativamente mayor que A y C. De los 5 guardas de Torla (D, E, F G y H) el más bajo es E con 86,2 puntos de media, significativamente más bajo que el resto de los 4 de Torla y sin diferencias con B de Panticosa (test de Fisher). Un punto importante a resolver en el futuro será averiguar si los guardas del sector de Panticosa obtuvieron puntuaciones más bajas por causas de tipo personal o porque ese sector es más pobre en calidad de trofeos debido a una peor calidad del hábitat.



**Figura 14.10.** Puntuación media de los trofeos obtenida por diferentes guardas acompañantes en la Reservas de caza de Viñamala durante el período 1974-1998.

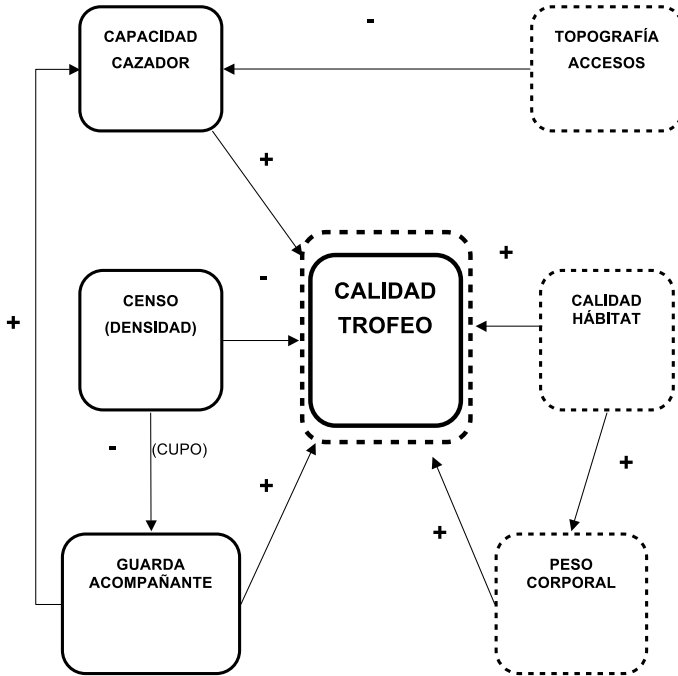
*Figure 14.10.* Average points of the trophies in terms of different accompanying guards in the Viñamala Reserve from 1974-1998.

Además de las interacciones que se producen con factores ambientales, otro posible aspecto de interés que tiene conocer estas cifras, es que los gestores pueden valorar la eficacia de los agentes en las cacerías, la cual, a su vez, puede redundar en diferencias importantes en los ingresos que perciben las Reservas por las categorías de los trofeos.

#### 14.3.4. Síntesis de resultados

En la Figura 14.12 se resumen algunos de los factores analizados que influyen sobre la puntuación media de los trofeos de sarrio cazados en las temporadas cinegéticas y sus posibles interacciones. Algunos de esos factores dependen del ambiente en el que habitan los individuos y grupos sociales, y otros dependen de factores relacionados con la gestión y la experiencia de los actores de la cacería: el cazador y el guarda acompañante.





**Figura 14.11.** Diagrama que muestra algunos factores que influyen sobre la calidad del trofeo de sarrío y sus interacciones. Los signos indican el carácter directo o inverso de la relación. A la izquierda factores de tipo antrópico; a la derecha factores de tipo ecológico. Ver explicación en el texto.

*Figure 14.11.* Diagram of some factors that influence the quality of Pyrenean chamois trophies and its interactions. The signs indicate whether the relationship is direct or inverse. Anthropogenic factors are on the left and ecological factors are on the right (see text).

**Censo:** el número de individuos del territorio cinegético puede influir sobre la calidad del trofeo a varios niveles. Por un lado, a través de los efectos denso-dependientes sobre el peso vivo y tamaño de los cuernos. Este efecto ha sido observado en el rebeco (Salzmann 1977) y en otras poblaciones de ungulados (Jorgenson et al. 1998, Ashley et al. 1998). En general, a densidades altas el crecimiento de los cuernos se reduce. En nuestro caso, aunque existe una relación inversa entre censos oficiales y puntuación del trofeo durante el período de 25 años considerado, no parece probable que hayan actuado este tipo de mecanismos denso-dependientes, por las razones expuestas en el apartado anterior y porque probablemente las densidades no son excesivamente altas en nuestro caso. Sin embargo, el censo de animales si puede incidir negativa e indirectamente sobre la puntuación del trofeo, en períodos cortos de tiempo, a través del cupo o cuota anual. Normalmente el número de individuos que se decide cazar en una temporada es una proporción del censo total de individuos del año anterior. Cuanto más alto es este, más alto es el cupo del año siguiente y los animales abatidos esa temporada y, como hemos visto en la Figura 14.5, más

baja es la puntuación del trofeo. Como se ha mencionado más arriba, esta relación probablemente tiene mucho que ver con un “efecto de vaciado” de buenos trofeos cuando el cupo aumenta, pero también con una dificultad por parte de la guardería para atender adecuadamente al cazador. De ahí la relación negativa entre censo y guarda acompañante indicada en la Figura 14.12.

**Guarda acompañante:** dado el papel tan relevante que tiene el guarda de caza en las cacerías de rececho de sarrío gestionadas por las Administraciones públicas, este se convierte en un factor determinante a la hora de conseguir buenos trofeos. Como se ha puesto de manifiesto en la Figura 14.11, puede señalarse que existen diferencias significativas entre las puntuaciones medias de los animales según el guarda acompañante. No sabemos, por el momento, si ello se debe a la pericia del guarda o a la calidad de hábitat de los sectores que normalmente frecuentan, o a ambos factores a la vez.

**Cazador:** La relación mostrada en la Figura 14.6 pone de manifiesto que en las temporadas en las que la proporción de capturas es mayor, la puntuación de los trofeos aumenta. Es decir, el éxito o rendimiento de la temporada cinegética va ligado a la consecución de buenos trofeos. Este éxito depende en parte de la habilidad y experiencia del cazador (Yuan 1992, en Gratson y Whitman 2000), pero también en gran medida del guarda acompañante, como se ha visto anteriormente. El éxito o rendimiento de las cacerías ha aumentado progresivamente durante los últimos años, aunque con una tendencia asintótica (Figura 14.7), probablemente como resultado de mejoras técnicas (armas de caza) y cambios en la psicología y poder adquisitivo del cazador.

**Calidad del hábitat:** la disponibilidad de recursos tróficos, influida por las condiciones climáticas anuales, repercute notablemente sobre el peso corporal y variables ligadas al mismo, mientras que sólo afecta al correspondiente anillo de crecimiento anual de los cuernos en los bóvidos (contrariamente a lo que sucede en las cuernas de los cérvidos). La longitud total y el perímetro de los cuernos integrarían más bien las condiciones climáticas ocurridas durante la vida del animal (Fandos et al. 1995; Giacometti et al. 2002), así como la calidad de los recursos tróficos del hábitat del mismo. Crampe (1997) encuentra diferencias en el tamaño de los cuernos de poblaciones de sarríos que se asientan en macizos muy próximos, pero que presentan características de hábitat diferentes. Una de ellas se refiere al tipo de sustrato geológico: al igual que hemos evidenciado para la Reserva de Viñamala, los sarríos que viven sobre sustrato ácido presentan en general tamaños de cuernos más pequeños. Strickland y Demarais (2000) también ponen de manifiesto la importancia de la fertilidad de los suelos sobre el tamaño de las cuernas del ciervo de cola blanca en cinco grandes regiones del Delta del Misisipi. Un factor intermedio entre la calidad del hábitat y el tamaño de los cuernos lo constituye el peso vivo del animal, determinado por los recursos tróficos disponibles y a su vez correlacionado positivamente con las dimensiones de los cuernos (Fandos et al. 1989, Herrero et al. 2000).

**Topografía:** en trabajos anteriores comprobamos que el rendimiento de la caza (animales cobradosx100/ cazadores asistentes) en la Reserva de caza de Benasque había sido significativamente más bajo que en la de Viñamala durante el período 1974-1998 (Herrero et al. 2000). Este hecho podría estar ligado a una mayor pericia

de los guardas acompañantes en Viñamala, pero es más probable que sea debido a una mejor posibilidad de acceso a las áreas de campeo de los animales, condicionada por la topografía (mayores altitudes en Benasque), pistas de acceso, etc. Los factores ligados al tipo de cazador (mala preparación física, mala puntería) y al clima (malas condiciones meteorológicas) probablemente se equilibran con el tiempo en las dos Reservas. Un análisis más detallado de las condiciones particulares de las cacerías (horas de duración, cambios de Mancha, localidad, altitud, etc.), podría proporcionar más información a este respecto. La topografía y accesos a las áreas de caza han sido identificados como factores que influyen sobre el éxito de la cacería (Gratson y Whitman 2000, Cooper et al. 2002).

#### 14.4. Conclusiones e implicaciones para la gestión

- 1) Las relaciones existentes entre puntuación media del trofeo y los animales cobrados ese año o el año anterior, tienen el interés de poder predecir el umbral máximo de machos que deben cazarse (y por tanto el cupo anual), si se desea conseguir una puntuación media determinada. La obtención de las rectas de regresión correspondientes, como las mostradas en la Figura 14.5, permitirán extrapolar el cupo anual (con un intervalo de confianza) para una puntuación media deseada. Grosso modo podría decirse que a partir de 60-70 machos cazados al año por Reserva de caza, la calidad media del trofeo se resiente sensiblemente.
- 2) Otra forma de expresar esta relación es que si aumentamos mucho el cupo, la calidad de los trofeos disminuirá, pero lógicamente habrá más capturas y quizás más ingresos. Todo ello es susceptible de modelarse económicamente buscando un equilibrio entre pocos trofeos pero de calidad o muchos trofeos pero de calidad más baja. Dicho modelo debería acompañarse de otro de carácter poblacional, de tal forma que se pudiera estimar el número de machos a capturar con una calidad de trofeo determinada y para una tasa de crecimiento de la población también determinada (Buckland et al. 1996). Podrían implementarse modelos de gestión para una caza "sostenible" en cada Reserva, macizo o unidad de gestión, por ejemplo: máximos ingresos en una población estabilizada (tasa de crecimiento igual a cero).
- 3) Mediante el análisis preliminar de la variabilidad del trofeo del sarrio a partir de los datos suministrados por las fichas de control de las cacerías en dos Reservas de caza del Pirineo aragonés, hemos puesto de manifiesto que hay factores ligados a la calidad del hábitat (distribución espacial, sustrato geológico), que están influyendo en la calidad del trofeo, a la vez que interactúan con otros factores de tipo humano, como por ejemplo la pericia del guarda acompañante. La utilidad que puede tener el profundizar en este tipo de análisis, es que los gestores y los científicos pueden conocer cuáles son los mejores o peores territorios o hábitats desde el punto de vista de la calidad del trofeo. Un segundo nivel de aproximación es determinar por qué, o cuáles son las causas de que unos hábitats sean mejores que otros. Todo ello redundará en orientar y fundamentar la toma de decisiones, tanto en los planes cinegéticos como en la ordenación territorial.

## Bibliografía

Ashley E.P., McCullough G.B., Robinson J.T. 1998. Morphological responses of white-tailed deer to a severe population reduction. *Canadian Journal of Zoology* 76: 1-5.

Buckland S.T., Ahmadi S., Staines B.W., Gordon I.J., Youngson R.W. 1996. Estimating the minimum population size that allows a given annual number of mature red deer stags to be culled sustainably. *Journal of Applied Ecology* 33: 118-130.

Cooper A.B., Pinheiro J.C., Unsworth J.W., Hilborn R. 2002. Predicting hunter success rates from elk and hunter abundance, season structure, and habitat. *Wildlife Society Bulletin* 30: 1068-1077.

Crampe J.P. 1997. Caractéristiques bio-démographiques d'une population d'isards (*Rupicapra p. pyrenaica*) non-chasée dans le Parc National des Pyrénées, en vallée de Cauterets. *Documents scientifiques du Parc National des Pyrénées*, 31: 1-169.

Fandos P. 1995. Factors affecting horn growth in male Spanish ibex (*Capra pyrenaica*). *Mammalia*, 59: 229-235.

Fandos P., Vigal C.R., Fernández-López J.M. 1989. Weight estimation of Spanish ibex, *Capra pyrenaica*, and chamois, *Rupicapra rupicapra* (Mammalia, Bovidae). *Z. Säugetierkunde*, 54: 239-242.

Festa-Bianchet M., Jorgenson J.T., Berube C.H., Portier C., Wishart W.D. 1997. Body mass and survival of bighorn sheep. *Canadian Journal of Zoology* 75: 1372-1379.

García-González R. 1981. Crecimiento del esqueleto en corderos de raza Rasa Aragonesa ecotipo Ansotano. I. Cráneo. *P. Inst. Biol. exp.* 12: 101-123.

Geist V. 1966. The evolutionary significance of mountain sheep horns. *Evolution*, 20: 558-566.

Geist V. 1990. Does social behaviour in ungulates reflect population characteristics? *Gibier Faune Sauvage*, 7: 359-360.

Giacometti M., Willing R., Defila C. 2002. Ambient temperature in spring affects horn growth in male alpine ibexes. *Journal of Mammalogy*, 83: 245-251.

Gratson M.W., Whitman C.L. 2000. Effects of road closures on density and success of elk hunters in Idaho. *Wildlife Society Bulletin* 28: 302-310.

Herrero J., García-González R., Garin I., García-Serrano A., Aldezabal A. 2000. Plan de gestión del sarrío en la Reserva de Caza de Viñamala (Macizos de Anayet, Biñamala y Monte Perdido). Informe inédito. Sección de Caza y Pesca, Gobierno de Aragón, Zaragoza.

Herrero J., Garin I., García-González R., García-Serrano A., Aldezabal A. 1998. Plan de Caza del Sarrío (*Rupicapra p. pyrenaica*) de la Reserva de Caza de Benasque. Informe inédito. Sección de Caza y Pesca. Gobierno de Aragón. Zaragoza.

Herrero J., Garin I., García-González R., García-Serrano A., Aldezabal A. 2002. El sarrío en Aragón. Prames - Gobierno de Aragón, Zaragoza.

Hofmann R.R. 1982. Adaptation saisonnière et évolutive du tractus digestif du chamois (*Rupicapra rupicapra*). In: Symposium Chamois, (C.I.C. ed.), pp. 82-88. Paris.

Jorgenson J.T., Festa-Bianchet M., Wishart R.G. 1998. Effects of population density on horn development in bighorn rams. *Journal of Wildlife Management*, 62: 1011-1020.

Loison A., Gaillard J.M., Gaillard J.M., Jullien J.M. 1996. Demographic patterns after an epizootic of keratoconjunctivitis in a chamois population. *Journal of Wildlife Management*, 60: 517-527.

Markuson E., Folstad I. 1997. Reindeer antlers: visual indicators of individual quality? *Oecologia*, 110: 501-507.

Müller P. 1984a. L'état sanitaire de la population d'isard (*Rupicapra rupicapra pyrenaica*) du Parc National des Pyrénées Occidentales. *Acta biologica. montana*, 4: 325-331.

Müller P., Gardes Moniteurs PNP 1984b. Keratoconjunctivite de l'isard. Documents Scientifiques du Parc National des Pyrénées, 13: 1-105.

Pérez-Barbería J., Robles L., Nores C. 1996. Horn growth pattern in cantabrian chamois *Rupicapra pyrenaica parva*: influence of sex, location and phenology. *Acta Theriologica*, 41: 83-92.

Rebollo S. 1996. Análisis de la estrategia de pastoreo de pequeños rumiantes domésticos considerando distintas escalas espaciales. Ph. Thesis. Universidad de León.

Salzmann H.C. 1977. Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie der Gemsen im Schweizerischen Jura. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 42: 180-188.

Soler M., Puigdefábregas C. 1972. Esquema litológico del Alto Aragón occidental. *Pirineos*, 106: 5-15.

Strickland B.K., Demarais S. 2000. Age and regional differences in antlers and mass of white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 64: 903-912.

Yuan M. 1992. Estimating the effect of elk hunter behavior on hunter success 1989-1990. Research Report n° 19. University of Montana, Missoula, USA. (citado en Gratson y Whitman 2000).



## 15. Variations de la reproduction en fonction de l'âge chez les femelles, dans une population d'isards protégée du Parc National des Pyrénées

**Jean-Paul Crampe<sup>1</sup>, Patrick Caens<sup>1</sup>, Etienne Florence<sup>1</sup>,  
Jean-Michel Gaillard<sup>2</sup>, Anne Loison<sup>2</sup>**

*1. Parc National des Pyrénées, 59 route de Pau, 65000 Tarbes, France.*

*j-paul.crampe@wanadoo.fr*

*2. UMR 5558 "Biométrie et Biologie Evolutive" Bat. 711. Université Claude Bernard  
LYON I 43 Boulevard du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex, France.*

*loison@biomserv.univ-lyon1.fr*

### *Résumé*

De 1993 à 2000, nous avons observé la reproduction de 71 femelles d'isards âgées de 2 à 23 ans dans le secteur du Parc National des Pyrénées situé en vallée de Cauterets. Les principaux objectifs de cette étude étaient de mesurer la natalité et le succès d'élevage des femelles d'isards en fonction de l'âge afin de mieux comprendre les paramètres de recrutement dans une population à forte densité, longuement protégée, et considérée comme stabilisée. La méthode a reposé sur l'observation répétée et le suivi annuel continu de femelles marquées par des colliers et des boucles auriculaires de couleurs. Le statut reproductif des femelles a été déterminé par l'observation des couples mère-chevreau. Au cours du printemps, les observations ont permis d'évaluer la natalité tandis que l'observation continue des chevreaux nés de femelles marquées jusqu'au printemps suivant a permis de mesurer le succès d'élevage. Nous avons disposé de 283 femelle-années pour notre analyse de la natalité (71 femelles différentes, d'âge entre 2 et 23 ans) et de 171 femelle-années (59 femelles différentes entre 3 et 17 ans) pour l'analyse du succès d'élevage. Nos résultats montrent une acquisition progressive de la maturité jusqu'à 4 ans, avec un taux moyen de natalité proche de 64 % pour l'ensemble de l'échantillon des femelles suivies. Après 4 ans le taux moyen de natalité, proche de 80%, se maintient jusqu'à 13 ans puis décline rapidement jusqu'à 18 ans. La probabilité moyenne du succès d'élevage est proche de 58%. Contrairement au taux de natalité, ce succès est croissant avec l'âge des mères. Le recrutement (produit de la natalité et du succès d'élevage) se maintient donc chez les femelles âgées. Deux principaux pics de mortalité des chevreaux ont été observés: l'un situé en milieu d'été, l'autre en début d'hiver.

**Mots-clés:** isard, marquage, reproduction, âge.

## **Abstract**

From 1993 to 2000, we observed breeding behaviour in 71 females of Pyrenean chamois, aged between 2 and 23 years old in the Valley of Cauterets, belonging to the Pyrenees National Park. The main aim was to measure birth rate and breeding success in terms of age to better understand the recruitment parameters in a high density population that has been protected for a long time and is considered stable. The field method used was direct repeated observation and annual monitoring of females with coloured ear-tags and collars. The reproductive status of females was determined by observing pairs of females with kids. Direct observations in spring were used to evaluate birth rate and breeding success was measured by continuous monitoring of the kids of marked females until the following spring. We followed 283 females-year for birth rate (71 different females aged between 2 and 23 years) and 171 females-year for breeding success (59 different females aged between 3 and 17 years). Our results show a progressive acquisition of sexual maturity until 4 years of age, with an average birth rate of 64% for the whole sample of monitored females. After 4 years of age the average birth rate was near 80% until about 13 years of age and then declined until 18 years. The average probability of breeding success was around 58%. Contrary to birth rate, breeding success increased with age. Recruitment was constant in elder females, depending on birth rate and breeding success. The two main mortality peaks for kids were in the middle of summer and at the beginning of winter.

**Keywords:** *Pyrenean chamois, marking, reproduction, age.*

## **15.1. Introduction**

Les modèles de reproduction observés chez les femelles de plusieurs espèces d'ongulés sauvages montrent une acquisition de la maturité sexuelle progressive, pouvant s'étaler sur plusieurs années, dont la durée moyenne est proportionnelle à la longévité de l'espèce. Au cours de la phase adulte, une stabilisation de la reproduction à un niveau proche du maximum est généralement observée. La décroissance qui lui fait suite après un certain âge, et qui concerne également les performances de survie, est une conséquence directe de la sénescence. La structure d'âge des femelles d'une population est donc un facteur important de sa cinétique démographique.

Chez l'isard, deux principaux paramètres, assez facilement observables dans le milieu naturel, permettent de décrire les effets de l'âge sur la reproduction: la natalité et le succès d'élevage (ou survie des cabris) dont le produit détermine le recrutement.

L'âge de primiparité et le taux de survie juvénile qui sont avant tout des caractéristiques propres à l'espèce dont ils expriment la stratégie démographique sont également connus pour leur forte sensibilité à la densité (Clutton-Brok 1987) constituant les cibles privilégiées de la régulation (Bauer 1987), ils jouent un rôle fondamental pour la croissance de la population (Stearns 1992, Festa-Bianchet *et al.* 1995). Ils peuvent également varier dans le temps sous l'influence des pressions environnementales, leur sensibilité dépendant fortement de la densité (Portier *et al.* 1998). Ainsi, la survie juvénile s'est révélée très sensible aux variations de l'enneigement hivernal sur cette même population d'isard (Crampe *et al.*, 2002).



Une relation négative entre forte densité et précocité de la primiparité a été souvent décrite chez les populations d'ongulés de montagne (Jorgensen et al. 1993) chez le bighorn *Ovis canadensis*; (Girard 2000) sur le bouquetin des Alpes *Capra ibex*; (Loison 1995) dans deux populations de chamois *Rupicapra rupicapra* et d'isards *Rupicapra pyrenaica* et également chez les cervidés (Gaillard et al. 1992). Ce retard de maturité est à relier à un ralentissement de la croissance corporelle juvénile.

La sénescence est définie comme une diminution de la performance individuelle avec l'âge et son maintien au niveau évolutif pose un problème (Stearns 1992). L'existence de la sénescence alors qu'elle devrait être contre-sélectionnée est généralement expliquée par l'action antagoniste de gènes pléiotropiques qui favorisent la performance précoce des individus au détriment de leur performance en fin de vie (Williams 1957). Ses effets sur le taux de natalité des femelles âgées de plus de 14 ans ont, par exemple, été mis en évidence dans une population de bighorns (Berube et al. 1999).

Objet d'une chasse intensive au cours des dernières décennies, les performances de survie et de reproduction à un âge avancé étaient mal connues chez l'isard ou le chamois. L'existence actuelle de populations longuement protégées, notamment en France dans les parcs nationaux, offre des possibilités d'études nouvelles grâce à leurs structures d'âge diversifiées incluant les classes les plus âgées. Afin de préciser les conséquences à long terme de cette mise en protection de certaines populations et en nous appuyant sur le suivi pluriannuel d'un échantillon de femelles marquées, nous avons analysé les effets de l'âge sur la reproduction dans une population d'isards protégée du Parc National des Pyrénées (PNP) en vallée de Cauterets.

## 15.2. Zone d'étude et méthode

La zone d'étude, d'une surface proche de 10500 ha, est un secteur du PNP dans la vallée de Cauterets, département des Hautes-Pyrénées (42°53'N, 0°06'W), France. Elle est comprise entre les altitudes de 980 m (village de Cauterets) et 3298 m (pic de Vignemale). Le milieu est caractéristique du versant nord des Pyrénées occidentales avec l'étage montagnard à hêtre *Fagus sylvatica* et à sapin *Abies alba*, l'étage subalpin à pin à crochets *Pinus uncinata*, l'étage alpin à pelouses et rochers où dominent les fétuques *Festuca eskia*.

La population d'isards de cette zone n'a pas été chassée depuis 1967, date de création du PNP. Les pointages – flash printaniers (Berduco et al. 1982) indiquent un effectif global proche de 800 individus adultes, densité proche de 8 à 10 ind./100 ha en période de dispersion estivale. De 1984 à 1999, on constate un très faible accroissement ( $\lambda = 1,02$ ) tandis que l'évaluation de différents paramètres de cette population (Crampe 1997) indique un niveau de stabilité relative.

Des opérations de capture ont permis le marquage de plusieurs femelles. Leur âge a été déterminé, par comptage des segments de croissance des cornes et examen de l'évolution dentaire chez les jeunes (Couturier 1938, Schröder et Elsner-Schack 1985). Elles ont été munies de marques (colliers de couleur et boucles auriculaires)

permettant leur identification individuelle à longue distance. Au cours de la première année, une relation sociale forte maintient le cabri à proximité de sa mère. Cette relation mère-cabri se manifeste aussi par des comportements spécifiques propres (Richard-Hansen 1992). Ces caractéristiques permettent à un observateur expérimenté de savoir si la femelle est accompagnée (suivie) d'un cabri ou non. L'ensemble du suivi a été effectué par trois gardes expérimentés du PNP de l'équipe de Cauterets.

L'observation répétée des femelles marquées permet de connaître leur taux de natalité, puis d'observer la survie de leurs cabris jusqu'au printemps suivant. Quelques cas de disparition précoce du jeune peuvent cependant conduire à une légère sous-estimation du taux de natalité. Au terme du cycle annuel de reproduction qui correspond à la période de l'émancipation du jeune, un parmi trois bilans de reproduction est attribué à chaque femelle suivie: l'absence de reproduction observée (NS); une reproduction suivie de la perte du cabri avant 1 an (SE); une reproduction avec survie du cabri jusqu'à 1 an (SR).

La séparation du couple mère-cabri qui intervient un peu avant un an, précède de la période des mise-bas. Selon les observations effectuées sur plusieurs couples mères-cabris marqués, la période de séparation la plus courante est située en avril et début mai, mais elle peut intervenir parfois dès le mois de mars. Afin d'éliminer au maximum les incertitudes liées au phénomène de séparation précoce et ayant constaté, par ailleurs, que 97% des 62 constats de mortalité ou disparition de cabris ont été antérieurs au 10 mars, nous avons considéré que l'état (SR) était acquis à la date du 31 mars.

Par précaution, nous avons cependant fixé à un minimum de 3 observations successives de l'état (NS) ultime, dont au moins la première antérieure au 31 mars et la dernière au 15 avril, pour considérer que le cabri était mort.

### 15.3. Données et résultats

Au total 71 femelles différentes, d'âge compris entre 2 ans et 23 ans, ont été suivies entre 1993 et 2000. Leur nombre, au cours de chaque année d'étude, a varié en fonction des captures et de la survie (Tableau 15.1).

L'isard ne reproduisant jamais avant l'âge de 2 ans, les femelles âgées de moins de 2 ans à la période des mises-bas ont été écartées de l'analyse.

Deux analyses ont été effectuées: l'une portant sur la probabilité pour une femelle de se reproduire une année donnée, l'autre portant sur le succès d'élevage du jeune sachant que la femelle s'est reproduite.

#### *Analyse I: Probabilité de reproduction en fonction de l'âge*

283 femelle-années ont contribué à l'analyse de la natalité (71 femelles entre 2 et 23 ans, suivies au cours des 8 années). Sur ces 283 cas, 180 mises-bas ont été observées, ce qui donne une natalité moyenne de 0,636.

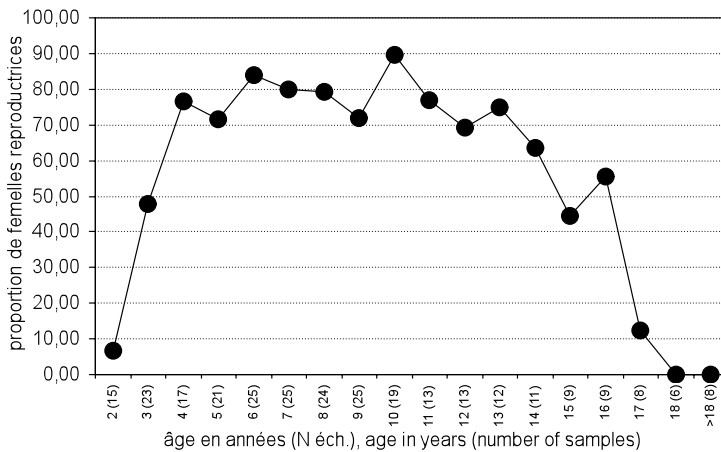
Années de reproduction	Femelles suivies d'âge ≥ 3 ans	Femelles suivies d'âge = 2 ans	Total Femelles suivies
1993	11	3	14
1994	24	2	26
1995	29	3	32
1996	35	0	35
1997	34	1	35
1998	44	1	45
1999	46	2	48
2000	45	3	48
1993 à 2000	268	15	283

**Tableau 15.1.** Nombre de femelles marquées, âgées de 2 ans ou plus, suivies par année entre 1993 et 2000. L'âge indiqué se réfère à une date de naissance théorique le 1<sup>er</sup> juin.

**Table 15.1.** Number of females above 2 years of age that were marked and monitored from 1993 to 2000. Age was calculated using the 1st of June as a theoretical date of birth.

Un facteur classe d'âge avec 4 catégories (2 ans, 3 ans, entre 4 et 14 ans, 15 ans et plus) a été construit en fonction des connaissances acquises sur d'autres espèces. Le modèle nul (probabilité de se reproduire constante) présente une déviance de 371,10 pour 282 ddl (AIC de 373,10) (Burnham et Andersson 1998).

L'âge affecte de façon marquée la probabilité de se reproduire (chi-deux de 85,45 pour 21 ddl, AIC de 329,65) (Figure 15.1). Le modèle à 4 classes d'âge représente bien cette variation (pas de différence avec le modèle âge réel, chi-deux de 19,27 pour 18 ddl, AIC de 312,92).



**Figure 15.1.** Proportion de femelles reproductrices (dont le cabri a été observé) en fonction de l'âge, dans la population d'isards du Parc National des Pyrénées à Cauterets. Le nombre de femelles constituant l'échantillon par classe d'âge figure entre parenthèses.

**Figure 15.1.** Proportion of breeding females (where kids were observed), considering age, in a population of Pyrenean chamois from the National Park of the Pyrenees at Cauterets. The number of sampled females is in brackets.

Une seule femelle, sur 15 femelles âgées de 2 ans suivies, s'est reproduite et seulement 11 femelles sur 23 (47,8%) âgées de 3 ans. Une stabilisation de la reproduction est observée de 4 ans à 13 ans avec un taux de natalité compris entre 70 et 90% (moyenne proche de 77%). Ce niveau n'est atteint qu'à 4 ans en moyenne, ce qui constitue l'âge normal d'acquisition de la maturité sexuelle pour cette population. Des effets marqués de la sénescence apparaissent à l'âge de 14 ans s'exprimant par une décroissance rapide de la natalité qui, pour l'échantillon étudié, devient nulle après 17 ans.

### Analyse II: succès d'élevage en fonction de l'âge des mères

Neuf des femelles ayant mis-bas, mais pour lesquelles l'observation n'a pas permis de vérifier le succès d'élevage, ont été écartées de l'analyse. On a disposé finalement de 171 femelles-années pour cette analyse (59 femelles différentes entre 3 et 17 ans, suivies au cours des 8 années). Une seule femelle a réussi à élever son jeune à 2 ans et a été retirée de l'analyse. Comme dans l'analyse I, un facteur classe d'âge avec 3 catégories (3 ans, entre 4 et 14 ans, 15 ans et plus) a été construit en fonction des connaissances acquises sur d'autres espèces.

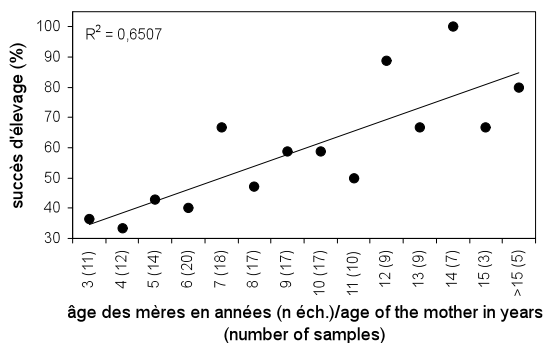
Le modèle nul (probabilité de succès constant) a présenté une déviance de 233,39 pour 170 ddl (AIC de 235,39).

La probabilité moyenne de succès d'élevage du jeune jusqu'à 1 an est de 0,576. L'âge des mères affecte de façon marquée cette probabilité de succès d'élevage (chi-deux de 36,44 pour 14 ddl, AIC de 226,95).

Le modèle à 3 catégories d'âge ne prend pas bien en compte cette variation (différence significative avec le modèle âge exact, chi-deux de 31,19 pour 12 ddl, AIC de 234,14).

Une relation linéaire entre âge et succès d'élevage apparaît comme le meilleur modèle à cette étape: (AIC de 218,85 pour une relation linéaire contre 220,51 pour une relation quadratique et 226,95 pour un effet indépendant des différents âges) (Figure 15.2).

On constate donc une augmentation du succès d'élevage en relation avec l'augmentation de l'âge (Logit (succès élevage) =  $-1,454 + 0,214 \text{ âge}$ ).



**Figure 15.2.** Relation entre le succès d'élevage, exprimé par la survie du cabri au 31 mars de l'année suivant celle de sa naissance, et l'âge des mères à la mise-bas. Le nombre de femelles constituant l'échantillon par classe d'âge figure entre parenthèses.

**Figure 15.2.** Relationship between breeding success, expressed as kid survival until March 31st of the year after birth and mother's age at birth. The number of sampled females for each age is in brackets.

## 15.4. Discussion

Nos résultats sur la reproduction des femelles d'isards de cette population du PNP montrent l'importance de l'âge sur les performances individuelles et comment, par la présence d'un grand nombre de femelles âgées ou immatures dans une population stabilisée, la structure en âge peut influencer la productivité moyenne d'une population. En effet, si on compare nos résultats concernant la précocité reproductive avec ceux obtenus sur des populations en expansion, on constate un retard sensible qui tend à démontrer que cette population est soumise à une forte régulation densité-dépendante. Une seule femelle de 2 ans sur 15, soit environ 7% s'est reproduite dans nos résultats. L'écart peut être important avec une population en expansion: les résultats trouvés dans une population chassée de chamois du massif des Bauges dans les Alpes françaises (Houssin et al. 1993) montrent que 63,3 % des femelles de 2 ans participent à la reproduction. Ces résultats sont concordants avec ceux enregistrés sur d'autres populations "en phase de colonisation" dans le Jura, les Vosges et les Alpes Suisses.

La survenue de la sénescence se traduit par une chute assez brutale du taux de natalité après 13 à 14 ans. Elle s'avère plus tardive pour la reproduction que pour la survie pour laquelle les travaux précédents (Crampe 1997) sur cette même population indiquent un début de sénescence proche de 11 à 12 ans, âge auquel le taux de survie des femelles adultes, jusque là supérieur à 90%, passe au-dessous de cette valeur (86% à 11 ans et 77% à 12 ans).

A noter cependant que si aucune femelle ne s'est reproduite au-delà de 17 ans dans l'échantillon étudié, de précédentes observations sur cette même population ont permis d'observer une reproduction chez une femelle marquée à 19 ans.

Une dégradation progressive de l'état physiologique des femelles croissant avec l'âge doit logiquement être attendue, pourtant les résultats, obtenus par un bon échantillonnage des classes âgées, montrent une relation positive entre l'âge de la mère et le succès d'élevage du jeune. Deux hypothèses peuvent être avancées pour tenter d'expliquer cet effet positif de l'âge:

- l'âge doit logiquement procurer une meilleure connaissance de l'espace vital grâce à une accumulation d'expérience; il doit probablement aussi permettre d'assurer un rang social plus élevé au sein du groupe permettant de mieux résoudre les problèmes de compétition intra spécifique. Ces qualités réunies doivent logiquement permettre une utilisation des ressources plus efficace, capable de répercussion positive sur la survie du jeune;
- la deuxième hypothèse suppose une auto corrélation des performances de survie et de reproduction s'exprimant chez les individus mieux adaptés. Dans cette perspective, le succès de reproduction n'est qu'un corollaire de la performance de survie.

## Remerciements

Nous remercions C. P. Arthur du service scientifique du Parc National des Pyrénées pour son travail de relecture et les ultimes corrections apportées au manuscrit.

## Bibliographie

- Bauer J.J. 1987. Factors determining the onset of sexual maturity in New Zealand chamois (*Rupicapra rupicapra* L.). *Z. Säugetierkunde*, 52: 116-125.
- Berducou, Besson J.P., les Gardes-Moniteurs du P.N.P.O. 1982. Dynamique des populations d'isards du Parc National des Pyrénées. *Acta biologica Montana*, 1: 153-175.
- Berube C. H., Festa-Bianchet M., Jorgenson J. T. 1999. Individual differences, longevity, and reproductive senescence in bighorn ewes. *Ecology* 80 (8): 2555-2565.
- Burnham K.P., Andersson D.R. 1998. Model selection and inference: A practical Information-Theoretic approach. Springer-Verlag, Berlin.
- Clutton-Brock T.H., Major M., Albon S.D., Guinness F.E. 1987. Early development and population dynamics in red deer. Densite-dependent effects on juvenile survival. *J. Anim. Ecol.* 56: 53-64.
- Couturier M. 1938. Le Chamois. Arthaud B. (ed.) Grenoble, 1- 857 pp.
- Crampe J.-P. 1997. Caractéristiques bio-démographiques d'une population d'isards (*Rupicapra pyrenaica*) dans le Parc National des Pyrénées. Mém. D.E.S.U. Université Paul Sabathier Toulouse. Ed. Parc National des Pyrénées. Collection documents scient du PNP. n° 31,171 pp.
- Crampe J.- P., J.- M. Gaillard, A. Loison 2002. L'enneigement hivernal : un facteur de variation du recrutement chez l'isard (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*). *Canadian Journal of Zoology* 80: 1306-1312.
- Festa-Bianchet M., Jorgenson J.T., Lucherini M., Wishart W. D. 1995. Life history consequences of variation in age of primiparity in bighorn ewes. *Ecology*, 76(3), pp. 871-881.
- Gaillard J.-M., Sempere A., Boutin J.-M., Van Laere G., Boisaubert B. 1992. Effects of age and body mass on the proportion of females breeding in a population of roe deer. *Canadian Journal of Zoology* 70: 1541-1545.
- Girard I. 2000. Dynamique des populations et expansion géographique du bouquetin des Alpes (*Capra ibex ibex*, L.) dans le parc national de la Vanoise. Thèse de Doctorat. Université de la Savoie, Le Bourget du lac. 251 p.
- Houssin H., Loison A., Gaillard J.M. 1993. Participation à la reproduction des femelles de chamois (*Rupicapra rupicapra*) en fonction de leur âge dans une population alpine chassée. *Gibier Faune Sauvage*. Volume 10 : 39-45.
- Jorgenson T. J., Festa-Bianchet M., Lucherini M., Wishart W. D. 1993. Effects of body size, population density and maternal characteristics on age at first reproduction un bighorn ewes. *Canadian Journal of Zoology*: 2509-2517.

Loison A. 1995. Approche intra et inter spécifique de la dynamique des populations: exemple du chamois. Thèse de doctorat. Université Lyon I, Villeurbanne: 311 pp.

Portier C., Festa-Bianchet M., Gaillard J. M., Jorgenson T. J., Yoccoz N. G. 1998. Effects of density and weather on survival of bighorn sheep lambs (*Ovis canadensis*). J. Zool. Lond. 245: 271-278.

Putman R. J., Langbein J., Hewison M. J. A., Sharma K. S. 1996. Relative roles of density-dependent and density-independent factors in population dynamics of British deer. Mammal Rev. 26: 81-101.

Richard-Hansen C. 1992. Socialisation et modalités d'organisation sociale chez l'isard (*Rupicapra pyrenaica p.*). I.R.G.M. - I.N.R.A Castanet Tolosan.

Schröder W., Von Elsner-Schack I. 1985. Correct age determination in chamois: S. Lovari (ed.), The biology and management of mountain ungulates, Croom Helm, London, 65-70.

Stearns S. C. 1992. The evolution of life histories. Oxford University Press, Oxford.





## Traducción

### 15. Cambios en la reproducción en función de la edad de las hembras en una población de sarrío protegida en el Parque Nacional de los Pirineos

**Jean-Paul Crampe<sup>1</sup>, Patrick Caens<sup>1</sup>, Etienne Florence<sup>1</sup>,  
Jean-Michel Gaillard<sup>2</sup>, Anne Loison<sup>2</sup>**

1. Parc National des Pyrénées, 59 route de Pau, 65000 Tarbes, France.

[j-paul.crampe@wanadoo.fr](mailto:j-paul.crampe@wanadoo.fr)

2. UMR 5558 "Biométrie et Biologie Evolutive" Bat. 711. Université Claude Bernard

LYON I 43 Boulevard du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex, France.

[loison@biomserv.univ-lyon1.fr](mailto:loison@biomserv.univ-lyon1.fr)

#### Resumen

Entre los años 1993 y 2000 observamos la reproducción de 71 hembras de sarrío de entre 2 a 23 años de edad en el sector del Parque Nacional de los Pirineos situado en el Valle de Cauterets. Los principales objetivos del estudio fueron medir la natalidad y el éxito reproductivo de las hembras de sarrío en función de su edad para comprender mejor los parámetros de reclutamiento dentro de una población con elevada densidad que ha sido protegida durante largo tiempo y que es considerada estable. El método está basado en la observación repetida y el seguimiento anual continuo de hembras marcadas con collares y anillos auriculares de colores. El estado reproductivo de las hembras fue determinado después de observar las parejas madre-cabrito. A lo largo de la primavera, las observaciones han permitido evaluar la natalidad. El éxito de cría se estimó con los datos de la observación continua de los cabritos nacidos de hembras marcadas hasta la primavera siguiente. Hemos tenido acceso a 283 hembras-año para el análisis de natalidad (71 hembras diferentes, con edades de entre 2 y 23 años) y de 171 hembras-años (59 hembras diferentes de entre 3 y 17 años) para el análisis del éxito de la cría. Nuestros resultados demuestran una adquisición progresiva de la natalidad hasta los 4 años, con una tasa media de natalidad cerca del 64% para el conjunto de la muestra de las hembras seguidas de cabrito. Después de los 4 años de edad, la tasa media de natalidad (cerca de 80%), se mantuvo hasta los 13 años y luego disminuyó rápidamente hasta los 18 años. La probabilidad media del éxito de la cría fue cerca del 58%. Contrariamente a la tasa de natalidad, el éxito de cría aumenta con la edad de las madres. El reclutamiento (producto de la natalidad y del éxito de la cría) se mantiene en las hembras más maduras. Hemos observado dos principales picos en mortalidad de los cabritos: uno en mitad del verano y otro al principio del invierno.

**Palabras clave:** sarrío, marcaje, reproducción, edad.

## 15.1. Introducción

*Los modelos de reproducción en las hembras de varias especies de ungulados salvajes demuestran que la adquisición de la madurez sexual es progresiva, pudiendo extenderse a lo largo de varios años, y donde su duración media es proporcional a la longevidad de la especie. Durante la fase adulta, generalmente se observa una estabilización de la reproducción a un nivel cerca del máximo. La disminución que empieza después de una cierta edad, y que engloba también la capacidad de supervivencia, es una consecuencia directa de la senescencia. Consecuentemente, la estructura de la edad de las hembras en una población es un factor importante en su demografía cinegética.*

*En el sarrío, dos parámetros principales, y suficientemente fáciles de observar en el entorno natural, permiten describir los efectos de la edad sobre la reproducción: la natalidad y el éxito de la cría (o supervivencia de los cabritos) donde el producto determina el reclutamiento.*

*La edad de la primíparia y la tasa de supervivencia juvenil son características propias de la especie y afectan su estrategia demográfica. Pero también son muy sensibles a la densidad (Clutton-Brock 1987), constituyendo una diana privilegiada de la regulación (Bauer 1987) y juegan un papel fundamental en el crecimiento de la población (Stearns 1992, Festa-Bianchet et al. 1995). Pueden igualmente variar en el tiempo bajo la influencia de presiones medioambientales, siendo muy sensibles a la densidad (Portier et al. 1998). Como resultado de todo ello, la supervivencia juvenil es muy sensible a las variaciones de las nevadas invernales sobre la misma población de sarríos (Crampe et al., 2002). A menudo se ha descrito una importante relación negativa entre densidad y precocidad de la primíparia en las poblaciones de ungulados de montaña (Jorgensen et al. 1993) en el muflón de las Rocosas *Ovis canadensis*; (Girard 2000) en el íbex de los Alpes *Capra ibex*; (Loison 1995) en dos poblaciones de gamuza de los Alpes *Rupicapra rupicapra* y de sarrío *Rupicapra pyrenaica* e igualmente en los ciervos (Gaillard et al. 1992). Este retraso en la maduración está ligado con una reducción del crecimiento corporal juvenil.*

*La senescencia es definida como una disminución del rendimiento individual con la edad. Su mantenimiento al nivel evolutivo plantea un problema (Stearns 1992). La existencia de la senescencia cuando debería ser contra-seleccionada es generalmente explicada por la acción antagonista de los genes pleiotrópicos que favorecen el rendimiento precoz de los individuos en detrimento de su rendimiento al final de la vida (Williams 1957). Por ejemplo, sus efectos sobre la tasa de natalidad de las hembras con edades de más de 14 años ha sido puesta en evidencia en una población de muflón de las Rocosas *Ovis canadensis* (Berube et al. 1999).*

*Objeto de una caza intensiva en las últimas décadas, las tasa de supervivencia y reproducción a una edad avanzada era mal conocida en el sarrío y en la gamuza. La existencia actual de poblaciones protegidos desde hace mucho tiempo, específicamente en Francia en los parques nacionales, ofrece la posibilidad de nuevos estudios gracias a una diversidad de edades incluyendo las clases más viejas. Para precisar las consecuencias de este protección de algunas poblaciones a largo plazo y apoyándonos en el seguimiento plurianual de una muestra de hembras marcadas, hemos analizado los efectos de la edad sobre la reproducción en una población de sarrío protegidos del Parque Nacional de los Pirineos (PNP) en el Valle de Cauterets.*

## 15.2. Área de estudio y métodos

La zona de estudio incluye una superficie alrededor de 10.500 ha en una parte del PNP dentro del Valle de Cauterets, Departamento de los Altos Pirineos (42°53'N, 0°06'W), Francia. Se encuentra entre los 980 m (pueblo de Cauterets) y los 3.298 m (pic de Vignemale) de altitud. El entorno es característico del vertiente norte de los Pirineos occidentales con un piso montano de haya *Fagus sylvatica* y abeto *Abies alba*, un piso subalpino de pino negro *Pinus uncinata*, y un piso alpino de pasto con predominio de festuca *Festuca eskia*.

Se trata de una población no cazada desde 1967, fecha de la creación del PNP. Los censos por pointages-flash de la primavera (Berducou et al. 1982) indican que el número total de ejemplares está cerca de 800 adultos, con una densidad cercana a los 8-10 individuos/100 ha en el periodo de dispersión estival. De 1984 a 1999, observamos un crecimiento muy débil ( $\lambda = 1,02$ ) mientras que la evaluación de diferentes parámetros de esta población (Crampe 1997) indican un nivel de estabilidad relativa.

Las operaciones de captura han permitido marcar a varias hembras. La edad se ha determinado por el número de anillos de crecimiento en los cuernos y, en jóvenes, por un examen dental (Couturier 1938, Schröder y Elsner-Schack 1985). Los ejemplares fueron marcados con collares de colores y anillos auriculares, permitiendo su identificación individual a larga distancia. A lo largo del primer año, una relación social fuerte mantiene al cabrito muy cerca de su madre. Esta relación madre-cabrito se manifiesta también por comportamientos específicos propios (Richard-Hansen 1992). Estas características permiten a un observador experimentado saber si la hembra está acompañada (seguida) por una cabrito. El seguimiento se lleva a cabo por tres guardas experimentados del PNP del equipo de Cauterets.

La observación repetida de hembras marcadas permite conocer su tasa de natalidad, y de observar la supervivencia de sus cabritos hasta la primavera siguiente. No obstante, algunos casos de desaparición precoz de los jóvenes puede causar una ligera subestima de la tasa de natalidad. Al final del ciclo anual de reproducción, que corresponde al periodo de la emancipación de los jóvenes, cada hembra marcada queda clasificada como: ausencia de reproducción (NS); reproducción seguida por la pérdida del cabrito antes de 1 año (SE); reproducción con la supervivencia del cabrito hasta 1 año (SR).

La separación de la pareja madre-cabrito ocurre un poco antes de un año, justo antes del periodo infértil. Según las observaciones de varias parejas marcadas de madres y cabritos, el periodo de separación más usual es en abril y al principio de mayo, pero puede empezar en el mes de marzo. Para eliminar al máximo las incertidumbres ligadas con un fenómeno de separación precoz y después de haber constatado, por otra parte, que 97% de los 62 informes de mortalidad o desaparición de cabritos fueron anteriores al 10 de marzo, hemos considerado que el estado (SR) se adquiere el 31 de marzo.

Por precaución, hemos fijado un mínimo de 3 observaciones sucesivas de estado (NS) último. El primer chequeo fue anterior al 31 de marzo y el último antes del 15 de abril, por considerar que el cabrito estaba muerto.

### 15.3. Datos y resultados

En total seguimos a 71 hembras diferentes con edades de entre 2 y 23 años entre 1993 y 2000. Su número, a lo largo de cada año estudiado, ha variado en función de las capturas y la supervivencia (Tabla 15.1).

Puesto que el sarrío no se reproduce nunca antes de 2 años de edad, las hembras con menos de 2 años en el periodo infértil fueron excluidas del análisis.

Se han efectuado dos análisis: uno sobre la probabilidad de que una hembra se reproduzca en un año dado, el otro sobre el éxito de cría del joven sabiendo que la hembra se ha reproducido.

#### *Análisis I: Probabilidad de reproducción en función de la edad*

El análisis de la natalidad ha incluido a 283 hembras-año (71 hembras de entre 2 y 23 años, seguidos a lo largo de 8 años). Sobre estos 283 casos, 180 partos han sido observados, lo que da una natalidad media de 0,636.

Se ha creado un factor clase de edad con cuatro categorías (2 años, 3 años, entre 4 y 14 años, 15 años y más) en función de los conocimientos adquiridos sobre otras especies. El modelo nulo (probabilidad de reproducirse constantemente) presenta una desviación de 371,10 para 282 ddl (AIC de 373,10) (Burnham y Andersson 1998).

La edad afecta de manera acusada a la probabilidad de reproducirse ( $\chi^2$  de 85,45 para 21 ddl, AIC de 329,65) (Figura 15.1.). El modelo a cuatro clases de edad es una buena representación de esta variación (no hay diferencias con el modelo edad real,  $\chi^2$  de 19,27 para 18 ddl, AIC de 312,92).

Una sola hembra, sobre 15 hembras seguidas de 2 años, se ha reproducido y solamente 11 hembras sobre 23 (47,8%) con la edad de 3 años. Se ha observado una estabilización de la reproducción entre 4 y 13 años de edad con una tasa de natalidad de entre 70 y 90% (media cerca de 77%). Sólo se obtiene este nivel a los 4 años como media, lo que constituye la edad normal de adquisición de la madurez sexual para esta población. Los efectos marcados de la senescencia aparecen a la edad de 14 años después de la cual hay una disminución rápida de la natalidad que llega a ser nulo después de los 17 años.

#### *Análisis II: Éxito de cría en función de la edad de la madre*

Nueve de las hembras que habían parido, en las que la observación no ha permitido verificar el éxito de la cría, fueron descartados del análisis. Finalmente, hemos podido trabajar con 171 hembras-años para este análisis (59 hembras diferentes de entre 3 y 17 años, seguidos a lo largo de 8 años). Una sola hembra pudo criar su joven hasta 2 años y fue descartada del análisis. Como en el análisis I, se consideró un factor clase de edad con 3 categorías (3 años, entre 4 y 14 años, 15 años y más) en función de los conocimientos adquiridos sobre otras especies.

El modelo nulo (probabilidad de éxito constante) ha tenido una desviación de 233,39 por 170 ddl (AIC de 235,39).

La probabilidad media de éxito de cría del joven hasta 1 año era de 0,576. La edad de las madres afecta de manera marcada a esta probabilidad de éxito de cría ( $\chi^2$  de 36,44 por 14 ddl, AIC de 226,95).

*El modelo con tres categorías de edad no considera correctamente esta variación (diferencia significativa con el modelo de edad exacta,  $\chi^2$  de 31,19 por 12 ddl, AIC de 234,14).*

*Una relación lineal entre la edad y el éxito de cría parece ser el mejor modelo en esta etapa: (AIC de 218,85 para una relación lineal contra 220,51 para una relación cuadrática y 226,95 para un efecto independiente de diferentes edades) (Figura 15.2).*

*Observamos entonces un incremento en el éxito de cría en relación con el incremento de la edad (Logit (éxito de cría) =  $-1,454 + 0,214$  edad).*

## 15.4. Discusión

*Nuestros resultados sobre la reproducción de las hembras de sarrío de la población del PNP demuestran la importancia de la edad sobre el rendimiento individual y como, por la presencia de un gran número de hembras maduras o inmaduras dentro de una población estabilizada, la estructura en edad puede afectar la productividad media de una población. En efecto, si comparamos nuestros resultados de la precocidad reproductiva con los obtenidos en las poblaciones en expansión, observamos un retraso importante, lo cual implica que esta población es objeto de una fuerte regulación que depende de la densidad (regulación dependiente de la densidad). De acuerdo con nuestros resultados, solo una hembra de 2 años se ha reproducido de entre un total de 15 hembras, es decir alrededor del 7%. La diferencia puede ser importante en una población en expansión: los resultados encontrados en una población cazada de gamuza en el macizo de Bauges en los Alpes franceses (Houssin et al. 1993) demuestra que 63,3 % de las hembras de 2 años participan en la reproducción. Estos resultados son concordantes con otras poblaciones "en fase de colonización" en el Jura, los Vosgos y los Alpes Suizos.*

*La aparición de la senescencia causa una caída brusca en la tasa de natalidad después de los 13-14 años. Esta se reconoce más tarde por la reproducción, más que por el seguimiento, por lo cual los trabajos anteriores (Crampe 1997) sobre esta misma población indican un principio de senescencia cerca de los 11 a 12 años, edad donde la tasa de supervivencia de hembras adultas, justo entonces superior al 90%, pasa por debajo de este valor (86% a los 11 años y 77% a los 12 años). No obstante, se debe subrayar que, dentro de la muestra estudiada, ninguna hembra se ha reproducido más allá de los 17 años pero anteriores observaciones sobre la misma población han permitido observar una reproducción en una hembra marcada a los 19 años.*

*Lógicamente, esperamos una degradación progresiva del estado fisiológico de las hembras con la edad. Entonces, los resultados obtenidos después de un buen muestreo de las clases de edades demuestran una relación positiva entre la edad de la madre y el éxito de cría del joven. Podemos intentar explicar este efecto positivo de la edad con dos hipótesis:*

*- la edad debe aportar un mejor conocimiento de el espacio vital gracias a una acumulación de experiencias; debe probablemente también permitir asegurar un rango social más elevado en el seno del grupo permitiendo mejor destreza en resolver problemas de competición intraespecífica. Estas cualidades deben lógicamente permitir utilizar los recursos más eficazmente, lo que puede tener una repercusión positiva sobre la supervivencia del joven;*

*- la segunda hipótesis supone una autocorrelación entre el éxito de supervivencia y la reproducción expresados en los individuos mejor adaptados. Desde esta perspectiva, el éxito en la reproducción no es más que un corolario del éxito de supervivencia.*

## **Agradecimiento**

*Queremos agradecer a C. P. Arthur del servicio científico del Parque Nacional de los Pirineos por su trabajo de revisión y últimas correcciones del manuscrito.*

## **Tablas y Figuras**

*Tabla 15.1. Número de hembras marcadas, con 2 o más años de edad, seguidos por año entre 1993 y 2000. La edad indicada se refiere a la fecha de nacimiento teórica del 1 de junio.*

*Figura 15.1. Proporción de hembras reproductoras (donde se ha observado el cabrito) en función de la edad, en una población de sarríos del Parque Nacional de los Pirineos en Cauterets. El número de hembras dentro de la muestra por clase de edad esta entre paréntesis.*

*Figura 15.2. Relación entre el éxito de cría, expresado por la supervivencia del cabrito al 21 marzo del año siguiente a su nacimiento y la edad de las madres en el parto. El número de hembras de la muestra de clase de edad está entre paréntesis.*

## 16. Résultats préliminaires sur l'organisation spatiale de femelles d'isard dans une population du Parc National des Pyrénées

J.-P. Crampe<sup>1</sup>, P. Caens<sup>1</sup>, E. Florence<sup>1</sup>, J.-F. Gérard<sup>2</sup>,  
G. Gonzalez<sup>2</sup> et E. Serrano<sup>3</sup>

1. Parc National des Pyrénées, 65110 Cauterets, France

2. I.R.G.M - I.N.R.A, BP 27, 31326 Castanet-Tolosan CEDEX, France

3. Université de Jaen. Paraje las lagunillas s/n. Edificio n° 5. 23071 Jaen, Espagne

### Résumé

De 1992 à 2002, 69 femelles d'isard (*Rupicapra pyrenaica*) ont été marquées et suivies dans un secteur du Parc National des Pyrénées de la vallée de Cauterets (Hautes-Pyrénées, France). L'espèce est totalement protégée dans cette zone depuis 1967, ce qui a laissé le temps à plusieurs générations d'individus de s'organiser dans l'espace en dehors de toute perturbation liée à la chasse.

L'analyse des localisations montre que chaque femelle occupe un domaine d'hiver et un domaine d'été auxquels elle est fidèle d'une année à l'autre. Ces deux domaines peuvent, selon les individus, être très éloignés l'un de l'autre ou pratiquement confondus, ce qui conduit à distinguer deux catégories d'animaux: les migrants et les sédentaires.

L'analyse montre également que les femelles sont le plus souvent organisées en «clans» d'individus utilisant un même domaine saisonnier. Ces clans sont plus clairement définis en été, autrement dit lorsque la dispersion est maximale. En hiver, lorsque les animaux sont plus concentrés dans l'espace, certains clans d'été fusionnent, tandis que quelques individus changent de clan ou s'isolent.

**Mots-clés:** isard, clan, domaine vital, fidélité spatiale, organisation spatiale, migration.

### Abstract

From 1992 to 2002, 69 female chamois (*Rupicapra pyrenaica*) were marked and followed in a sector of the Pyrenean National Park in the Cauterets Valley (Hautes-Pyrénées, France). The area has been protected since 1967, which has allowed the time for several generations of individuals to organise themselves in the space away from any type of disturbance related to hunting.

The analysis of the localisation shows that each female occupied a winter and a summer area which were consistent from year to year. Depending on the individual, these two areas could be very far apart or almost overlapping, which leads us to distinguish between migratory and sedentary animals.

The analysis also shows that the females were most often organised into clans of individuals that used the same seasonal area. These clans were more clearly defined in summer, when the dispersion was at a maximum. In winter, when the animals are more concentrated in space, some summer clans joined, while some individuals changed clans or isolated themselves.

**Keywords:** chamois, clan, vital range, spatial fidelity, spatial organisation, migration.

## 16.1. Introduction

Chez de nombreuses espèces d'ongulés, l'occupation de l'espace est fortement influencée par le phénomène de ségrégation des sexes, ainsi que par la tendance des animaux à former des unités spatiales relativement indépendantes (Legay & Debouzie 1985), connues sous le nom de «clans» (Murray 1981) ou de «home range groups» (Hunter & Milner 1963, Geist 1971). Une organisation en unités, chacune formée d'individus utilisant le même espace, présentant un certain degré de parenté (Boyce *et al.* 1999) et une forte tendance à la philopatrie, a en effet été mise en évidence chez les femelles de plusieurs espèces, comme le bighorn *Ovis canadensis* (Festa-Bianchet 1986), le mouflon d'Europe *Ovis gmelini* (Gonçalves *et al.* 2002), le cerf élaphe *Cervus elaphus* (Clutton-Brock *et al.* 1982) ou encore l'impala *Aepyceros melampus* (Murray 1981). Toutefois, la définition du domaine spatial d'un groupe peut parfois s'avérer complexe, plusieurs zones pouvant être utilisées en différentes périodes de l'année, certaines pouvant être momentanément partagées avec des groupes voisins (Festa-Bianchet 1986).

Chez le chamois *Rupicapra rupicapra* et l'isard *R. pyrenaica*, en dehors de la dyade mère-chevreau, une relative labilité des associations inter-individuelles est observée (Richard-Hansen 1992, Losison *et al.* 1999), les taux d'association les plus élevés semblant plutôt résulter d'une tradition commune d'utilisation de l'espace probablement héritée de la mère. Plus généralement, une très forte incidence du relief sur l'utilisation de l'espace a été démontrée: les déplacements s'effectuent préférentiellement en respectant la continuité des versants tandis que les fonds de vallées fonctionnent souvent comme des limites difficilement franchies. Ce comportement, associé à un degré élevé de philopatrie, induit un découpage en unités spatiales relativement stables, au sein de populations dont les limites géographiques coïncident avec celles des massifs orographiques (Crampe 1985 et 1996, Richard-Hansen 1991).

L'habitat montagnard de l'isard se caractérise par un climat hivernal rigoureux présentant un enneigement important, capable de réduire de façon drastique les ressources alimentaires et l'espace disponible. Ces conditions particulières obligent les animaux, dispersés en été, à se regrouper sur des zones d'hivernage de surface restreinte, ce qui entraîne d'importantes variations de densité locale au cours du cycle annuel. Dans certains massifs, l'éloignement des zones estivales et hivernales con-



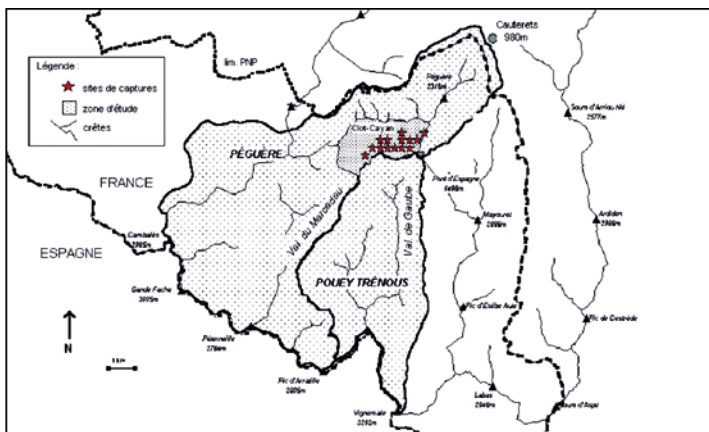
traint les animaux à des déplacements saisonniers qui peuvent être assimilés à des migrations. Ce double phénomène de migration - concentration est particulièrement accentué dans les massifs d'altitude très élevée où les possibilités d'hivernage sont à la fois fortement excentrées et très réduites en regard de la totalité de la surface disponible en été. Cependant, l'observation de routine suggère que l'occupation estivale des sites de haute altitude par certains individus n'empêche pas l'occupation permanente, par d'autres individus, des zones utilisées par l'ensemble des animaux en hiver. Ceci laisse entrevoir la coexistence de fortes différences inter-individuelles de comportement spatial au sein d'une même population. A partir du suivi sur plusieurs années d'un échantillon important de femelles marquées, notre étude a pour objectif de décrire le schéma socio-spatial développé par l'isard, dans un site de haute montagne très enneigé en hiver, où le comportement des individus n'a par ailleurs pas été perturbé par la chasse depuis plusieurs générations.

## 16.2. Matériels et méthodes

### 16.2.1. Zone d'étude

La zone d'étude ( $42^{\circ}53'N$ ,  $0^{\circ}06'W$ ) est située en vallée de Cauterets, dans le département des Hautes-Pyrénées (France). D'une surface proche de 7180 ha, elle est comprise dans l'un des six secteurs du Parc National des Pyrénées (P.N.P.), créé en 1967.

Le relief se caractérise par des pentes fortes et une structure composée de hautes crêtes et de vallées profondes délimitant deux massifs bien individualisés: le massif de Pouey Trénous (2160 ha) et le massif de Pégùère (5020 ha) (Figure 16.1). L'altitude est comprise entre 980 m au village de Cauterets et 3298 m au sommet du Vignemale, avec environ 48 % de la surface situés au-dessus de 2000 m. Le climat océanique -



**Figure 16.1.** Zone d'étude. Sont représentés: les massifs Pégùère et Pouey Trénous, la zone d'hivernage Clot-Cayan et les sites de capture des femelles concernées par l'étude.

**Figure 16.1.** Study area, including the Pégùère and Pouey Trénous mountains, the Clot-Cayan wintering zone and the capture sites for the study females.

montagnard se caractérise par une forte pluviométrie (moyenne annuelle de 1340 mm à Cauterets), un enneigement hivernal important en altitude (cumul annuel moyen de 620 cm à 1850 m) et des températures relativement clémentes (moyenne annuelle de 7,5° à 1000 m).

Le milieu ouvert comporte des falaises et des éboulis, d'importantes pelouses alpines où dominent la fétuque *Festuca eskia*, le nard *Nardus stricta* et le trèfle alpin *Trifolium alpinum*, ainsi que des landes à génévrier nain *Juniperus nana*, rhododendron *Rhododendro ferrugineum* et raisin d'ours *Arctostaphylos uva-ursi*. La forêt occupe environ 25 % de la surface, avec une limite supérieure située vers 2200 m. Selon les expositions, les essences dominantes sont les pins (*Pinus sylvestris*, *P. uncinata*) (13 %), le sapin *Abies alba* (8 %), ou encore le sapin et le hêtre *Fagus sylvatica* (3 %).

La zone «Clot-Cayan» (370 ha), qui fait partie du massif de Péguère, est une importante zone d'hivernage de l'isard. Il s'agit d'un versant orienté au Sud-Est, d'une longueur maximale de 3,5 km, et d'une altitude variant de 1500 m à 2428 m pour un dénivelé moyen d'environ 750 m. Cette zone, fortement attractive pour l'isard, est enclavée dans un espace périphérique beaucoup moins favorable, ce qui a pour effet d'y fixer les animaux en hiver. Elle se caractérise également par sa facilité d'accès et par une ouverture du milieu permettant une bonne détection des animaux.

### 16.2.2. Population

La population d'isards de la zone d'étude n'a pas été chassée depuis la création du P.N.P. en 1967. Son abondance, estimée par des comptages printaniers selon la méthode de pointage-flash (Berducou *et al.* 1982), est stable (taux de multiplication estimé à 1,02), avec un effectif compté d'environ 700 individus, soit une densité moyenne avoisinant 10 / km<sup>2</sup> en été (Gonzalez & Crampe 2001). De 1984 à 2002, la structure d'âge, également stable, indique un taux de survie annuel moyen des adultes proche de 90 % (Crampe 1996, Gonzalez & Crampe 2001) et un nombre important d'individus âgés. La zone Clot-Cayan regroupe régulièrement chaque hiver une population proche de 250 individus dont environ 75 % sont des adultes.

### 16.2.3. Marquage et suivi

De 1992 à 2002, des opérations de capture menées sur la zone d'hivernage Clot-Cayan ont permis le marquage de 69 femelles. Les captures ont été réalisées à l'aide de lacets à pattes et par téléanesthésie. L'âge a été déterminé par comptage des segments de croissance des cornes et examen de la dentition chez les jeunes (Couturier 1938, Schröder & Elsner-Schack 1985). Les animaux ont été munis de marques individuelles (colliers de couleurs et boucles auriculaires) permettant une identification à longue distance.

Le suivi s'est déroulé en continu de début 1993 à 2002. Les observations ont été réalisées à pied de juin à octobre, par trois gardes expérimentés de l'équipe du P.N.P. à Cauterets, et à skis de novembre à mai, par un seul de ces agents. De juin à octobre, la recherche a consisté, dans un premier temps, à localiser les individus marqués au sein

de la zone d'étude, puis à cibler l'effort sur les zones d'occupation connues; l'ensemble de la zone était couvert sous la forme de cinq opérations par semaine en moyenne. En hiver, l'effort a été concentré sur la zone Clot-Cayan sous la forme de recensements standardisés, réalisés une à deux fois par semaine en moyenne. A ces données s'ajoutent de très nombreuses observations réalisées occasionnellement. En dehors de la zone Clot-Cayan, les animaux ont été localisés sur une grille de maille 250 m x 250 m, disposée sur un fond cartographique Lambert III au 1/25000ème. Dans la zone Clot-Cayan, les animaux ont d'abord été localisés sur une grille de maille 50 m x 50 m, calée sur une photographie panoramique de la zone permettant une identification précise et rapide du lieu; ces localisations ont ensuite été converties en coordonnées Lambert III.

#### 16.2.4. Echantillon des femelles marquées

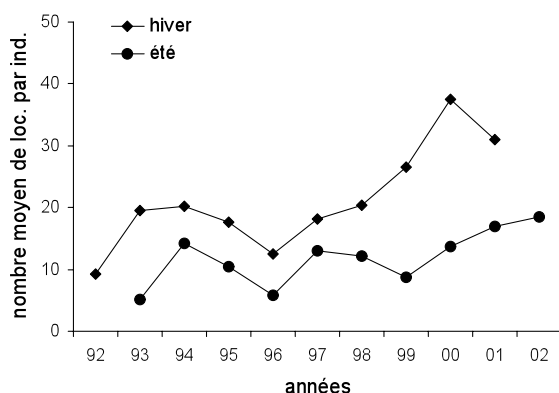
Le nombre de femelles suivies a varié chaque année en fonction de l'effort de capture et de la survie. Toutes les classes d'âge compris entre 1 an et 23 ans ont été représentées dans l'échantillon global des unités femelle-âge-année (Tableau 16.1).

La durée moyenne de suivi d'un individu a été de 4,7 ans (max. 10 ans). Le nombre moyen d'observations par individu a varié dans le temps et a été sensiblement plus élevé en hiver (Figure 16.2).

		Années									
Age (années)	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
< 4	2	4	3	1	1	2	4	4	9	6	
4 - 13	9	13	14	18	18	24	26	26	27	30	
≥ 14	0	1	4	5	5	4	3	7	5	3	
<b>Total</b>	11	18	21	24	24	30	33	37	41	39	

**Tableau 16.1.** Répartition par classes d'âge des femelles d'isard suivies entre 1993 à 2002.

*Table 16.1. Age class distribution of female Pyrenean chamois followed between 1993 to 2002.*



**Figure 16.2.** Nombre moyen de localisations par individu et par saison.

*Figure 16.2. Average number of localisations per individual and season.*

### 16.2.5. *Classification en sédentaires et migrateurs et définition des saisons*

Les grands traits du comportement spatial des femelles marquées nous ont d'emblée conduits à distinguer deux grandes catégories d'individus: les sédentaires et les migratrices. Les femelles marquées ont été considérées comme sédentaires lorsque leurs localisations étaient situées en toute saison dans la zone Clot-Cayan; elles ont été considérées comme migratrices lorsqu'elles passaient la période estivale à l'extérieur de cette zone.

Le comportement spatial des femelles migratrices nous a également conduit à définir, chaque année, deux saisons qui étaient propres à chacune de ces femelles: l'hiver, qui s'étendait de sa première à sa dernière date de localisation sur la zone Clot-Cayan, et l'été, qui correspondait au reste du cycle annuel. La pression d'observation étant plus élevée de novembre à mai sur la zone Clot-Cayan que de juin à octobre sur l'ensemble de la zone d'étude, la première et la dernière dates auxquelles une femelle migratrice a été localisée sur la zone Clot-Cayan, ont été assimilées respectivement à ses dates de retour et de départ de la zone d'hivernage.

Afin de faciliter les analyses, un hiver et un été ont également été définis, chaque année, pour l'ensemble des femelles sédentaires: par convention, l'hiver commençait à la date moyenne de retour des femelles migratrices et se terminait à leur date moyenne de départ, l'été correspondant au reste du cycle annuel.

### 16.2.6. *Analyses spatiales*

Le barycentre et la superficie des différents domaines saisonniers de chaque individu ont été estimés au moyen du logiciel Ranges V, en appliquant, pour la superficie, la méthode du polygone convexe minimum (MCP: «Minimum Convex Polygon»; Mohr 1947; Hayne 1949) aux 90 % des localisations les plus proches du barycentre (MCP à 90 %). L'estimation de la superficie n'a été réalisée que lorsque l'individu avait été localisé au moins 12 fois durant la saison considérée.

Les femelles pour lesquelles la superficie d'au moins 4 domaines d'hiver avait été estimée, ont ensuite été utilisées pour tester, à cette saison, la fidélité spatiale des individus entre années. Pour chacun des individus en question, nous avons d'abord estimé la surface du MCP englobant l'ensemble de ses barycentres d'hiver. En cas de fidélité spatiale, nous pouvions nous attendre à ce que cette surface soit bien inférieure à la superficie moyenne de ses domaines d'hiver. La surface du polygone des barycentres et la superficie moyenne du domaine d'hiver ont ainsi été comparées, sur l'ensemble des femelles ayant au moins 4 domaines d'hiver, au moyen d'un test de Wilcoxon pour échantillons appariés. La même opération a ensuite été réalisée avec les femelles ayant au moins 4 domaines d'été, afin de tester la fidélité spatiale entre années pour cette seconde saison.

Une fois la fidélité spatiale des femelles vérifiée, le barycentre de toutes les localisations estivales de chaque individu a été calculé. Une classification hiérarchique ascendante a ensuite été réalisée sur les coordonnées des barycentres individuels ainsi obtenus, afin de révéler l'organisation spatiale des femelles en saison estivale. Cette classification a été effectuée en utilisant la distance euclidienne et la méthode de liaison basée sur les centroïdes. La même opération a ensuite été réalisée avec les barycentres individuels d'hiver.

## 16.3. Résultats

### 16.3.1. Dates de migration

Sur l'ensemble des 69 femelles suivies, 36 se sont révélées sédentaires, tandis que 27, quittant régulièrement la zone Clot-Cayan au printemps pour y revenir en automne, ont été classées comme migratrices. Les 6 dernières femelles n'ont pu être classées faute de localisations estivales, 5 d'entre elles ayant disparu rapidement après le marquage, la dernière n'ayant jamais été détectée en été.

Les dates moyennes de migration pour la période 1993-2002 sont le 23 avril pour le départ printanier et le 10 novembre pour le retour automnal. Les variations inter-annuelles enregistrées (Tableau 16.3) reflètent en partie les aléas de détection. Néanmoins, les dates moyennes les plus extrêmes, notamment le retour très tardif de l'automne 94 (14 décembre) et le départ très précoce du printemps 97 (12 mars), sont clairement à mettre sur le compte d'un enneigement atypique. A l'automne 1994, 5 des 8 dates de retour suivent, dans un délai maximum de 4 jours, la première et très importante chute de neige de l'hiver survenue entre le 18 et 20 décembre (110 cm à la station météo du Lys, située à 1850 m d'altitude). La précocité des départs au printemps 1997 est à relier au très faible enneigement des mois de février et mars, égal à seulement 20 % de l'enneigement moyen de ces mois pour les autres années de la période 1992 à 2002, la fin de l'hiver se soldant par un enneigement nul. Quant à l'enneigement global hivernal (cumul des chutes de décembre à avril), déterminant de l'enneigement sub-estival des zones d'altitude élevée, sa valeur pour l'hiver 96-97 est inférieure de 55 % à la moyenne des autres années de la période.

Année	Date moyenne des départs ( $\pm 2$ ES)	Date moyenne des retours ( $\pm 2$ ES)
1993	27-avr-93 ( $\pm 14$ jours)	15-oct-93 ( $\pm 14$ jours)
1994	12-mai-94 ( $\pm 6$ jours)	14-déc-94 ( $\pm 24$ jours)
1995	27-avr-95 ( $\pm 14$ jours)	22-nov-95 ( $\pm 18$ jours)
1996	14-avr-96 ( $\pm 16$ jours)	31-oct-96 ( $\pm 18$ jours)
1997	12-mars-97 ( $\pm 14$ jours)	11-nov-97 ( $\pm 20$ jours)
1998	20-avr-98 ( $\pm 22$ jours)	12-nov-98 ( $\pm 30$ jours)
1999	2-mai-99 ( $\pm 18$ jours)	12-nov-99 ( $\pm 14$ jours)
2000	27-avr-00 ( $\pm 16$ jours)	29-oct-00 ( $\pm 10$ jours)
2001	3-mai-01 ( $\pm 16$ jours)	18-nov-01 ( $\pm 4$ jours)
2002	29-avr-02 ( $\pm 26$ jours)	4-nov-02 ( $\pm 18$ jours)

**Tableau 16.2.** Date moyenne de migration ( $\pm 2$  ES) des femelles migratrices suivies entre 1993 à 2002, d'après les dates de première (automne) et dernière (printemps) observation sur la zone d'hivernage Clot-Cayan.

*Table 16.2.* Average date of migration ( $\pm 2$  ES) for migrating females between 1993 and 2002, according to the dates of the first (autumn) and last (spring) observation in the Clot-Cayan wintering zone.

### 16.3.2. Taille des domaines

La surface moyenne (MCP à 90 %) des domaines d'été, calculée sur un échantillon de 118 domaines occupés par 38 individus, est de 20,42 ha (écart-type: 10,56 ha; min.: 0,75 ha; max.: 45,68 ha). Pour l'hiver, sur un échantillon de 239 domaines occupés par 65 individus, la surface moyenne (MCP à 90 %) est de 11,24 ha (écart-type: 11,64 ha; min.: 0,16 ha, max.: 41,04 ha). La superficie moyenne du domaine d'hiver est donc de l'ordre de la moitié de celle du domaine d'été.

### 16.3.3. Fidélité inter-annuelle aux domaines saisonniers

Vingt-six individus remplissaient les conditions décrites dans la section Matériels et Méthodes pour tester la fidélité au domaine d'hiver. Pour chacun de ces 26 individus, la surface moyenne du domaine s'est révélée plus grande que la surface du polygone englobant les barycentres des différents hivers (domaine moyen: 9,98 ha; polygone des barycentres: 1,43 ha; test de Wilcoxon:  $T = 0$ ;  $n = 26$ ;  $P < 0,0001$ ). En été, 13 individus remplissaient les conditions du test, et dans tous les cas, la surface moyenne du domaine s'est révélée plus grande que le polygone des barycentres (domaine moyen: 21,79 ha; polygone des barycentres: 2,46 ha;  $T = 0$ ;  $n = 13$ ;  $P < 0,0003$ ).

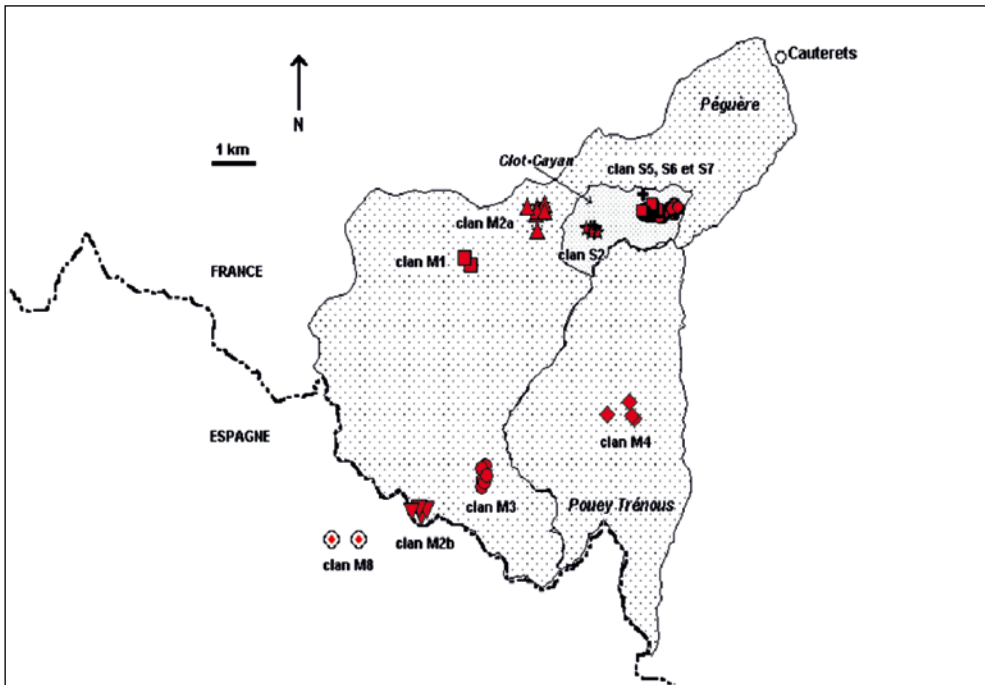
Pour les deux saisons, le rapport entre la superficie du domaine moyen d'un individu et la surface du polygone englobant ses barycentres (en moyenne de l'ordre de 7 ha en hiver et de 8,8 ha en été) montre une grande fidélité spatiale des femelles d'isard à leurs domaines saisonniers.

### 16.3.4. Organisation spatiale

La Figura 16.3 présente le barycentre de toutes les localisations estivales de chacune des 63 femelles suivies en été. La dispersion globale des barycentres reflète la diversité inter-individuelle des comportements spatiaux, certains individus passant l'été à grande distance de la zone d'hivernage, d'autres restant sur la zone Clot-Cayan. La disposition en agrégats des barycentres estivaux montre en outre une organisation des individus en unités spatiales ou « clans ». La classification hiérarchique ascendante réalisée sur les coordonnées des 63 barycentres individuels permet de distinguer aisément 6 clans parmi les femelles migratrices (Figura 16.4). L'organisation spatiale des femelles sédentaires est moins évidente, du fait du confinement des animaux sur la zone Clot-Cayan. Néanmoins, 4 clans peuvent être distingués. Le clan S5 ne comprend qu'une seule femelle marquée, Fiz, mais certainement pas un seul membre: Fiz a toujours été observée en compagnie de femelles non-marquées, que l'on peut raisonnablement considérer comme les autres membres du clan. D'une façon plus générale, il importe de noter que les clans distingués ici comprennent de nombreux individus anonymes.

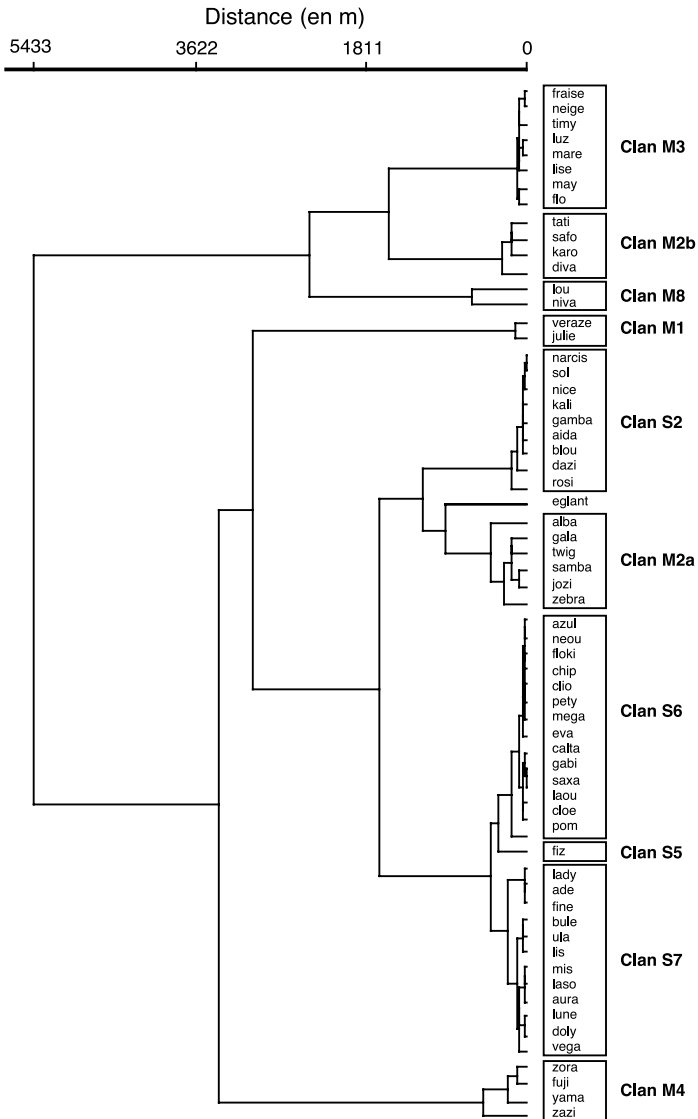
Pour l'hiver, la classification hiérarchique ascendante réalisée sur les coordonnées des 69 barycentres individuels fait également apparaître une structuration en unités spatiales (Figura 16.5). Les femelles d'un même clan estival se retrouvent généralement au sein de la même unité spatiale en hiver. On note cependant une diversité de situations:

1. Des clans bien distincts en été fusionnent en hiver. Ainsi, les clans M2a et M2b, migrateurs, fusionnent avec le clan S2, sédentaire, et le clan M3, migrateur, fusionne avec le clan S6, sédentaire.
2. Des clans sédentaires d'été, comme les clans S5 et S7, ne reçoivent aucun apport en hiver.
3. Quelques animaux, comme Zazi, May et Lise, se séparent des autres individus composant leur clan d'été pour intégrer une nouvelle unité en hiver.
4. Quelques individus sédentaires tendent à s'écarter de leur clan d'été sans intégrer une autre unité en hiver. On peut noter que parmi les cinq femelles présentant ce comportement, Blou, Fine, Lady, Ade et Tati, les trois dernières sont très âgées.



**Figure 16.3.** Localisation des barycentres d'été des 63 femelles suivies à cette saison. Chaque symbole correspond au barycentre d'un individu. Les symboles identiques pour les barycentres individuels indiquent l'appartenance à un même clan d'été (Cf. Figure 16.7).

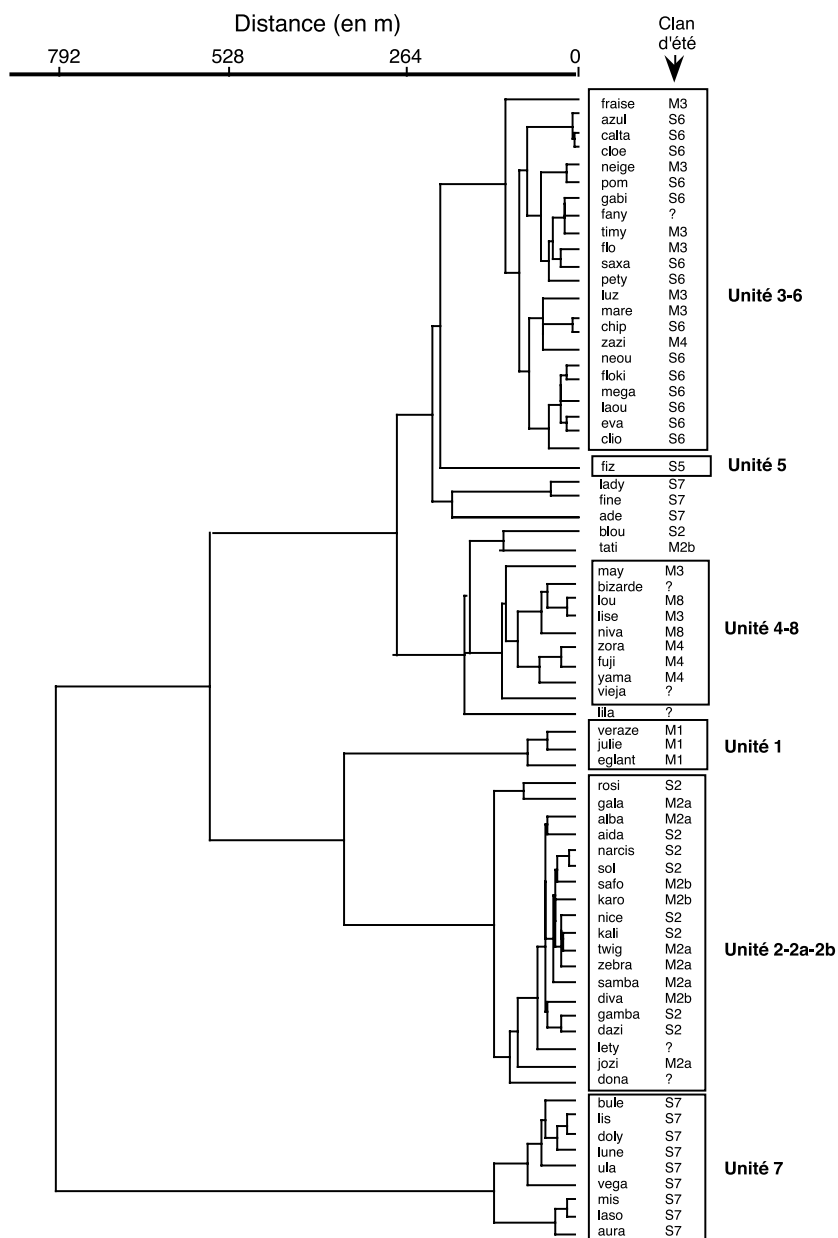
*Figure 16.3.* Location of the summer barycenters of 63 females followed in that season. Each symbol corresponds to the barycenter of one individual. Identical symbols indicate that the animals belonged to the same summer clan (Cf. Figure 16.4).



**Figure 16.4.** Structuration en clans d'après la classification hiérarchique ascendante réalisée sur les barycentres d'été de 63 femelles marquées. Le code des clans de femelles migratrices commence par la lettre M, celui des clans de femelles sédentaires par la lettre S. Eglant est un individu mal classé en raison de ses retours ponctuels sur la zone Clot-Cayan en été; comme le montre la classification réalisée sur les barycentres d'hiver (Figure 16.9), cet individu est manifestement un élément du clan M1.

*Figure 16.4.* Structure of clans according to the ascending hierarchical classification performed on the summer barycenters from 63 marked females. The code of the migrating female clans starts with the letter M, and the sedentary females with the letter S. Eglant is an animal that has not been classified correctly based on their punctual returns to the Clot-Cayan area in summer; as shown by the classification performed on the winter barycenters (Figure 16.9), this individual is clearly a part of the M1 clan.





**Figure 16.5.** Structuration en unités spatiales d'après la classification hiérarchique ascendante réalisée sur les barycentres d'hiver des 69 femelles marquées. Les individus migrateurs ont un code de clan d'été commençant par la lettre M, les individus sédentaires ont un code de clan d'été commençant par la lettre S.

*Figure 16.5.* Structure of the spatial units according to the ascending hierarchical classification performed on the winter barycenters of 69 marked females. The migrating individuals have a summer clan code that begins with the letter M, the sedentary individuals with the letter S.

## 16.4. Discussion

La cause essentielle de la mise en place du comportement migrateur est l'enneigement hivernal, qui empêche toute possibilité de survie sur une grande partie de la surface occupée en été. Ce facteur météorologique semble influencer directement les dates de départ et de retour sur la zone d'hivernage, l'absence de chute de neige en automne entraînant un retour tardif, une faible quantité de neige en hiver entraînant un départ précoce au printemps. L'enneigement semble toutefois avoir peu d'effet à l'approche des mises-bas. Ces dernières semblent constituer un butoir phénologique très puissant, les femelles manifestant une tendance très forte à mettre bas sur leur domaine d'été malgré d'éventuelles chutes de neige tardives.

Concernant la taille des domaines saisonniers, on peut remarquer la supériorité assez nette des surfaces utilisées en été. Ceci peut s'expliquer par le relâchement des contraintes inter-individuelles et inter-clans, qui est une conséquence directe de la dispersion estivale. Le faible enneigement estival participe également au relâchement des contraintes par rapport à l'hiver. Par ailleurs, le positionnement des domaines d'été à proximité des réseaux de crêtes qui génèrent une diversité d'expositions, est certainement favorable à une plus grande diversité des modes d'utilisation de l'espace et à une plus grande dispersion que le positionnement sur le versant, beaucoup plus uniforme et restreint, où se passe l'hivernage.

La fidélité aux domaines saisonniers est un trait marquant de nos résultats. Si l'expérience acquise par la fréquentation prolongée d'un domaine a probablement des effets positifs sur la fitness des individus, une forte imprégnation par l'espace familier au cours de l'ontogénèse est certainement la cause proximale de la fidélité observée. La fidélité spatiale des individus semble par ailleurs en bonne partie à l'origine de l'organisation de la population.

L'analyse des localisations de l'ensemble des individus marqués révèle en effet une organisation en unités spatiales ou clans. Ces clans sont mieux définis en été, lorsque s'affirment les comportements sédentaires et migrateurs et que s'exprime la diversité des traditions spatiales comme par exemple les trajets migratoires. La recomposition des unités spatiales en hiver est au premier abord assez complexe. Elle fait apparaître une certaine labilité des associations entre individus, certaines femelles délaissant leur clan d'été pour intégrer une autre unité spatiale en hiver. On remarquera cependant que la fidélité au clan d'été est le cas le plus couramment observé. Ces observations tendent à démontrer que l'appartenance à un clan pourrait dépendre d'avantage de l'attachement à un espace donné, qu'à des liens associatifs inter-individuels. Notons toutefois que les femelles très âgées présentent en hiver une tendance à s'écarter de leur clan d'été, voire à s'isoler, ce qui reflète vraisemblablement une modification comportementale liée à la sénescence.

Comme cela a été rappelé en introduction, le relief montagnard impose généralement chez l'isard un découpage en grandes populations, dont l'extension spatiale varie de façon saisonnière en fonction de l'enneigement. Nos résultats montrent qu'une population d'isards non perturbée par la chasse tend par ailleurs à s'auto-organiser en unités spatiales de faible dimension, dont le comportement est aussi varié que celui des individus qui les constituent.

## Bibliographie

Berduco C., Besson J.P., Les Gardes-Moniteurs Du P.N.P.O. 1982. Dynamique des populations d'isards du Parc National des Pyrénées. *Acta Biologica Montana* 1: 153-175.

Boyce W.M., Ramey R.R., Rodwell T.C., Rubin E.S., Singer R.S. 1999. Population subdivision among desert bighorn sheep (*Ovis canadensis*) ewes revealed by mitochondrial DNA analysis. *Mol. Ecol.* 8: 99-106.

Clutton-Brock T.H., Guinness F.E., Albon S.D. 1982. Red deer. Behavior and ecology of two sexes. Univ. Chicago Press, Chicago.

Couturier M. 1938. *Le Chamois*. Arthaud, Grenoble.

Crampe J.-P. 1985. Aperçus démographiques sur une population d'isards protégée. Exemple du massif de Mayouret (Cauterets). Documents scientifiques du Parc National des Pyrénées 21: 1-53.

Crampe J.-P. 1996. Caractéristiques bio-démographiques d'une population d'isards (*Rupicapra pyrenaica*) dans le Parc National des Pyrénées. Mém. D.E.S.U. Univ. Paul Sabatier, Toulouse. Ed. Parc National des Pyrénées. Collection documents scient. n° 31, 171 pp.

Festa-Bianchet M. 1986. Seasonal dispersion of overlapping mountain sheep ewe groups. *J. Wildl. Manag.* 50: 325-330.

Geist V. 1971. Mountain sheep. A study in behavior and evolution. Univ. Chicago Press, Chicago.

Goncalves Martin A., Newton T.N., Aulagnier S., Borges A., Dubois M., Vicente L., Gerard J.-F., Maublanc M.-L. (2002). Population subdivision among mouflon sheep (*Ovis gmelini*) ewes and behaviour of rams during the rut. *J. Zool., Lond.* 258: 27-37.

Gonzalez G., Crampe J.-P. 2001. Mortality patterns in a protected population of isards (*Rupicapra pyrenaica*). *Can. J. Zool.* 79: 2072-2079.

Hayne D.W. 1949. Calculation of home range. *J. Mammal.* 30: 1-18.

Hunter R.F., Milner C. 1963. The behaviour of individual, related groups of south country Cheviot Hill sheep. *Anim. Behav.*, 11: 507-513.

Legay J.M., Debouzie D. 1985. *Introduction à une biologie des populations*. Masson, Paris.

Loison A., Jullien J.-M., Menaut P. 1999. Subpopulation structure and dispersal in two populations of chamois. *J. Mammal.* 80: 620-632.

Murray M.G. 1981. Structure of association in Impala. *Behav Ecol. Sociobiol.* 9: 23-33.

Mohr C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midland Nat.* 37: 223-249.

Richard-Hansen C. 1992. Socialisation et modalités d'organisation sociale chez l'isard (*Rupicapra pyrenaica p.*). Thèse d'Université, Univ. Paul Sabatier, Toulouse, 216 pp.

Richard-Hansen C. 1991. Associations between individually marked Isards (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*): seasonal and inter-annual variations. In: « Ongulés / Ungulates 91 ». Eds : Spitz F., Janeau G., Gonzalez G. & Aulagnier S. SFEPM-IRGM, Paris, 299-304.

Schroder W., Elsner-Schack von I. 1985. Correct age determination in chamois. In: *The biology and management of mountain ungulates*. Ed: S. Lovari. Croom Helm, London, 65-70.

## Traducción

### 16. Resultados preliminares sobre la organización espacial de las hembras de sarrío en una población del Parque Nacional de los Pirineos

**J.-P. Crampe<sup>1</sup>, P. Caens<sup>1</sup>, E. Florence<sup>1</sup>, J.-F. Gérard<sup>2</sup>,  
G. Gonzalez<sup>2</sup> et E. Serrano<sup>3</sup>**

1. Parc National des Pyrénées, Parque Nacional de los Pirineos, 65110 Cauterets, Francia

2. I.R.G.M - I.N.R.A, BP 27, 31326 Castanet-Tolosan CEDEX, Francia

3. Universidad de Jaén. Paraje las lagunillas s/n.

Edificio n° 5. 23071 Jaén, España

#### Resumen

Entre el año 1992 y 2002, 69 hembras de sarrío *Rupicapra pyrenaica* fueron marcadas y seguidas en una zona del Parque Nacional de los Pirineos en el Valle de Cauterets (Departamento de Altos Pirineos, Francia). Esta especie está totalmente protegida en el parque desde 1967, lo que ha dejado a varias generaciones de individuos el tiempo suficiente para organizarse en el espacio sin las molestias ligadas a la caza.

El análisis de las localizaciones demuestra que cada hembra ocupa un dominio de invierno y otro de verano, y que son fieles a ellos entre años. Según los individuos, estos dos dominios pueden ser muy alejados entre sí o prácticamente solapados, lo que nos permite distinguir entre dos categorías de animales: los migratorios y los sedentarios.

El análisis demuestra igualmente que normalmente las hembras se organizan en clanes de individuos usando un mismo dominio estacional. Estos clanes están mejor definidos en verano, o cuando la dispersión es más importante. En invierno, cuando los animales están más concentrados en el espacio, algunos clanes de verano se juntan, mientras que algunos individuos cambian de clan o se aíslan.

**Palabras claves:** sarrío, clan, dominio vital, fidelidad espacial, organización espacial, migración.

#### 16.1. Introducción

Entre las numerosas especies de ungulados, la ocupación del espacio está fuertemente afectada por el fenómeno de la segregación de sexos, y también por la tendencia de los animales a formar unidades espaciales relativamente independientes (Legay & Debouzie 1985), conocidos como clanes (Murray 1981) o home range groups (Hunter & Milner 1963, Geist

1971). Una organización de unidades, cada una formada por individuos usando el mismo espacio, con un cierto grado de parentesco (Boyce et al. 1999) y una fuerte tendencia a la filopatria, ha sido encontrado en hembras de varias especies, como el muflón de las Rocosas *Ovis canadensis* (Festa-Bianchet 1986), el muflón europeo *Ovis gmelini* (Gonçalves et al. 2002), el ciervo rojo *Cervus elaphus* (Clutton-Brock et al. 1982) o el impala *Aepyceros melampus* (Murray 1981). No obstante, la definición del dominio espacial de un grupo puede ser compleja, porque varias zonas pueden ser usadas durante diferentes periodos de año, o algunas pueden ser compartidas brevemente por dos grupos vecinos (Festa-Bianchet 1986).

En la gamuza *Rupicapra rupicapra* y el sarrío *R. pyrenaica*, sin considerar la relación entre madre y cabrito, se observa una relativa flexibilidad en las asociaciones interindividuales (Richard-Hansen 1992, Loison et al. 1999). Las tasas de asociaciones más altas parecen ser debidos a una tradición común de uso del espacio, probablemente heredados de la madre. Se ha demostrado también una fuerte incidencia del relieve sobre el uso del espacio: los desplazamientos se efectúan preferiblemente en función de la continuidad de las vertientes mientras que el fondo de los valles es a menudo una frontera difícil de franquear. Este comportamiento, asociado a un nivel de filopatria elevado, produce unidades espaciales relativamente estables, en el seno de las poblaciones donde los límites geográficos coincidan con los macizos orográficos (Crampe 1985 y 1996, Richard-Hansen 1991).

El hábitat montañoso del sarrío se caracteriza por un clima invernal riguroso con importantes nevadas capaces de reducir de manera importante los recursos alimenticios y el espacio disponible. Estas condiciones particulares obligan a los animales, dispersos en verano, a reagruparse en las zonas de invierno con poca superficie, lo que conlleva importantes variaciones en la densidad local a lo largo del ciclo anual. En algunos macizos el alejamiento de las zonas estivales e invernales hace que los animales hagan desplazamientos estacionales que pueden ser considerados como migraciones. Este doble fenómeno de migración-concentración es particularmente acentuado en los macizos de muy elevada altitud donde las posibilidades de pasar el invierno son a la vez fuertemente excéntrico y muy reducido con respecto a la totalidad de la superficie disponible en verano. No obstante, la observación rutinaria sugiere que la ocupación estival de los sitios muy altos por algunos individuos no impide la ocupación permanente, por otros individuos, de zonas usadas por el conjunto de los animales en invierno. Esto sugiere la coexistencia de fuertes diferencias interindividuales en el comportamiento espacial en el seno de una misma población. A partir del seguimiento de varios años de un muestreo importante de hembras marcadas, la meta de nuestro estudio es describir el esquema socioespacial desarrollado por el sarrío en un lugar de alta montaña con mucha nieve en invierno, donde el comportamiento de los individuos no ha sido afectado por actividades de caza desde hace varias generaciones.

## 16.2. Material y métodos

### 16.2.1. Zona de estudio

La zona de estudio (42°53'N, 0°06'W) está situada en el Valle de Causerets, en el Departamento de Altos Pirineos (Francia). Con una superficie de cerca de 7.180 ha, está en uno de los seis sectores del Parque Nacional de los Pirineos (PNP), creado en 1967.

El relieve se caracteriza por pendientes fuertes y una estructura compuesta por picos altos y valles profundos que delimitan dos macizos: el de Pouey Trénous (2.160 ha) y el macizo de

Péguère (5.020 ha) (Figura 16.1). La altitud varía entre 980 m en el pueblo de Cauterets y 3298 m en el pico de Vignemale, con cerca de 48 % de la superficie por encima de 2000 m. El clima oceánico-montañoso se caracteriza por una fuerte pluviometría (media anual de 1340 mm en Cauterets), unas nevadas invernales importantes (acumulación media anual de 620 cm a 1850 m) y de temperaturas relativamente templadas (media anual de 7.5° a 1000 m).

El entorno abierto está compuesto por: acantilados y gleras; pasto alpino donde dominan la festuca *Festuca eskia*, el cervuno *Nardus stricta* y el trebol *Trifolium alpinum*; landas de enebro rastrero *Juniperus nana*, rododendro *Rhododendro ferrugineum* y gayuba *Arctostaphylos uva-ursi*. El bosque ocupa alrededor del 25 % de la superficie, con un límite superior cerca de 2200 m. Dependiendo de la exposición, los árboles predominantes son los pinos (*Pinus sylvestris*, *P. uncinata*) (13 %), el hayedo-abetal de abeto *Abies alba* y *Fagus sylvatica* (3 %) o el abeto *Abies alba* (8 %).

La zona Clot-Cayan (370 ha), que es parte del macizo de Péguère, es importante durante el invierno para el sarrío. Se trata de una vertiente orientada al sur-este, con una longitud máxima de 3,5 km, y una altitud que varíaavaría entre 1500 m a 2428 m por un desnivel medio de unos 750 m. Esta zona es muy atractiva para el sarrío y está dentro de un espacio periférico mucho menos favorable, lo que tiene el efecto de fijar a los animales en invierno. Se caracteriza igualmente por su facilidad de acceso y por poseer un medio abierto, que permite detectar fácilmente a los animales.

### 16.2.2. Población

No ha habido caza en la población de sarríos de la zona de estudio desde la creación del PNP en 1967. Su abundancia, estimada por los censos en primavera con el método del pointage-flash (Berducou et al. 1982), es estable (tasa de multiplicación estimada en 1.02), con un efectivo contada de cerca de 700 individuos, o una densidad media alrededor de 10 sarríos por km<sup>2</sup> en verano (Gonzalez & Crampe 2001). De 1984 a 2002, la estructura de edad, igualmente estable, indica una tasa de supervivencia anual media de adultos cercana al 90 % (Crampe 1996, Gonzalez & Crampe 2001) y un importante número de individuos viejos. Cada invierno la zona de Clot-Cayan reagrupa regularmente una población de cerca de 250 individuos de los cuales 75 % son adultos.

### 16.2.3. Marcaje y seguimiento

Entre 1992 y 2002, las operaciones de captura llevados a cabo en la zona de invierno de Clot-Cayan han permitido marcar a 69 hembras. Las capturas han sido realizadas con la ayuda de lazos y teleanestesia. La edad fue determinada después de contar los segmentos de crecimiento en los cuernos y un examen de la dentición en los jóvenes (Couturier 1938, Schröder & Elsner-Schack 1985). A los animales se les pusieron marcadores individuales (collares de colores y pendientes auriculares) que permiten una identificación a larga distancia.

El seguimiento se llevó a cabo de manera continua desde principios de 1993 hasta 2002. Las observaciones fueron realizadas a pie ente junio y octubre, por tres guardas experimentados del equipo del PNP de Cauterets, y de noviembre a mayo se llevó a cabo por un solo agente utilizando esquís. De junio a octubre, la investigación consistía primero en localizar a los

*individuos marcados en la zona de estudio y a concentrar el esfuerzo en las zonas de ocupación conocidas; como media, el conjunto de la zona fué cubierta por cinco operaciones por semana. En invierno, el esfuerzo se concentró sobre la zona de Clot-Cayan en forma de censos estandarizados, llevados a cabo una o dos veces por semana como media. Añadimos a estos datos numerosas observaciones realizadas de vez en cuando. Fuera de la zona de Clot-Cayan, localizamos a los animales usando una malla de 250 m x 250 m, puesto sobre un fondo cartográfico Lambert III al escala 1: 25.000. En la zona de Clot-Cayan, los animales fueron localizados primero sobre una malla 50 m x 50 m, superpuesto sobre una fotografía panorámica de la zona que permite identificar con mucha precisión y muy rápidamente el lugar. Después, estas localizaciones fueron convertidas en coordenadas Lambert III.*

#### **16.2.4. Muestreo de hembras marcadas**

*El número de hembras seguidas por cabrito varió cada año en función del esfuerzo necesario para la captura y la supervivencia. Todas las clases de edades fueron representadas, entre 1 año y 23 años en el muestreo global de unidades hembra-edad-año (Tabla 16.1).*

*La duración media del seguimiento de un individuo era de 4,7 años (máximo 10 años). El número medio de observaciones por individuo varió en el tiempo y fue sensiblemente más alto en invierno (Figura 16.2).*

#### **16.2.5. Clasificación de las hembras en sedentarias y migratorias y definición de las estaciones**

*Los grandes rasgos de comportamiento espacial de las hembras marcadas nos han conducido a diferenciar dos grandes categorías de individuos: los sedentarios y los migratorios. Las hembras marcadas fueron consideradas como sedentarias cuando fueron localizadas en todas las estaciones dentro de la zona de Clot-Cayan. Fueron consideradas como migratorias si pasaba el periodo estival fuera de esta zona.*

*El comportamiento espacial de las hembras migratorias nos ha permitido definir, cada año, dos estaciones que eran propios a cada hembra: invierno, que iba desde su primera fecha de localización hasta la última en la zona de Clot-Cayan, y el verano, que correspondía al resto del ciclo anual. La presión de la observación fue más elevada de noviembre a mayo en la zona de Clot-Cayan que de junio a octubre sobre el conjunto de la zona de estudio. La primera y la última fecha de localización de una hembra migratoria en la zona Clot-Cayan fueron asimiladas con respecto a estos datos de regreso y de salida en la zona de invierno.*

*Para facilitar los análisis, también definimos el invierno y verano para las hembras sedentarias: el invierno comienza en la fecha media de regreso de las hembras migratorias y termina en la fecha media de salida. El verano correspondía al resto del ciclo anual.*

#### **16.2.6. Análisis espaciales**

*El baricentro y la superficie de los diferentes dominios estacionales de cada individuo fueron estimados usando Ranges V, aplicando, por superficie, el método del mínimo polígono convexo (MCP; Mohr 1947; Hayne 1949) correspondiente al 90 % de las ubicaciones que*



estaban más cerca del baricentro (MCP a 90 %). La estimación de la superficie sólo se hizo cuando el individuo fue localizado al menos 12 veces durante la época considerada.

Las hembras con al menos 4 dominios de invierno estimados fueron usadas para testar, en esa estación, la fidelidad espacial entre años. Para cada uno de los individuos en cuestión, estimamos antes la superficie del MCP que engloba el conjunto de los baricentros de invierno. En caso de existir fidelidad espacial, se podía esperar que esta superficie fuera muy inferior a la superficie media de sus dominios de invierno. La superficie del polígono de los baricentros y la superficie media del dominio de invierno fueron comparadas, para el conjunto de las hembras con al menos 4 dominios de invierno, usando el test de Wilcoxon para muestras apareadas. Luego hicimos la misma operación con las hembras con al menos 4 dominios de verano, para testar la fidelidad espacial entre años en esta segunda estación.

Una vez que se verificó la fidelidad espacial, se calculó el baricentro de todas las ubicaciones estivales de cada individuo. Luego construimos una clasificación jerárquica ascendente usando las coordenadas de los baricentros individuales obtenidos, para describir la organización espacial de las hembras en la estación estival. Esta clasificación fue efectuada usando la distancia Euclídea y el método de vínculo basado en los centroides. Después hicimos la misma operación con los baricentros individuales de invierno.

## 16.3. Resultados

### 16.3.1. Fechas de migración

Sobre el conjunto de 69 hembras seguidas, 36 eran sedentarias y 27, que salían regularmente de la zona de Clot-Cayan en primavera y regresaban en otoño, fueron clasificadas como migratorias. No se pudo clasificar a las seis últimas hembras por falta de localizaciones estivales, 5 de ellas desaparecieron rápidamente después del marcaje, y la última nunca fue detectada en verano.

Las fechas medias de migración para el periodo 1993-2002 fueron el 23 abril para la salida en primavera y el 10 de noviembre para el regreso otoñal. Las variaciones interanuales observadas (Tabla 16.2) reflejan en parte las áreas de detección. No obstante, las fechas más extremas, especialmente el regreso muy tardío en otoño del 94 (14 diciembre) y la salida muy temprana en primavera del 97 (12 marzo), son claramente debidas a nevadas atípicas. En otoño del 1994, 5 de las 8 fechas de regreso seguían (con un retraso máximo de 4 días) la primera y muy importante gran nevada en invierno entre el 18 y 20 diciembre (110 cm en la estación meteorológico de Lys, situado a 1850 m de altitud). La precocidad de las salidas en primavera 1997 fue debida a unas nevadas muy débiles durante los meses de febrero a marzo, equivalentes a solo el 20% de las nevadas medias de estos meses en los otros años del periodo entre 1992 y 2002, y el final del invierno se soldaba sin nevadas. Con respecto a las nevadas globales de invierno (conjunto de nevadas de diciembre a abril), que determinan las nevadas subestivales de las zonas de altitud elevada, como media su valor para el invierno 96-97 fue inferior a 55% de otros años en el mismo periodo.

### 16.3.2. Tamaño de los dominios

La superficie media (MCP a 90 %) de los dominios de verano, calculados después de un muestreo de 118 dominios ocupados por 38 individuos, fue de 20,42 ha (DE: 10,56 ha; min.:

0,75 ha; max.: 45,68 ha). Para el invierno, sobre un muestreo de 239 dominios ocupados por 65 individuos, la superficie media (MCP a 90 %) era de 11,24 ha (DE: 11,64 ha; mínimo: 0,16 ha, máximo: 41,04 ha). La superficie media del dominio de invierno fue por tanto del orden de la mitad del tamaño del dominio de verano.

### 16.3.3. Fidelidad interanual para los dominios estacionales

Veinte-seis individuos cumplían las condiciones descritas en la sección de material y métodos para testar la fidelidad a los dominios de invierno. Para cada uno de estos 26 individuos, la superficie media del dominio era más grande que la superficie del polígono que engloba los baricentros de diferentes inviernos (rango medio: 9,98 ha; polígono de baricentros: 1,43 ha; test de Wilcoxon:  $T = 0$ ;  $n = 26$ ;  $P < 0,0001$ ). En verano, 13 individuos cumplían las condiciones del test, y en todos los casos la superficie media de dominio era más grande que el polígono de los baricentros (rango medio: 21,79 ha; polígono de los baricentros: 2,46 ha;  $T = 0$ ;  $n = 13$ ;  $P < 0,0003$ ).

Para las dos estaciones, los resultados entre la superficie de rango media de un individuo y la superficie del polígono que engloba los baricentros (como media sobre el orden de 7 ha en invierno y 8,8 ha en verano) demuestra una gran fidelidad espacial de las hembras de sarrío a sus dominios estacionales.

### 16.3.4. Organización espacial

La Figura 16.3 presenta el baricentro de todas las localizaciones estivales de cada una de las 63 hembras seguidas en verano. La dispersión global de los baricentros refleja la diversidad inter individual de los comportamientos espaciales, donde algunos individuos pasan el verano muy alejados de la zona de invierno y otros se quedan en la zona de Clot-Cayan. La disposición en grupos de los baricentros estivales demuestra por otra parte una organización de individuos en unidades espaciales o clanes. La clasificación jerárquica ascendente realizado sobre los coordenadas de los 63 baricentros individuales permite diferenciar entre 6 clanes de hembras migratorias (Figura 16.4). La organización espacial de las hembras sedentarias es menos evidente, debido al confinamiento de los animales sobre la zona de Clot-Cayan. No obstante, se puede distinguir 4 clanes. El clan S5 solo se compone de una hembra marcada, Fiz, pero seguramente no de un solo miembro: Fiz ha sido observada siempre en compañía de otras hembras no marcadas, que podemos considerar razonablemente como otros miembros del clan. De una manera más general, es importante destacar que los clanes observados incluyen a numerosos individuos anónimos.

Para el invierno, la clasificación jerárquica ascendente realizado con las coordenadas de los 69 baricentros individuales hace aparecer igualmente una estructuración en unidades espaciales (Figura 16.5). Las hembras de un mismo clan estival se encuentran generalmente en la misma unidad espacial en invierno. No obstante, destacamos una diversidad de situaciones:

1. Los clanes muy diferenciados en verano se juntan en invierno. Así, los clanes M2a y M2b, migratorios, se juntan con el clan S2, sedentario, y el clan M3, migratorio, se junta con el clan S6, sedentario.
2. Los clanes sedentarios de verano, como los clanes S5 y S7, no se juntan con ningún otro en invierno.

3. Algunos animales, como Zazi, May y Lise, se separan de otros individuos que componen su clan de verano para integrarse en una nueva unidad en invierno.
4. Algunos individuos sedentarios tienden a separarse de su clan de verano sin integrarse en otra unidad de invierno. Podemos destacar que entre las cinco hembras con este comportamiento, Blou, Fine, Lady, Ade y Tati, las tres últimas son muy mayores.

## 16.4. Discusión

Las nevadas de invierno son la causa principal de la puesta en marcha del comportamiento migratorio puesto que impiden toda posibilidad de supervivencia en una gran parte de la superficie ocupada en verano. Este factor meteorológico parece afectar directamente a las fechas de salida y de regreso a la zona de invierno. La ausencia de grandes nevadas en otoño produce un regreso tardío, y poca cantidad de nieve en invierno produce una salida precoz en primavera. No obstante, la cantidad de nieve parece tener poco efecto sobre la fecha de partos. Esta última parecenparece constituir un tope fenológico muy potente, ya que las hembras manifiestan una tendencia muy fuerte a parir en su dominio de verano a pesar de eventuales nevadas tardías.

Con respecto al tamaño de los dominios estacionales, podemos destacar la superioridad de las superficies usadas en verano. Esto puede explicarse por la falta de restricciones entre individuos y clanes, que es una consecuencia directa de la dispersión estival. La poca nieve estival juega un papel en la falta de restricciones con respecto al invierno. Por otra parte, la posición de los dominios de verano cerca de la red de picos que generan una diversidad de exposiciones, favorece más diversidad en los modos de uso del espacio y una dispersión mayor que la localización sobre la vertiente, mucho más uniforme y restringida, donde se pasa el invierno.

La fidelidad a los dominios estacionales es uno de los resultados más destacados de nuestro estudio. Probablemente la experiencia adquirida por la frecuentación prolongada a un dominio tiene efectos positivos sobre el estado físico de los individuos. Una fuerte impregnación por el espacio familiar a lo largo de la ontogénesis es ciertamente la causa proximapróxima de la fidelidad observada. La fidelidad espacial de los individuos parece, por otro lado, jugar un papel importante en el origen de la organización de la población.

El análisis del conjunto de las localizaciones de los individuos marcados revela una organización de unidades espaciales o clanes. Estos clanes están mejor definidos en verano, cuando se confirman los comportamientos sedentarios y migratorios, época en la que se expresa la diversidad de las tradiciones espaciales, como por ejemplo la de los trayectos migratorios. La recomposición de las unidades espaciales en invierno es bastante compleja en la primera fase. Ello hace aparecer una cierta debilidad de las unidades de asociación entre individuos, pues algunas hembras dejan su clan de verano para integrarse en otra unidad espacial durante el invierno. Podemos destacar que la fidelidad al clan de verano es el caso más observado. Estas observaciones tienden a demostrar que la pertenencia a un clan puede depender sobre todo del grado de apego a un espacio dado, en comparación con los vínculos asociativos interindividuales. No obstante, notamos que las hembras de avanzada edad en invierno tienen una tendencia a apartarse de su clan de verano, o a aislarse, lo que refleja realmente una modificación comportamental ligada a la vejez.

Como se ha mencionado en la introducción, generalmente el relieve montañoso divide a las grandes poblaciones de sarrío, donde la extensión espacial varía de manera estacional en función de las nevadas. Nuestros resultados demuestran que una población de sarríos sin la presión de la caza tiende a autoorganizarse en unidades espaciales de dimensión débil, donde el comportamiento es tan variado como el de los individuos que lo constituyen.

## Tablas y figuras

Figura 16.1. Zona de estudio. Se incluye los macizos de Péguère et Pouey Trénous, la zona de invierno de Clot-Cayan y los sitios de captura de hembras incluidas en el estudio.

Tabla 16.1. Distribución por clases de edades de las hembras de sarrío seguidas entre 1993 y 2002.

Figura 16.2. Número medio de localizaciones por individuo y por estación.

Tabla 16.2 Fecha media de migración ( $\pm 2$  ES) de las hembras migratorias seguidas entre 1993 y 2002, después de las fechas de la primera (otoño) y última (primavera) observación en la zona de invierno de Clot-Cayan.

Figura 16.3. Localización de los baricentros de verano de las 63 hembras seguidas en esta estación. Cada símbolo corresponde al baricentro de un individuo. Los símbolos idénticos para los baricentros individuales indican que pertenecen a un mismo clan de verano (ver Figura 16.4).

Figura 16.4. Estructuración en clanes de acuerdo con la clasificación jerárquica ascendente realizado sobre los baricentros de verano de 63 hembras marcadas. El código de los clanes de hembras migratorias empieza por la letra M y el de los clanes de hembras sedentarias por la letra S. Eglant es un individuo mal clasificado debido a sus regresos puntuales sobre la zona de Clot-Cayan en verano ;verano; como demuestra la clasificación realizado sobre los baricentros de invierno (Figura 16.5), este individuo es claramente un elemento del clan M1.

Figura 16.5. Estructuración en unidades espaciales de acuerdo con la clasificación jerárquica ascendente realizada sobre los baricentros de invierno de las 69 hembras marcadas. El código de los clanes de hembras migratorias empieza por la letra M y el de los clanes de hembras sedentarias por la letra S.

## Conclusiones y recomendaciones de las Primeras Jornadas pirenaicas sobre el sarrío *Rupicapra pyrenaica pyrenaica*, Jaca, 12-14 de Marzo de 2003

Entre los días 12 y 14 de marzo del 2003 se reunieron en Jaca 55 delegados de varios colectivos de cazadores, gestores e investigadores, que trabajan sobre el sarrío en el ámbito de los Pirineos, pertenecientes a las diferentes regiones y estados que componen la cadena pirenaica. El objetivo de las Jornadas fue intercambiar experiencias sobre el estado de las poblaciones de sarrío, su seguimiento, gestión y conocimiento científico actual. Estas son las conclusiones de las sesiones y grupos de trabajo que se llevaron a cabo y que deben servir para canalizar los esfuerzos de los citados colectivos para los próximos años, de cara a la próxima reunión que se celebrará durante el 2006 en el Pirineo central francés.

### **Sesión sobre el estado, gestión y seguimiento demográfico de las poblaciones. Moderador: Claude Berducou.**

1. En el Pirineo existen unos 53.000 sarríos, repartidos de la siguiente manera: 25.400 en Francia; 600 en Andorra; 13.000 en Cataluña; 14.000 en Aragón y unos 300 en Navarra, compartidos estos últimos con Aragón.
2. Existen diferentes métodos de cálculo demográfico de las poblaciones de sarrío en cada región. Se propone desarrollar un protocolo que los homogenice.
3. Respecto a los censos, existe cierta coordinación entre las regiones del Pirineo Oriental y sería interesante mejorar esta coordinación para toda la cordillera.

### **Sesión sobre el estado sanitario de las poblaciones. Moderador: R. García-González.**

4. Existe bastante información sobre el estado sanitario en las poblaciones de sarrío en la vertiente sur del Pirineo, mientras que en el norte está más dispersa. Sería deseable que existiera una coordinación en este sentido.
5. Se presentaron estudios realizados en Cataluña, Valle de Arán, Reserva Nacional de Caza de Orlú, Parque Nacional de los Pirineos, Principado de Andorra y Aragón, en los que se realizaron serologías para la detección de brucelosis, salmonelosis, queratoconjuntivitis, fiebre Q y ectima, entre otras patologías.

6. Se señaló la importancia de los procesos neumónicos en sarríos jóvenes.
7. Se destacó el interés de emprender o continuar los estudios de un nuevo agente patológico emergente conocido como Pestivirus, que constituye el aspecto más preocupante desde un punto de vista sanitario para el sarrío en este momento.

### **Sesión sobre la investigación.**

**Moderador: Landry Riba**

8. Principalmente se están utilizando métodos de censo total que sería interesante compaginar con otros métodos de estima de abundancia relativa.
9. Los estudios de investigación están permitiendo establecer criterios de gestión adecuados para la especie: importancia del conocimiento de la segregación espacial entre sexos en el momento de aplicar los planes de caza; mejora de las técnicas de captura de la especie; modelización predictiva, etc.
10. Las zonas de reserva integral (tales como los Parques Nacionales o Reservas Naturales), en las que no se cazan sarríos, tienen una gran importancia para la investigación y la recuperación de las poblaciones.
11. Ha quedado patente la importancia y rentabilidad de las investigaciones a largo plazo, para la conservación y la gestión de las poblaciones.

### **Grupo de trabajo sobre seguimiento sanitario.**

**Portavoz: Daniel Fernández de Luco**

12. Es necesario establecer un protocolo sanitario para el sarrío a nivel pirenaico que garantice una homogeneidad a la hora de tomar las muestras.
13. Es importante realizar una toma de muestras periódica, tanto de animales vivos como muertos, y crear una seroteca.
14. Es importante realizar necropsias a los animales muertos por causas naturales.
15. Hay que evitar el traslado de animales a lugares lejanos de su origen.
16. Hay que fomentar el intercambio de información, y la rapidez con la que debe llevarse a cabo, entre los responsables del estado sanitario del sarrío en el Pirineo.
17. Sería necesario que existiera un intercambio de información fluida entre gestores e investigadores.
18. Hay que destacar la importancia de los guardas en la detección de animales muertos o enfermos. Continuar su formación.
19. Crear un subgrupo sobre patología del sarrío en el Groupe d'Étude sur l'Écopathologie de la Faune Sauvage de Montagne (GEEFSM).
20. Necesidad de apoyo a la investigación científica en esta materia.

### **Grupo de trabajo sobre gestión cinegética.**

**Portavoz: Jordi García**

21. La caza selectiva ha de realizarse tanto sobre machos como sobre hembras.
22. Se ha producido un aumento del furtivismo que hay que considerar como un factor de mortalidad en la gestión de las poblaciones.
23. Se está produciendo un incremento en la comercialización de la caza del sarrio.
24. Hay una baza económica importante en la comercialización de la carne de sarrio.
25. Sería interesante crear una encuesta con los datos básicos de gestión en todo el Pirineo para que estuviera a disposición de los gestores.
26. Llevar a cabo una síntesis de la situación global del sarrio en el Pirineo.
27. Fijar criterios de gestión para cada unidad de gestión.
28. Coordinar los censos entre territorios colindantes.

### **Grupo de trabajo sobre seguimiento demográfico.**

**Portavoz: Dominique Dubray**

29. Existen tres categorías de métodos de seguimiento: los métodos tradicionales de conteo (censo simultáneo, o métodos derivados, y seguimiento continuo), el seguimiento de abundancia relativa y los bioindicadores.
30. Los métodos de conteo o seguimiento, tienen diversas ventajas, pues permiten estimar un número de efectivos mínimo y una tendencia interanual y favorecen unas interacciones sociales entre los grupos de interés (gestores, cazadores). Pero al mismo tiempo presenta diversos límites: dificultades organizativas, costes en mano de obra, subestimación, ausencia de repetición, precisión y exactitud no verificables estadísticamente. Sin embargo, son los utilizados mayoritariamente. El seguimiento continuo permite paliar parcialmente estas limitaciones.
31. El seguimiento de la abundancia relativa es más sencillo de organizar (menos observadores), permite conocer la tendencia poblacional y es repetible. Permite también calcular a través de métodos estadísticos clásicos los intervalos de confianza de la media observada. Esto permite estimar un intervalo en el que se encuentra el efectivo total estimado y permite también controlar el riesgo de subestima. Su principal inconveniente es el "efecto observador".
32. Los bioindicadores, se aplican a animales o plantas fácilmente mensurables y en los que su evolución depende de la relación "individuo-población-ambiente". Su definición, puesta a punto y validación dependen de disciplinas muy variadas, como la etología, ecología vegetal, ecología animal, dinámica poblacional, parasitología. Podríamos distinguir dos grandes grupos de bioindicadores:
  - i. Demográficos: edad de la primera reproducción, fertilidad, cronología reproductiva, tasas de supervivencia, sex-ratio, etc.

- ii. Biológicos y fisiológicos : índices de condición física y biométrica (longitud de los huesos –metatarso-, peso de los cabritos) ; reservas de grasa ; índices de edad fisiológica ; parámetros sanguíneos ; régimen alimentario (dieta, nitrógeno fecal) ; índices de estado sanitario (parásitos, balance sanitario, serología); indicadores sociales y comportamentales (tamaño de los grupos de machos, vigilancia); impacto de los animales sobre el medio (utilización de determinadas plantas e impacto en la vegetación).
- 33. Existen dos etapas principales en la evolución demográfica teórica de una población de sarríos no cazada: la fase 1 de colonización, con crecimiento exponencial y la fase 2 que depende de la capacidad de carga del medio, en la que aparecen los fenómenos de dependencia de la densidad ligados a la limitación de los recursos.
- 34. Los métodos tradicionales y el seguimiento de la abundancia relativa permiten seguir la evolución de la población en la fase 1, pero en la fase 2 estos métodos tienden a subestimar los efectivos totales. En la fase 2, solamente los bioindicadores pueden mostrarnos la relación entre los efectivos poblacionales, la capacidad de acogida del medio y el impacto real de los factores limitantes que aparecen en este estadio (competición intraespecífica, recursos alimentarios, enfermedades). Esto puede llamar la atención de los gestores sobre el crecimiento anual medio para establecer unos planes de caza menos empíricos y más rentables a largo plazo.
- 35. Los bioindicadores no deben tener *a priori* vocación de sustituir los otros métodos sino que se trata de técnicas complementarias que aportan información suplementaria al análisis de la simple tendencia poblacional, por otro lado difícilmente interpretable durante la fase 2. Solamente la aplicación de diversos indicadores a lo largo del tiempo permitirá establecer un diagnóstico correcto del estado poblacional.

### **Grupo de trabajo sobre investigación.**

**Portavoz: Ricardo García-González**

#### Dinámica y regulación de las poblaciones de sarrío

- 36. En Aragón se están aplicando cupos de caza relativamente bajos (en torno al 4-5% del censo), mientras que en Francia o en el Valle de Arán son superiores al 10%. Esto es debido, probablemente, a las diferentes formas de estimar los efectivos: en Francia se asume que los censos están subestimados (se supone que los índices relativos de abundancia subestiman en un 40% el censo real) y por tanto el cupo es más alto.

#### Influencia de los planes de caza

- 37. Se discutió acerca de los posibles efectos de mantener determinados cupos y proporciones de sexos en los planes de caza sobre la dinámica poblacional. En este sentido se comentó que desde un punto de vista teórico, existen modelos que permiten presentar varios escenarios de evolución poblacional,



a partir de diversos objetivos de caza. Basándose en esto, sería conveniente el seguimiento a medio-largo plazo de poblaciones particulares, sometidas a determinados regímenes de extracción, observando el grado de coincidencia con los modelos. Para ello se podría aprovechar la diversidad de territorios y situaciones poblacionales del sarrío en toda la cadena pirenaica, para la realización de seguimientos.

38. Las repercusiones genéticas y productivas de mantener determinados planes de caza no se conocen con exactitud, por lo que parece aconsejable establecer un principio de prudencia en dichas estrategias, procurando no crear grandes desequilibrios en la estructura poblacional. Se apuntó la conveniencia de realizar más investigación en torno al trinomio: sex ratio - fertilidad - densidad.
39. Se habló de la conveniencia de establecer los planes de caza con un horizonte de tres o más años, dado que los cambios poblacionales se manifiestan a medio o largo plazo.
40. Los censos por sí solos no son suficientes sino que es conveniente también el seguimiento a medio-largo plazo de bioindicadores. Estos proporcionan información sobre el estado poblacional, si bien debe tenerse en cuenta que pueden verse afectados a determinados niveles extremos de densidad. Se apuntaron algunos de estos bioindicadores tales como: la edad del primer parto, la tasa de fertilidad de las hembras jóvenes, la relación del peso de los jóvenes al de los adultos, el índice de grasa renal, el consumo de determinadas plantas, etc. Cuando se sobrepasan determinados niveles o valores empezarían a actuar los mecanismos de regulación poblacional dependiente de la densidad (auto-regulación de la fertilidad, dispersión, etc.).

Integración de la gestión del sarrío en la gestión territorial. La genética aplicada a la gestión de las poblaciones de sarrío

41. Se señaló la necesidad de estudiar las repercusiones de los cambios de uso en la montaña (por ejemplo, los cambios en la cabaña ganadera) y de la actividad cinegética (especialmente de la caza del jabalí), sobre las poblaciones de sarrío. Como aspecto concreto se destacó que, si bien el ganado podía ocasionar molestias a los sarríos, por otro lado podían producirse mecanismos de facilitación (por ejemplo, fertilización y aumento de la producción vegetal), que les benefician. Se señaló también la importancia de integrar los estudios de interacción planta-herbívoro y de partición de recursos entre domésticos y salvajes, en los planes de ordenación territorial.
42. Se puso de manifiesto la importancia de emprender o continuar estudios sobre la genética del sarrío en tres direcciones: determinación de la variabilidad genética intra e inter-poblacional, repercusión a largo plazo de los planes de caza sobre dicha variabilidad y estudios de los fenómenos de dispersión en relación con la caracterización genética. En ese sentido se señaló también la necesidad de la puesta en marcha de protocolos comunes para la toma de muestras.

**Grupo de trabajo sobre comunicación.**

**Portavoz: Juan Herrero**

43. Es necesario involucrar a los cazadores en la gestión y seguimiento del sarrío.
44. Existe poca información sobre la especie a nivel divulgativo. Es necesario realizar cursos de formación para cazadores, técnicos y guardas, así como publicar las actas de las reuniones.
45. Divulgar los informes de las distintas administraciones e informar de las actividades que cada una lleva a cabo.
46. Establecer un tablón informativo (“tableau”) virtual para intercambiar información relevante sobre la especie.
47. Mejorar la capacidad de comunicación pensando en los distintos colectivos “diana”.
48. Sería interesante promover intercambios de personal relacionado con la gestión entre países y regiones: censos, capturas, etc.
49. Aumentar la presencia del sarrío en la prensa. Publicar los resultados de los censos.
50. Llevar a cabo la creación de un centro de interpretación del sarrío.
51. La periodicidad de las Jornadas sobre el Sarrío no debería ser superior a los tres años. Será necesario abordar una mayor especificidad temática en el futuro.

## Traducción

### Conclusions and recommendations from the First Meeting on Pyrenean chamois, *Rupicapra pyrenaica pyrenaica*, Jaca, March 12-14, 2003

*Fifty-five delegates met in Jaca from March 12th to the 14th (2003), including representatives from several hunting associations, managers and researchers who work with chamois in the different regions and states that are part of the Pyrenean mountain range. The goal of the meeting was to exchange experiences regarding the population status of Pyrenean chamois, how it is monitored and managed and to update scientific knowledge. Below are the conclusions of each session and work group. Our hope is that they can be used as guidelines to optimize the efforts of the above mentioned interest groups in the coming years, until the next meeting which in the French central Pyrenees in 2006.*

#### **Session on the status, management and demographic monitoring of populations. Chariman: Claude Berducou.**

1. *There are approximately 53 000 chamois in the Pyrenees, distributed in the following way: 25 400 in France; 600 in Andorra; 13 000 in Catalonia; 14 000 in Aragon and about 300 in Navarre, the latter partly shared with Aragon.*
2. *Different methods are used to calculate chamois population demographics in each region. We propose to develop a common protocol.*
3. *With respect to the censuses, there is a certain amount of coordination within the regions in the Eastern Pyrenees and it would be interesting to improve this coordination throughout the whole mountain range.*

#### **Session on population health status.**

##### **Chairman: R. García-González.**

4. *There is a lot of information regarding the health status of Pyrenean chamois on the southern slope of the Pyrenees, while it is less complete in the north. It would be desirable to improve the coordination in this aspect.*
5. *Research results were presented from Catalonia, Aran Valley, Orlu National Game Reservation, National Park of the Pyrenees, Principality of Andorra and Aragon regarding several serologies to detect brucellosis, salmonellosis, keratoconjunctivitis, Q fever and contagious ecthyma, among other pathologies.*
6. *The importance of pneumonic processes in young chamois was underlined.*

7. *There is an interest in starting or continuing studies on the new emerging pathological agent known as Pestivirus, since it is currently the most important health issue for this chamois.*

**Sessions on research.**

**Chairman: Landry Riba**

8. *The most used census method is total counts. It would be interesting to compare it with other estimation methods for relative abundance.*
9. *Research projects help to establish management criteria that are adequate for the species. It is important to gain knowledge about habitat segregation between sexes when hunting plans are applied. Capture techniques could be improved, as well as predictive modelling etc.*
10. *The integral reserve areas (such as National Parks or Natural Reservations), where chamois are not hunted, are very important for research and population recovery.*
11. *Long term research is clearly important and beneficial in terms of conservation and population management.*

**Working group on health monitoring.**

**Chairman: Daniel Fernández de Luco**

12. *A sanitary protocol should be established for the chamois in the Pyrenees to guarantee a homogeneous sampling methodology.*
13. *It is important to carry out periodic sampling of live and dead animals and to create a serum-library.*
14. *Necropsies should be performed on animals that die of natural causes.*
15. *We should avoid translocating animals far away from their original range.*
16. *The exchange of information should be stimulated as well as the speed at which it is carried out among the people in charge of the health status of chamois in the Pyrenees.*
17. *There should be a continuous exchange of information among managers and researchers.*
18. *We must underline the importance of park rangers in detecting dead or sick animals. Their training should also be continuous.*
19. *A subgroup should be created for chamois pathology in the GFSM: desarrollar.*
20. *There is a need to support scientific research on this subject.*

**Working group on hunting management.**

**Chairman: Jordi García**

21. *Selective hunting should be carried out for males and females.*
22. *Poaching has increased and it must be considered a mortality factor in population management.*
23. *There has been an increase in the trade of chamois hunting.*

24. *The commercialisation of chamois meat is an important economic resource.*
25. *It would be interesting to create a questionnaire with basic data on management in the Pyrenees make it available to managers.*
26. *We should carry out a review of the overall situation of chamois in the Pyrenees.*
27. *Management criteria should be established for each management unit.*
28. *The censuses between neighbouring territories should be coordinated.*

### **Working group on demographic surveys.**

#### **Chairman: Dominique Dubray**

29. *There are three categories of follow-up methods: the traditional counting methods (simultaneous methods, or derived method, and continuous follow up), relative abundance and bioindicators.*
30. *The counting and follow up methods have several advantages. They allow to estimate the minimum number of individuals and an inter-annual tendency and favour social interactions among the groups of interest (managers, hunters). But they have several limits: organizational problems, the cost of manual labour, underestimations, the lack of repeats, precision and exactness which are not verified statistically. Nonetheless, they are the most commonly used. These limitations are partly overcome by continuous follow.*
31. *The follow up of the relative abundance is easier to organise (less observers), provides a population tendency and is repeatable. It can also be used to calculate the confidence intervals of the mean using classical statistical methods. Thus we can set an interval for the total estimated number of individuals and control the risk of underestimates. The main inconvenience is the observer effect.*
32. *Bioindicators are used for animals or plants that are easily measured and whose evolution depends on the relationship between individual-population-environment. Its definition, fine tuning, and validation depend on a wide variety of disciplines, such as ethology, plant ecology, animal ecology, population dynamics and parasitology. We can differentiate between two large groups of bioindicators (no queda claro que cuatro?):*
  - i. *Demographic: age at first reproduction, fertility, reproductive chronology, survival rates, sex ratio, etc.*
  - ii. *Biological and physiological: indexes of physical and biometric condition (length of bones –metatarsus-, weight of kids) ; fat reserves; indexes of physiological age; blood parameters; feeding regime (diet, fecal nitrogen) ; health indicators (parasites, general health, serology); social and behavioural indicators (size of the male groups, vigilance); impact of the animals on the environment (use of certain plants and impact on the vegetation).*
33. *Theoretically, there are two main stages in the demographic evolution of a population of chamois that are not under hunting pressure: phase 1 which corresponds to colonization (exponential increase), and phase 2 that depends on the loading capacity of the environment, with density dependent phenomena that are related to resource limitation.*

34. *Traditional methods and a survey of relative abundance provides an idea of the evolution of the population in phase 1. However, in phase 2 these methods tend to underestimate the total number of individuals. In phase 2, only bioindicators can describe the relationship between the individuals in the population, the capacity of the environment and the real impact of the limiting factors (intraspecific competition, food resources, disease). This can provide managers with an idea about average yearly growth to establish some plans about hunting that are less empirical and more profitable in the long term.*
35. *A priori, bioindicators should not appear to substitute other methods, but be complementary to provide additional information for analysis other than a simple population trend, which, on the other hand, is difficult to interpret in phase 2. A correct diagnosis of the state of the population can only be established by using several indicators.*

### **Working group on research.**

**Chairman: Ricardo García-González**

#### **Dynamics and regulation of chamois populations**

36. *In Aragon the hunting quotas are relatively low (approximately 4-5% of the census), but above 10% in France and the Aran Valley. This is probably due to the different ways of estimating the number of individuals. In France we assume that the censuses are underestimates (probably the relative indices of abundance underestimate the real census by 40%) and thus the quota is higher.*

#### **Influence of hunting plans**

37. *We discussed how population dynamics may be affected by maintaining specific quotas and sex ratios in the hunting plans. From a theoretical point of view, the populations may evolve differently depending on the model and the hunting goals. Based on this, it seems appropriate to follow up populations under specific extraction regimes in the middle and long term, observing the degree to which they coincide with the models. To carry out the surveys we can take advantage of the diversity of the landscape and the situation of the populations of chamois in the whole Pyrenean chain.*
38. *The genetic and productive effects of maintaining specific hunting plans are not completely understood, so it would seem appropriate to be prudent and try not to unbalance the population structure. It was emphasized that more research is needed involving the trinomial: sex ratio - fertility - density.*
39. *Hunting plans should also be established with an outlook of three or more years, given that changes in populations are apparent in the medium or long term.*
40. *Censuses are not enough and should be complemented by follow up in the medium to long term using bioindicators. These provide information about the population state and we should also consider that they can be affected at extreme density levels. Some of these bioindicators include age at first birthing, fertility of young females, the relationship between weight of juveniles and adults, index of kidney fat, feeding on specific plants, etc. Above certain values, mechanisms of population regulation come into play that depend on density (auto-adjustment of fertility, dispersion, etc).*

Integration of chamois management with land management. Using genetics to manage chamois populations.

41. *We should analyse how chamois populations are affected by changes in mountain management (for example, the changes in livestock herds) and hunting activity (especially boar hunting). It was underlined that livestock can create problems for chamois but, on the other hand, they can facilitate beneficial mechanisms (e.g., fertilization that increases plant production). Studies should also be promoted that consider the interaction between plants and herbivores and the partition of resources between domestic and wild animals in land management.*
42. *Studies should be performed or continued regarding chamois genetics in three areas: the determination of the genetic variability among and between populations, the long term effects of hunting plans on this variability and how dispersal is related with genetic characteristics. Along these lines, it would be a good idea to develop a common sampling protocol.*

### **Workgroup on communication.**

**Chairman: Juan Herrero**

43. *Hunters should be involved in the management and follow-up of the chamois.*
44. *Little information is available about chamois for laypeople. Training courses should be developed for hunters, technicians and rangers, including the publication of proceedings from meetings.*
45. *It is important to distribute the reports from different administrations and inform about their activities.*
46. *A virtual information board should be established to exchange relevant information about the species.*
47. *The capacity of communication should be improved with respect to different target groups.*
48. *It would be interesting to promote exchanges of personnel related with management among countries and regions: censuses, captures, etc.*
49. *More information about chamois should appear in the press, and the results of censuses should be published.*
50. *An interpretation centre should be created focused on chamois.*
51. *Meetings on the chamois should not be more than three years apart, and may require the development of more specific topics in the future.*





## Anejo Fotográfico

---



1.- Comptage d'isards. *Pyrenean chamois census*. C. Berducou



2.- Isard surpris en automne dans la réserve nationale de chasse et de faune sauvage d'Orlu (Ariège, France) sur le site de Balussière. *Isard in the autumn in the Game and Wildlife Reserve of Orlu (Ariège, France) on the site of Balussière*. P. Menaut.



3.- La dent d'Orlu vue du site de Mourtes dans la réserve nationale de chasse et de faune sauvage d'Orlu (Ariège, France).  
*The summit of the "Dent d'Orlu" seen from the site of Mourtes in the Game and Wildlife Reserve of Orlu (Ariège, France).*  
P. Menaut.



4.- Le comportement spécifique du couple mère-cabri qui s'exprime notamment par le maintien d'une étroite proximité, permet de connaître le statut reproducteur des femelles adultes. *The specific mother-kid behaviour is clearly expressed by a mutual strong vicinity which allows to know which is the reproductive status of adult females.* J.-P.Crampe.



5.- Comportement spécifique du couple mère-chevreau se traduisant par le maintien d'une étroite proximité au cours de la première année de vie du chevreau. *Specific behaviour of mother and kid is expressed by the maintenance of a strong mother-kid vicinity during the first year of age of the kid.* J.-P. Crampe



6.- Sarrío macho adulto con pelaje invernal. *Adult Pyrenean chamois male in winter coat.* J. Ara.



7.- Guardas buscando, Andorra. *Rangers searching, Andorra.* L.Riba



8.- Comportamiento agonístico. *Agonistic behaviour.* A. Masó.



9.- Sarrío macho adulto. *Adult Pyrenean chamois male*. A. Masó.



10.- Sarrío adulto en postura de alarma. *Adult Pyrenean chamois in alert position*. A. Masó.



11.- Manada de sarrios. *Flock of Pyrenean chamois.* A. Masó.



12.- Sarrios capturados mediante red vertical. *Pyrenean chamois captured by means of drive-net.* J.R. López-Olvera.



13.- Isard capturé dans la réserve nationale de chasse et de faune sauvage d'Orlu (Ariège, France). Cet isard est marqué d'un collier individuel à code de couleur, avant d'être relâché sur place. *Pyrenean chamois captured in the Game and Wildlife Reserve of Orlu (Ariège, France). It is marked with an individual coloured collar, before being released on site.* P. Menaut.



14.- Cazador, guarda y sarrío en el Valle de Estós, Aragón. *Hunter, ranger and Pyrenean chamois in the Estos Valley, Aragon.* D. Fernández de Luco.



15.- Aprovechamiento de la carne de caza para consumo propio, Senderuelo, Aragón. *Use of the meat for self consumption, Senderuelo, Aragon.* D. Fernández de Luco.



16.- Neumonía fibrinosa. *Fibrinose pneumonia.* D. Fernández de Luco.

17.- Ectima contagioso. *Contagious ecthyma.* D. Fernández de Luco.





18.- L'examen sanitaire des isards trouvés morts, ainsi que d'un échantillon du tableau de chasse annuel devrait être organisé en vue de déceler précocement les épizooties. Par ailleurs, la prise systématique du poids des isards, particulièrement des jeunes, peut être un bon «bio-indicateur» du degré de saturation de la capacité d'accueil de l'habitat de cette espèce. *The necropsy of the Pyrenean chamois found dead, as well as of one sample of the annual hunting harvest, must be organized for an early identification of the epizooties. In addition, the measurement of the weight of the Pyrenean chamois, especially of the young classes, may constitute a good «bio-indicator» of the saturation degree of the carrying capacity of the habitat.* C.Berducou.



19.- Les programmes de translocation d'isards d'un massif à l'autre des Pyrénées françaises ont nécessité une technique spéciale pour lâcher des groupes sociaux cohérents. Des marques individuelles durables ont permis de suivre le sort des individus fondateurs de la nouvelle colonie.

*The translocation programs of Pyrenean chamois, from one mountain to another one in the french Pyrenees, required a special technique in order to release well integrated social groups. Long-lasting tags allowed to assess the fate of the animals founders of the new population.* C.Berducou.



20.- L'examen sanitaire systématique de tous les isards trouvés morts, ainsi que d'un échantillon du tableau de chasse annuel devrait être organisé en vue de déceler précocement les épizooties, et d'en tirer les conclusions pratiques pour tenter de les enrayer au plus vite.

*The systematic necropsy of all the Pyrenean chamois found dead, as well as of one sample of the annual hunting harvest, must be organized for an early identification of the epizooties, so that practical conclusions are formulated to quickly intend to cut the disease. C. Berducou.*



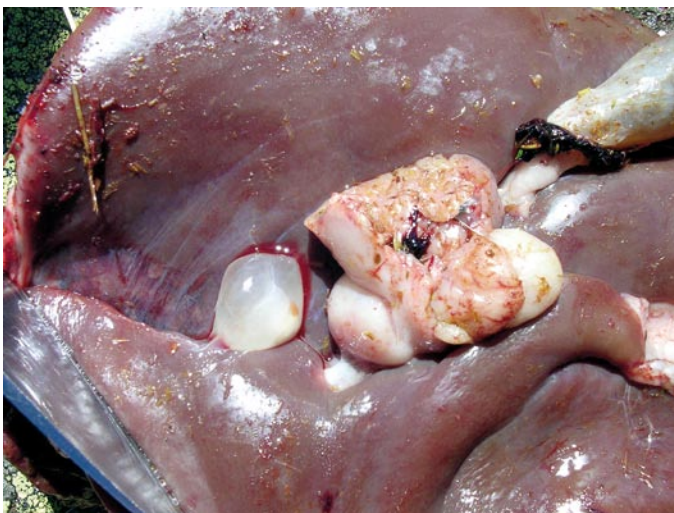
21.- Infección por Pestivirus en un sarrío, en el que se observa caquexia y una alopecia muy extensa.

*Pestivirus infection in a Pyrenean chamois, with serious weight loss and an extensive alopecia. I.Marco.*



22.- Queratoconjuntivitis.  
*Keratoconjunctivitis.*  
D. Fernández de Luco.

23.- Queratoconjuntivitis infecciosa en un sarrío, la enfermedad con más incidencia en esta especie.  
*Infectious keratoconjunctivitis in a Pyrenean chamois, the disease with the more incidence in this species.*  
I. Marco.



24.- *Cisticercus tenuicollis* en el hígado de un sarrío.  
*Cisticercus tenuicollis* on an *Pyrenean chamois's* liver.  
L.Riba.



25.- Cráneos de sarríos machos adultos con diferente desarrollo de cuernos. El crecimiento de los cuernos en los bóvidos está determinado, además de por la edad, por una serie de factores que pueden ser intrínsecos (características genéticas) o extrínsecos (calidad del hábitat). *Skulls of adult male Pyrenean chamois with different horn development. Horn growth in Bovidae is determined, not only by age, but also by internal (genetic characteristics) or external factors (habitat quality).* R. García-González.



26.- Asistentes a las I Jornadas del Sarrio, Jaca, Aragón 2003. *Participants to the I Meeting on Pyrenean chamois, Jaca, Aragon 2003.* D. Fernández de Luco.



27.- Sarrío en la Reserva Natural de Larra-Belagoa en Navarra. Esta población está catalogada como "Vulnerable" y constituye el límite suroccidental de distribución de la subespecie. *Pyrenean chamois in Larra-Belagoa Nature Reserve. This population is catalogued as "Vulnerable" and represents the south-western distribution limit of the subspecies.* I. Antón.



28.- Sarrío adulto en Navarra. *Adult Pyrenean chamois in Navarra.* I. Antón.



29.- Censo otoñal en Ballibierna, Aragón. *Autumn census in Ballibierna, Aragon.* C. Prada.



30.- Reserva Natural de Larra-Belagoa, Navarra. El papel jugado por los espacios naturales protegidos y las reservas de caza ha sido fundamental para permitir la recuperación de las poblaciones de sarrío en todo el Pirineo. *Larra-Belagoa Nature Reserve. The role played by natural protected areas and game reservations has been essential to allow the recovery of the populations of Pyrenean chamois in the whole Pyrenees.* I. Antón.



31.- Recorrido de censo en Batisielles, Aragón. *Census transect in Batisielles, Aragon.* C. Prada.



32.- Censo de noviembre, Aragón. *Autumn census, Aragon.* C. Prada.






33.- Macho selectivo de sarrio.  
*Pyrenean chamois selective male.*  
Departament de Medi Ambient de la  
Generalitat de Catalunya.

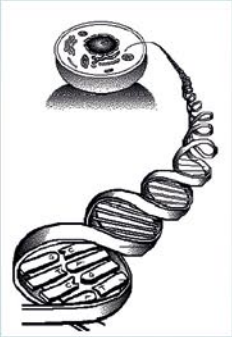


34.- Seguimiento y control del sarrio en Freser-Setcases, Cataluña. *Survey and control of Pyrenean chamois in Freser-Setcaes, Catalonia.* Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.




*Rupicapra pyrenaica*


## Sampling



## Extraction of genomic DNA

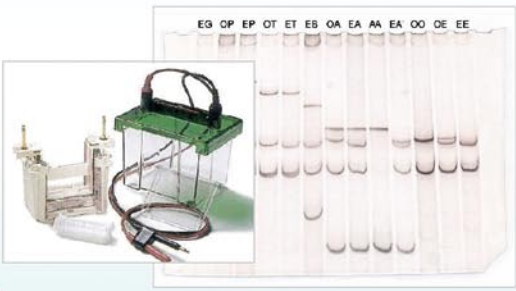


## Amplification of the exon 2 of gene DRB1

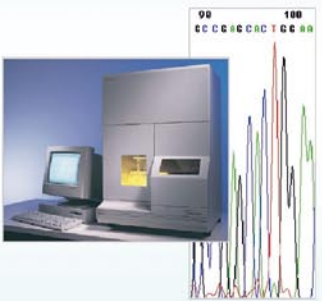


## Genetic variability analysis:

- Single Strand Conformational Polymorphism



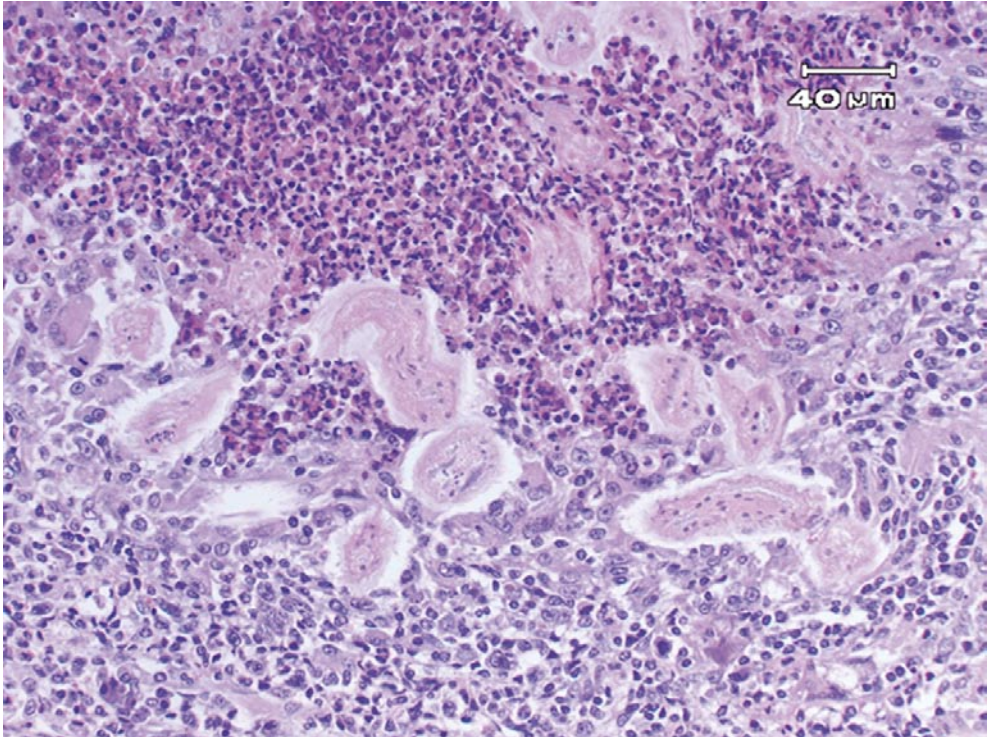
- Sequencing



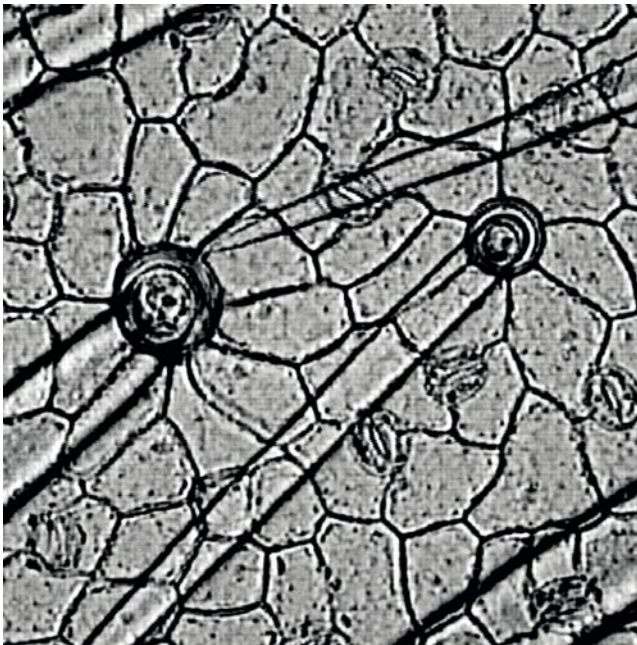


## Phylogenetic analysis





36.- Larvas pulmonares neumonía verminosa. *Pulmonary larvae of verminous pneumonia.* D. Fernández de Luco.



37.- Microfotografía de la epidermis foliar de *Anthyllis vulneraria*, una de las dicotiledóneas herbáceas más consumida por los sarríos en verano (100X). La técnica microhistológica permite conocer las especies vegetales consumidas por los herbívoros, mediante el reconocimiento de sus epidermis en los excrementos, a partir de una colección de referencia.

*Microphotograph of the leaf epidermis of Anthyllis vulneraria, one of the herbaceous dicots more consumed by Pyrenean chamois during summer (100X).*

*Microhistological technique allows to know which vegetal species are consumed by herbivores, through the recognition of their epidermis in faeces, using a reference collection.*

R. García-González.



