

Técnicas aplicables para la estimación y monitorización de la abundancia de la liebre de piornal (*Lepus castroviejo*)

Fernando Ballesteros

SISTEMAS NATURALES. c/ Sta. Susana 15, 3^aC, 33007 OVIEDO <ferb@inicia.es>

Ballesteros, F., 2000. Técnicas aplicables para la estimación y monitorización de la abundancia de la liebre de piornal (*Lepus castroviejo*). *Naturalia Cantabrica* 1: 45-51.

Resumen: La liebre de piornal (*Lepus castroviejo*) es una especie de gran valor de conservación por su carácter endémico y su importancia ecológica. Existen diversas técnicas utilizadas habitualmente para la estimación de abundancia de poblaciones de liebres, pero resultan difícilmente aplicables en la Cordillera Cantábrica como consecuencia de la complejidad orográfica y la elevada cobertura vegetal del hábitat. Se han realizado experiencias en octubre de 1998 en la Reserva Regional de Caza de Somiedo (Asturias) que han permitido comprobar el interés de la técnica de estimación de abundancia basada en la prospección nocturna de estaciones de observación y el análisis de los datos a partir del estudio de la distribución de los contactos, aunque se trata de un método que requiere un importante esfuerzo. Se han obtenido valores de 8,83 y 23,32 liebres/100 ha agrupando las zonas de mínima y máxima densidad respectivamente para obtener coeficientes de variación menores del 25%. Se recomienda la estimación de la abundancia de la población con este procedimiento cada cinco años y la monitorización anual a partir de índices de abundancia. El programa de monitorización en Somiedo, basado en tres prospecciones sucesivas anuales de las siete zonas de muestreo, permite detectar variaciones poblacionales anuales de $\pm 5\%$ para un periodo de diez años ($\alpha = 0,05$).

Palabras clave: Liebre de piornal, *Lepus castroviejo*, Somiedo, abundancia, densidad, estaciones de observación, monitorización, potencia estadística.

Ballesteros, F., 2000. Applicable techniques to estimation and monitoring abundance in Broom hare (*Lepus castroviejo*). *Naturalia Cantabrica* 1: 45-51.

Summary: Broom hare (*Lepus castroviejo*) is an endemic species of a high conservation value in the Cantabrian Mountains (Northwest Spain). There are many techniques available to assess hare numbers, but these can hardly be applied to broom hare populations due to its orographical complexity and dense vegetation. Some experiences in the Regional Game Reserve of Somiedo (Asturias) in October 1998 suggest that spotlight point sampling methodology tends to produce consistent estimates but requires a great effort. With this method we obtain density estimates of 8.83 and 23.32 hares/100 ha, unifying minimum and maximum density surveys, respectively, to obtain variation coefficient < 25%. We recommend evaluating population abundance by means of a point sampling study every five years and to designing an annual monitoring program based on an abundance index. With three surveys conducted annually for each of the seven sampling areas in Somiedo, $\pm 5\%$ annual changes could be reliably detected in a monitoring period of ten years ($\alpha = 0,05$).

Key words: Broom hare, *Lepus castroviejo*, Somiedo, abundance, density, point sampling, monitoring, statistical power.

1. Introducción

La liebre de piornal es una especie endémica de la Cordillera Cantábrica y de reciente descripción científica (Palacios, 1976). Ocupa el sur de Asturias, el suroeste de Cantabria, el extremo norte de Palencia, el norte de León y una estrecha franja al este de Lugo. Aunque alcanza densidades elevadas en algunas zonas y su estado de conservación es bueno, el principal factor de riesgo consiste en su reducida área de distribución, y se encuentra en peligro en zonas periféricas, como la Sierra de Peña Labra en Cantabria o la Sierra del Aramo en Asturias (Palacios y Ramos, 1979, Ballesteros y Sánchez-Corominas, 1999).

Esta especie es poco plástica y presenta unas exigencias muy concretas en cuanto a altitud, orografía y vegetación. El hábitat característico está constituido por

pastizales de variada extensión y formaciones de piornos (*Cytisus scoparius*, *C. multiflorus*, *Genista polygaliphylla*), brezos (*Daboecia cantabrica*, *Erica aragonensis*, *E. arborea*), aulagas (*Genista occidentalis*), tojos (*Ulex cantabricum*) y zonas arboladas (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Betula celtiberica*, *Ilex aquifolium*), situadas a altitudes variables entre 1.000 y 1.900 metros sobre el nivel del mar. En invierno algunas poblaciones realizan pequeños desplazamientos altitudinales. Durante todo el año presentan una clara preferencia por pequeños pastizales incluidos en el interior de manchas extensas de piornal o brezal. Las características del hábitat de esta especie constituyen un factor limitante para la estimación de la abundancia de sus poblaciones. En este trabajo se revisan los procedimientos habituales para la estimación de abundancia de liebres (Langbein *et al.*, 1999), analizando críticamente su aplicabilidad a la liebre de piornal, y se presentan los resultados de las primeras experiencias realizadas.

2. Técnicas de estimación de abundancia de liebres

2.1. Técnicas basadas en el recuento de liebres inactivas (encamadas durante el día)

2.1.1. Batidas

Se seleccionan áreas de 150 a 200 ha, delimitadas por caminos, carreteras u otras barreras físicas y se rodea la mayor parte de su perímetro por una línea de observadores. Una línea de batidores atraviesa el área provocando el desplazamiento de todos los animales presentes. La distancia entre observadores debe permitir el control del espacio libre entre ellos. La distancia entre batidores depende de las características del medio, aunque se recomienda que sea entre 10 y 20 m (Peroux, 1995). El número de personas empleadas debe ser elevado, por lo que el coste de la técnica es alto. La batida en banda es una variante consistente en recorrer bandas de 50 a 150 m de anchura y varios kilómetros de longitud. Con bajas densidades las batidas de censo suelen infravalorar el número de individuos, mientras que con altas densidades suele haber una sobrestimación. Los errores de estimación en batidas pueden alcanzar valores del 20-30% (Lancia *et al.*, 1996). Ambos métodos son inadecuados para las poblaciones de liebre de piornal por la imposibilidad de localizar a todos los ejemplares en terrenos con amplia cobertura arbustiva.

2.1.2. Transectos

Los métodos de estimación de abundancia basados en el estudio de la distribución de los contactos han experimentado un importante desarrollo. Se establecen una serie de líneas o transectos que atraviesan el área de estudio y se recorren registrando la distancia y el ángulo de observación de cada una de las liebres detectadas. A partir de estos datos pueden obtenerse estimas de densidad mediante la definición de funciones de detección, siempre que se cumplan algunas asunciones (revisión en Buckland *et al.*, 1993). La principal ventaja es que no se precisa la asunción previa de que deban detectarse todos los individuos. Además de su interés para obtener estimas de densidad, los datos de los transectos se pueden emplear de una forma más directa en la obtención de índices de abundancia como el número de liebres observadas por cada kilómetro recorrido. Estos procedimientos han sido utilizados para el censo de liebre europea (*Lepus europaeus*) por Langbein *et al.* (1999) pero tienen escaso interés para la liebre de piornal por la elevada cobertura vegetal de las zonas de encame.

2.2. Técnicas basadas en el recuento de liebres activas (durante la noche)

2.2.1. Recuento en parcelas

En terrenos parcelados es posible realizar conteos nocturnos mediante focos halógenos (Frylestam, 1981; Barnes y Tapper, 1984). Los conteos se realizan desde el borde de las parcelas accesibles desde vehículo. Barnes y Tapper (1984) indican que este método tiende a infravalorar la densidad real y que existe una importante incidencia de las condiciones meteorológicas sobre la detectabilidad de las liebres. Las bajas temperaturas y los cambios bruscos de presión atmosférica reducen el número de liebres observadas. Este método solo es recomendable como índice de abundancia ya que, además de los problemas de detectabilidad, es muy difícil realizar una selección representativa y aleatoria de las áreas a muestrear, que normalmente están definidas por la accesibilidad y visibilidad.

2.2.2. Transectos desde vehículos

Se pueden realizar transectos nocturnos desde vehículos en movimiento a reducida velocidad y ocupados por un conductor y dos observadores con focos que prospectan ambos laterales. Los datos pueden analizarse como si se tratara de una batida en banda, para lo que se han de tener en cuenta las zonas de sombra por vegetación o características orográficas. Se debe recorrer el transecto durante el día cartografiando la superficie realmente prospectada. También pueden analizarse los datos como en los transectos lineales, registrando la distancia de cada observación a la línea de avance. El procedimiento es interesante por su rentabilidad, aunque tiene el inconveniente de que queda limitado a las zonas recorridas desde vehículo. En áreas de la Cordillera Cantábrica se han empleado en ocasiones recorridos a pie por la dificultad de acceso en vehículo a zonas ocupadas por la liebre de piornal, aunque el rendimiento disminuye mucho. Peroux (1995) señala que es muy difícil aplicar esta técnica para el censo de liebres sin violar las asunciones básicas. Como en el caso de los transectos realizados durante el día, este tipo de recorridos permite el tratamiento de los datos como índices de abundancia.

2.2.3. Estaciones de observación

Es una adaptación del método de transectos lineales consistente en la selección de varios puntos de muestreo y la prospección de un círculo de territorio alrededor de cada uno. En el caso de las liebres la prospección se realiza de noche mediante el movimiento del haz de luz de un foco portátil. En cada punto de muestreo se deter-

mina el número de liebres observadas con la correspondiente distancia de las mismas al observador. Peroux *et al.* (1997) estiman la densidad de liebres europeas mediante la revisión nocturna de estaciones de observación y procesando los datos con técnicas basadas en el análisis de la distribución de los contactos visuales. Las ventajas de este procedimiento frente a los transectos lineales son la mejor adaptación a terrenos cerrados o complejos, la posibilidad de hacer un muestreo representativo, el aumento de la tasa de detección de liebres gracias a la inmovilidad del observador y el uso de prismáticos y la menor probabilidad de desplazamiento de los animales antes de su observación (Peroux, 1995). Es el método más apropiado para la estimación de abundancia de la liebre de piornal, aunque resulta costoso en tiempo y esfuerzo ya que es necesario acceder a pie a las estaciones.

2.3. Técnicas basadas en otros procedimientos

2.3.1. Captura-recaptura

La captura y marcaje de un número representativo de individuos de la población permite aplicar diversos modelos para la estima del tamaño poblacional y otra serie de parámetros de interés, basados en la frecuencia de recaptura o de observación de los animales marcados en una serie de prospecciones posteriores (Seber, 1982). Estos métodos son bastante complejos en su ejecución y requieren un importante esfuerzo para capturar un número elevado de animales y controlar posteriormente su presencia en la población. Sólo tienen interés en el caso de estudios intensivos y de investigación y pueden constituir un procedimiento de referencia para contrastar la validez de otros métodos más prácticos para el censo de la liebre de piornal.

2.3.2. Datos de caza

La obtención de datos de caza permite realizar estimaciones de la abundancia de la población mediante técnicas complejas combinadas con marcaje o basadas en la variación del rendimiento cinegético en determinados casos controlados. Los datos de capturas permiten obtener un índice de la evolución de la población, aunque factores como la presión de caza, la abundancia de piezas alternativas o las medidas concretas de regulación cinegética pueden influir sobre los resultados de caza. La liebre de piornal no se caza en muchas zonas de su área de distribución, por lo que la técnica no es aplicable.

2.3.3. Recuento de excrementos

Son métodos interesantes, aunque sus resultados dependen de gran número de factores difícilmente controlables como la distribución de los excrementos, las tasas

de defecación y de descomposición o la ocupación del hábitat (Neff, 1968). Su aplicabilidad para la obtención de estimas de densidad es muy limitada (Langbein *et al.*, 1999).

3. Area de estudio y metodología

La zona de estudio es la Reserva Regional de Caza de Somiedo (Asturias). El paisaje vegetal ocupado por la liebre de piornal en esta zona es el característico de los territorios meso y altimontanos ubiñenses. La vegetación potencial está constituida por hayedos basófilos (*Carici sylvaticae-Fagetum*) sobre sustratos calcáreos y hayedos acidófilos (*Blechno spicanti-Fagetum*) sobre sustratos silíceos. Ambos tipos de hayedos alternan con piornales (*Cytiso scoparii-Genistetum polygalliphylae*, *Genistetum polygalliphyllo-obtusirameae*), brezales (*Daboecio-Ericetum aragonensis*), formaciones de brezo blanco (*Erica arborea*) y escoba negra (*Cytisus scoparius*) y prados de siega y diente (Díaz González y Fernández Prieto, 1994).

Para la estimación de abundancias de liebre de piornal mediante estaciones de observación, se ha realizado un diseño de muestreo basado en el reconocimiento previo del área de estudio definiendo una serie de estaciones distribuidas por terrenos de pastizal en siete zonas separadas. Con la finalidad de asegurar la independencia de los datos de cada estación, éstas se han distribuido en cada zona manteniendo una discontinuidad orográfica o de clases de vegetación entre ellas o una distancia superior a 500 m en el caso de estaciones situadas en un mismo pastizal. Se han establecido entre 9 y 20 estaciones en cada zona.

Cada una de las zonas ha sido muestreada durante tres noches seguidas por un mismo observador entre el 13 y el 23 de octubre de 1998, accediendo a pie a las estaciones siguiendo un itinerario establecido previamente y prospectando cada una de ellas con un foco halógeno portátil alimentado con baterías. Una vez llegado al punto central de cada estación se ha realizado un barrido lento del área mediante el foco, observando la zona iluminada con prismáticos. La distancia a cada liebre observada se ha medido posteriormente mediante cinta métrica o pasos, realizando medidas de comprobación con un telémetro láser Disto (Leica Geosystems, Suiza). Para reducir el efecto de variación de actividad de las liebres a lo largo del periodo nocturno, se ha establecido un horario límite entre 21:00 y 01:00 (hora oficial), que es cuando la mayor parte de las liebres se encuentran comiendo y realizan menos desplazamientos (Hansen, 1995). Durante el día y con ayuda de fotografía aérea se ha cartografiado el sector circular realmente prospectado

en cada estación para aplicar una corrección de esfuerzo en los cálculos.

La estimación de la densidad se basa en una función de detección que presenta las probabilidades de detección como función de la distancia al punto de observación. La densidad (D) se obtiene mediante la expresión

$$D = n / \pi \rho^2$$

siendo n el número de animales contactados y ρ el radio efectivo de detección para el que n individuos son detectados, que se estima a partir de la función de detección (Buckland *et al.*, 1993; Lancia *et al.*, 1994).

Los datos se han analizado con el programa DISTANCE (Laake *et al.*, 1993), que permite elegir entre varias funciones modelo. La selección del modelo más apropiado debe basarse en los conocimientos sobre la biología de la especie, aunque existen herramientas estadísticas para identificar el modelo biológicamente razonable que explica la mayor parte de la variabilidad de los datos excluyendo parámetros innecesarios. Se ha utilizado el Criterio de Información de Akaike (AIC), basado en el cálculo del estimador de máxima verosimilitud y en el número de parámetros del modelo (Lebreton *et al.*, 1992; Buckland *et al.*, 1993). Se ha elegido el modelo con menor valor de AIC.

Se ha calculado un índice directo de abundancia en cada zona mediante la expresión

$$I = 100 n / E r^2$$

siendo n el número de liebres observadas, E el número de estaciones en cada zona y r el número de repeticiones anuales. Para definir la eficacia de un posible programa de monitorización a largo plazo de las liebres de piornal basado en este índice de abundancia se han utilizado los datos del conjunto de estaciones muestreadas de cada una de las zonas para estimar la potencia estadística en diferentes supuestos. La potencia estadística del programa de monitorización es la probabilidad de detectar una tendencia en la población a partir de los datos muestrales despreciando las variaciones debidas a ciclos, cambios estacionales y fluctuaciones derivadas del comportamiento de la especie o las características del procedimiento de muestreo (Gibbs *et al.*, 1998). En términos

de diseño experimental, la potencia es la probabilidad de rechazar correctamente la hipótesis nula.

Se ha empleado el programa MONITOR (Gibbs, 1995) que utiliza procedimientos de Monte Carlo para generar conjuntos simulados de datos con una tendencia poblacional determinada, basados en las características de distribución de los contactos obtenidas en los muestreos previos, y evalúa la proporción de iteraciones que detectan dicha tendencia mediante técnicas de regresión. Se han realizado simulaciones para determinar la capacidad del programa de monitorización de la liebre de piornal para detectar variaciones poblacionales superiores al 10% en un periodo de tiempo de 10 años. Se han realizado 500 iteraciones en cada prueba y se ha establecido un nivel de significación $\alpha = 0,05$.

4. Resultados

Se han prospectado 122 estaciones durante tres noches consecutivas y se han observado 60 liebres de piornal. Otras especies detectadas han sido 14 zorros (*Vulpes vulpes*), 11 jabalíes (*Sus scrofa*), 2 ciervos (*Cervus elaphus*) y 2 corzos (*Capreolus capreolus*). La distancia media de observación de las liebres ha sido de 53,7 m ($n = 60$; $s = 29,3$). Se han empleado 28 jornadas de trabajo efectivo de campo.

Considerando globalmente los datos de las zonas prospectadas, el mejor modelo según el criterio de minimización del AIC ha resultado la función uniforme con series de cosenos de primer y segundo orden (Tabla 1).

Este modelo corresponde con las series de Fourier y resulta muy versátil por su buen comportamiento en un gran número de situaciones (Buckland *et al.*, 1993) (Fig. 1). Los valores de densidad para cada una de las zonas de estudio se han calculado mediante el programa DISTANCE a partir de la función de probabilidad de detección obtenida con los datos de todas las zonas en conjunto (Tabla 2).

Las estimaciones de densidad obtenidas en cada una de las zonas muestreadas y sus elevados valores de coeficiente de variación han aconsejado considerar los da-

Tabla 1. Número de parámetros y valor del AIC para cada uno de los modelos de la función de detección cuyo ajuste con los datos experimentales se ha evaluado.

Table 1. Number of parameters and AIC values for each detection function model adjusted to experimental data.

	Aleatoria	Semi-normal	Exponencial negativa	Serie de Fourier (Uniforme + ajuste cosenos)
Nº parámetros	2	1	3	2
AIC	549,15	548,53	549,76	548,35

Tabla 2. Densidad y medidas de precisión de acuerdo con los muestreos realizados en cada zona.
 Table 2. Densities and precision of the samplings in each zone.

	Densidad (liebres/100 ha)	Coefficiente de variación %	Intervalo de confianza (para $\alpha = 0,05$)
Tres concejos-Fuentes	7,86	73,88	2,08 – 29,68
Páramo-La Peral	19,86	33,86	10,28 – 38,34
La Bachota	8,18	42,20	3,65 – 18,36
Puerto de Somiedo	22,14	32,11	11,86 – 41,34
Braña Mumían	33,41	39,57	15,33 – 72,80
La Cobertoria	9,24	38,56	4,40 – 19,43
Puerto Ventana-Saliencia	9,64	40,69	4,42 – 21,01
ZONAS DE BAJA DENSIDAD	8,83	24,32	5,52 – 14,13
ZONAS DE ALTA DENSIDAD	23,32	21,71	15,32 – 35,52

tos agrupados en zonas de alta y baja densidad. De esta forma se obtienen estimaciones del mismo orden que las obtenidas para las zonas por separado, pero con coeficientes de variación más reducidos como consecuencia de la acumulación de contactos.

El cálculo del índice de abundancia a partir de los datos obtenidos permite reconocer la existencia de zonas de alta y baja densidad de liebres (Tabla 3). La interpretación de las variaciones geográficas del valor del índice obtenido en cada zona de muestreo se ve dificultada por la existencia de parches reducidos de hábitat con una

elevada concentración de individuos, en los que es difícil hacer un esfuerzo adecuado de prospección. Para el análisis de la variación temporal de la abundancia de liebres deben tenerse en cuenta los resultados obtenidos en todos los itinerarios o zonas de muestreo. La potencia estadística del programa de monitorización global varía entre 0,02 y 1 en función de la intensidad de la tendencia poblacional que se pretenda determinar, el número de itinerarios o zonas de muestreo y el número de repeticiones anuales de cada itinerario (Fig. 2).

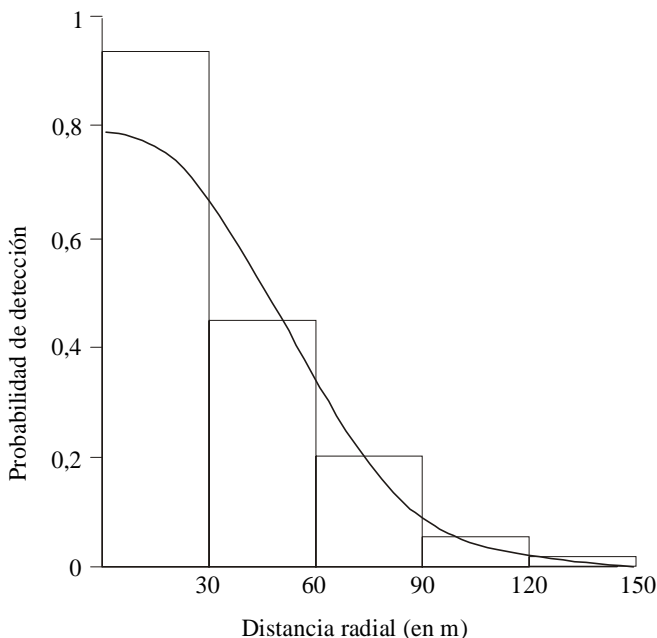


Fig. 1. Ajuste entre la función de probabilidad de detección estimada con el programa DISTANCE mediante las series de Fourier y el histograma de los datos experimentales obtenidos en los muestreos de liebre de pional realizados en la Reserva Regional de Caza de Somiedo.
 Fig. 1. Fit for the estimated detection function of Fourier series obtained from DISTANCE program in the histogram of observed distances in the samples of Broom hare in the Regional Game Reserve of Somiedo.

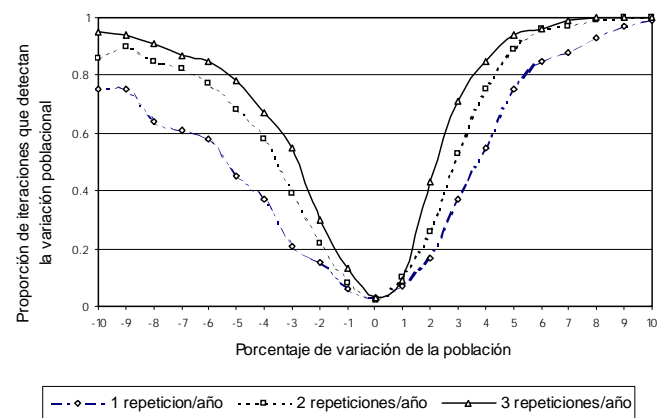


Fig. 2. Variación de la potencia estadística del programa de monitorización de la liebre de pional en la Reserva Regional de Caza de Somiedo (Asturias) para un periodo de diez años y un nivel de significación de 0,05 en función del número de repeticiones realizadas cada año.
 Fig. 2. Variation of statistical power in the monitoring of broom hare in the Regional Game Reserve of Somiedo (Asturias) for a 10-year period an a significance level of 0.05 in relation to the number of replications per year.

5. Discusión y recomendaciones

Los valores de densidad obtenidos en las zonas de alta abundancia son similares a los estimados el año an-

terior en las zonas de La Peral-Puerto de Somiedo (27,18 liebres/100 ha) y en el total de las áreas prospectadas en el concejo de Somiedo (23,68 liebres/100 ha) (Ballesteros *et al.*, 1997). En las zonas de baja densidad se obtienen valores similares entre sí y corresponden con las áreas de menor calidad y extensión del hábitat apropiado para la especie y de mayor presión cinegética legal e ilegal. Todos los valores estimados se refieren a número de liebres por cada 100 ha de terreno de las características del área prospectada, es decir zonas de pastizal, prados y matorral bajo en las que las liebres se alimentan por la noche y son fácilmente observadas. En consecuencia, para estimar el tamaño de la población de un área concreta, la relación debe establecerse a partir de la superficie de terreno ocupada por estos tipos de vegetación.

En las estimaciones globales se han obtenido valores de coeficiente de variación de menos de 25%, que se consideran aceptables a efectos de la obtención de información para el seguimiento y la gestión de las poblaciones. La dificultad de contactar con un número suficiente de liebres en áreas reducidas obliga a agrupar los datos, con lo que se consigue mayor precisión en la estimación de densidad pero se pierde detalle geográfico. Aumentar el número de estaciones prospectadas en cada zona resulta difícil por las características del territorio y poco operativo para el desarrollo práctico del muestreo. La independencia de los datos obliga a distanciar las estaciones y buscar un diseño sobre el terreno lo más uniforme posible, sin selección positiva de las áreas más despejadas o con más fácil acceso. En posteriores trabajos se recomienda hacer experiencias incrementando el número de repeticiones anuales para obtener más contactos y mayor precisión en la estimación. Como conclusión práctica, el método resulta apropiado para la evaluación de la abundancia de la liebre de pional pero requiere un importante esfuerzo para su correcta aplicación.

Se recomienda establecer un protocolo de seguimien-

to a largo plazo de las poblaciones basado en la realización de estimaciones de abundancia cada cinco años y en el seguimiento anual de la tendencia de la población mediante la obtención de índices de abundancia en recorridos nocturnos. La obtención de un índice de abundancia se puede hacer a partir de estaciones nocturnas de observación, aunque puede resultar igualmente válido y más operativo el recorrido a pie de itinerarios prefijados registrando el número de liebres detectadas. El programa de monitorización planteado en la Reserva Regional de Somiedo, consistente en el recorrido de siete itinerarios tres veces al año durante un periodo mínimo de diez años, permitiría detectar variaciones de abundancia positivas o negativas superiores a un 5% anual (potencia estadística 0,78 para -5% y 0,94 para 5%). Se consideran válidos valores de potencia a partir de 0,8 (Gibbs, 1995). En estrategias a más corto plazo es aconsejable aumentar el número de repeticiones anuales, de forma que se cumplan los requerimientos mínimos de tamaño de muestra (Gibbs *et al.*, 1998).

Estos resultados indican que el programa planteado es adecuado desde el punto de vista del compromiso entre esfuerzo aplicado y valor de los datos obtenidos, ya que detectar variaciones inferiores al 5% exigiría un esfuerzo muy superior y no aportaría más información de interés para la gestión de la especie. En cualquier caso, hay que tener en cuenta que las tendencias se consideran a un nivel geográfico global y no se registran posibles incrementos o disminuciones locales. El conocimiento preciso de la dinámica de la metapoblación de liebres de pional requiere estudios más precisos y detallados sobre comportamiento demográfico de las subpoblaciones de cada parche, uso del hábitat y capacidad dispersiva de la especie entre parches de hábitat.

Agradecimientos: El Principado de Asturias ha financiado las experiencias, que han sido dirigidas por Teresa Sánchez-Corominas. José Luis Benito y Pablo González-Quirós han de-

Tabla 3. Características del muestreo y valor del índice de abundancia en las diferentes zonas establecidas en la Reserva Regional de Caza de Somiedo.

Table 3. Sampling features and values of the abundance index in different areas of the Regional Game Reserve of Somiedo

ZONA	Nº estaciones	Nº repeticiones	Nº liebres	Índice abundancia
Tres Concejos-Fuentes	15	3	3	6,7
Páramo-La Peral	18	3	13	24,1
Bachota	20	3	6	10,0
El Puerto de Somiedo	20	3	14	23,3
Braña Mumián	9	3	11	40,1
La Cobertoria	20	3	6	10,0
Pto Ventana-Saliencia	20	3	7	11,7

sarrollado con el autor la mayor parte del trabajo de campo. La Guardería Ambiental de la Reserva Regional de Caza de Somiedo también ha colaborado en los muestreos. Carlos Nores (Universidad de Oviedo) ha revisado la primera versión del artículo y Régis Peroux y Eric Marboutin (Office National de la Chasse) han contribuido a poner a punto la metodología y han aportado interesantes sugerencias.

Referencias bibliográficas

- Ballesteros, F., González-Quirós, P. y J. L. Benito, 1997. *Distribución y abundancia de las liebres en Asturias*. Consejería de Agricultura, Principado de Asturias. Informe inédito: 68 pp.
- Ballesteros, F. y T. Sánchez-Corominas, 1999. La liebre de piornal. *Biológica* 31: 68-70.
- Barnes, R.F.W. y S. C. Tapper, 1984. A method for counting hares by spotlight. *J. Zool. Lond.* 206 (2): 273-276.
- Buckland, S.T., D. R. Anderson, K. P. Burnham y J. L. Laake, 1993. *Distance sampling. Estimating abundance of biological populations*. Chapman and Hall, London: 446 pp.
- Díaz González, T.E. y J. A. Fernández Prieto, 1994. El paisaje vegetal de Asturias: guía de la excursión. *Itinera Geobotanica* 8: 5-242.
- Frylestam, B., 1980. Utilization of farmland habitats by european hares (*Lepus europaeus* Pallas) in southern Sweden. *Viltrevy* 11 (6): 271-284.
- Gibbs, J. P., 1995. *Monitor: Users Manual*. Department of Biology, Yale University, New Haven, Connecticut.
- Gibbs, J. P., S. Droege y P. C. Eagle, 1998. Computers in biology: monitoring populations of plants and animals. *Bioscience* 48: 935-940.
- Hansen, K., 1995. European hare (*Lepus europaeus*) time budget of nine different nocturnal activities in a Danish farmland. En N. Botev. (Ed). *Proceedings of the International Union of Game Biologist XXII Congress, Sofia, Bulgaria*. Pensoft Publ., Sofia: 167-173.
- Laake, J. F., Buckland, S.T., Anderson, D. R. y K. P. Burnham, 1993. *DISTANCE User's guide*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University: 446 pp.
- Lancia, R. A., J. D. Nichols y K. H. Pollock, 1996. Estimating the number of animals in wildlife populations. En Bookhout, T.A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Fifth ed. Rev. The Wildlife Society, Bethesda: 215-253.
- Langbein, J., M. R. Hutchings, S. Harris, C. Stoate, S. C. Tapper, y S. Wray, 1999. Techniques for assessing the abundance of Brown hares *Lepus europaeus*. *Mammal Rev.* 29(2): 93-116.
- Lebreton, J.D., K.P. Burnham, J. Clobert y D.R. Anderson, 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: case studies and recent advances. *Ecol. Monogr.* 62: 67-118.
- Neff, D. J., 1968. The pellet-group count technique for big game trend, censuses and distribution: A review. *J. Wildl. Manage.* 32(3): 597-614.
- Palacios, F., 1976. Descripción de una nueva especie de liebre (*Lepus castroviejo*), endémica de la Cordillera Cantábrica. *Doñana, Acta Vertebrata* 3(2): 205-223.
- Palacios, F. y B. Ramos, 1979. Situación actual de las liebres en España y medidas para su conservación. *Bol. Est. Central Ecol.* 8(15): 69-75.
- Peroux, R., 1995. Le lièvre d'Europe. *Bull. Mens. O.N.C. Spécial* 204: 1-96.
- Peroux, R., B. Maury, A. Lartiges, Y. Bray y E. Marboutin, 1997. Point transect sampling: a new approach to estimate densities or abundances of European hare (*Lepus europaeus*) from spotlight counts. *Gibier Faune Sauvage* 14: 525-529.
- Seber, G.A.F., 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters*. 2ª ed. Macmillan, New York: 654 pp.