

Lince ibérico – *Lynx pardinus* (Temminck, 1827)

Alejandro Rodríguez
Estación Biológica de Doñana (CSIC)

Versión 7-07-2017

Versiones anteriores: 15-07-2004; 21-05-2008; 27-03-2012



(C) A. Sabater

Origen y evolución

Atendiendo a rasgos morfológicos de la dentición, el ancestro directo del lince ibérico en Europa y, al mismo tiempo, el antecesor común de todos los linces pudo haber sido *Lynx issiodorensis* (Werdelin, 1981), una forma del Plioceno (5 m.a.) cuyo diseño corporal era más parecido al del resto de los félidos actuales que al de los linces (Kurtén, 1978). Dataciones moleculares estiman la edad de ese ancestro común en al menos 6 m.a. (Johnson y O'Brien, 1997). La separación temprana de *L. pardinus* respecto a otros congéneres sugerida por Werdelin (1981) es un resultado congruente con el de la filogenia propuesta por Beltrán et al. (1996) basada en la secuenciación completa de la región control del ADN mitocondrial. Sin embargo, análisis más recientes en cinco genes del ADN mitocondrial indican que la primera divergencia en la filogenia de los linces fue la del lince rojo *L. rufus* y que el lince ibérico, el lince eurasiático y el lince de Canadá *L. canadensis* habrían evolucionado independientemente hace 1,6 m.a. aproximadamente (Johnson et al., 2004). Un resultado similar, con un origen del lince ibérico hace 2,2 m.a., se obtiene de la combinación de varias filogenias en un "superárbol" filogenético de los carnívoros (Bininda-Emonds et al., 1999).

Descripción

Los elementos morfológicos más aparentes del lince ibérico, muchos de ellos compartidos con otras especies de lince, son ojos grandes, cabeza pequeña y patas largas en relación con el tamaño del cuerpo, cola corta y orejas rematadas por mechones enhiestos de pelo denominados pinceles. Los pies tienen cuatro dedos con garras retráctiles, y una almohadilla plantar con borde posterior trilobulado. Las hembras presentan cuatro pares de mamas en la región abdominal, de los cuales el par anterior raramente se desarrolla.

La fórmula dentaria es 3.1.2.1/3.1.2.1.

Graells (1897) y Cabrera (1914), entre otros, hacen una descripción pormenorizada del aspecto externo del lince ibérico. El pelaje es leonado, intenso en cabeza, cuello y lomo, más claro en flancos y extremidades, salpicado de manchas negras cuyo tamaño y disposición varía de unos individuos a otros. Las partes inferiores son de color blanco sucio, a veces con manchas poco marcadas. El rostro es corto, flanqueado por pelos largos o patillas de color blanco y negro. Los ojos muestran un contorno claro y una lista disruptora negra que parte de su ángulo externo. La barbilla y la garganta son blancas y el pincel auricular negro. Las orejas son negras con una banda parda clara o grisácea en el centro. La cola termina en una banda negra.

Los rasgos morfológicos externos más notorios que diferencian al lince ibérico de su congénere en el continente europeo, el lince eurasiático *L. lynx*, son su inferior talla y peso (casi la mitad) y su librea de color más intenso y claramente moteada, frente a tonos generalmente pálidos y, a veces, moteado difuso o ausente en la especie septentrional (Matjuschkin, 1978; Beltrán y Delibes, 1993; Nowell y Jackson, 1996). También respecto al lince eurasiático, algunos atributos distintivos de la morfología del cráneo del lince ibérico son la persistencia de las líneas temporales en individuos adultos, la ausencia o presencia vestigial del metacónido de la muela carnívor inferior, y una mayor convexidad del área interorbital (García Perea et al., 1985).

El dimorfismo sexual manifestado en el tamaño y forma de los huesos permite que el sexo de un lince ibérico pueda determinarse mediante biometría de restos craneales (García-Perea et al., 1985; Beltrán y Delibes, 1993). También es posible estimar la edad de un individuo a partir de un cráneo gracias a la datación y determinación de patrones temporales en los siguientes caracteres: reemplazamiento de la dentición de leche, cierre del foramen apical del canino, anchura relativa de la cavidad pulpar del canino, deposición de anillos de cemento sobre la superficie externa de la raíz de los dientes, y osificación de suturas y formación de crestas en el cráneo (Beltrán y Delibes, 1993; García Perea, 1996; Zapata et al., 1997).

La identidad específica del lince ibérico puede determinarse también mediante métodos moleculares. Palomares et al. (2002) han desarrollado cuatro marcadores específicos de especie para amplificar ADN mitocondrial, que funcionan incluso con material degradado aislado de células presentes en la superficie de los excrementos de lince. Los marcadores se utilizan generalmente en el contexto de la conservación del lince ibérico, en particular en el

seguimiento de poblaciones en declive y para detectar posibles poblaciones relictas (Palomares et al., 2002; Pires y Fernandes, 2003).

Sobre valores hematológicos y bioquímicos de referencia ver Beltrán et al. (1991), Pastor et al. (2009)² y García et al. (2009)².

Tamaño

Los machos son de mayor tamaño que las hembras. Rodríguez (2002) calcula los siguientes rangos de masa corporal y medidas corporales sobre una muestra de 83 individuos mayores de un año procedentes de la población de Doñana (Beltrán y Delibes, 1993; Grupo de Ecología de Carnívoros de la Estación Biológica de Doñana, CSIC, datos inéditos), para machos y hembras, respectivamente: Masa corporal= 7,5-15,9 kg, 6,1-12,4 kg; longitud cabeza-cuerpo= 747-875 mm, 690-785 mm; longitud cola= 126-169 mm, 110-167 mm; longitud del pie posterior= 170-200 mm, 155-185 mm; altura en la cruz= 410-550 mm, 360-470 mm. El dimorfismo sexual no se aprecia en individuos juveniles y subadultos (Beltrán y Delibes, 1993).

Variación geográfica

Se ha observado baja variabilidad genética a lo largo de los últimos 50.000 años, lo que podría deberse a un pequeño tamaño efectivo de población de hembras a lo largo del tiempo (Rodríguez et al., 2011)¹.

No se han descrito subespecies pero existe cierta diferenciación genética entre las poblaciones de Doñana y Sierra Morena oriental (Johnson et al., 2004). Beltrán y Delibes (1993) indican que antes de 1960 existían tres diseños de pelaje diferentes en la población de lince de Doñana, dos de los cuales podrían haber desaparecido treinta años después. Por ejemplo, el patrón caracterizado por una alta densidad de manchas pequeñas distribuidas uniformemente se encuentra en la población de Sierra Morena, pero no en Doñana. Se ha sugerido que una menor variedad en los morfotipos de pelaje podría reflejar una pérdida de variabilidad genética derivada del aislamiento de la población de Doñana (Beltrán y Delibes, 1993). Consistentemente, se ha detectado una pérdida de heterocigosidad en varios loci de ADN cromosómico con alta variabilidad relativa (microsatélites) de la población de Doñana, que puede reflejar consanguinidad elevada y pérdida de alelos (Johnson et al., 2004).

Pese a la limitación en el tamaño de muestra disponible, se aprecia una tendencia en el tamaño de los lince adultos de Sierra Morena oriental a ser menor que el de los lince de Doñana (Grupo de Ecología de Carnívoros de la Estación Biológica de Doñana, CSIC, datos no publicados)

Hábitat

A excepción de la población costera del Parque Nacional de Doñana y su entorno, los lince se encuentran en áreas montañosas entre 400 y 1.300 m de altitud con formaciones vegetales mediterráneas pseudonaturales no sometidas a usos intensivos (Rodríguez y Delibes, 1990). En el pasado, cuando su área de distribución cubría buena parte de la península Ibérica, pudo haber ocupado ambientes más atlánticos. De hecho, el espécimen tipo sobre el que Temminck describió la especie fue capturado a orillas del Tajo, a unos 50 km de la costa atlántica (Almaça, 1992).

La selección de hábitat del lince ibérico se ha analizado a múltiples escalas espaciales. A escala geográfica, en unidades de muestreo de 100 km², la distribución y abundancia del matorral mediterráneo, en formaciones puramente arbustivas o como sotobosque, es el factor favorable más claramente seleccionado por el lince ibérico (Rodríguez, 1997). La dominancia local de los eucaliptales, la superficie ocupada por usos que no ofrecen cobertura arbustiva (cultivos, pastos y dehesas), la densidad de focos permanentes de actividad humana y la densidad de vías de acceso son variables seleccionadas negativamente (Rodríguez, 1997).

En Sierra Morena selecciona zonas con un elevado porcentaje de rocas y de matorral mediterráneo (Fernández et al., 2006).¹

A una escala regional adecuada para observar la dinámica de la metapoblación de lince de Doñana (unidades de muestreo de 25 km²), la presencia de lince está correlacionada positivamente con la cobertura del matorral y con la abundancia de conejos, estimada directamente a partir de la densidad de signos o indirectamente por asociación con las áreas de mayor humedad edáfica, y negativamente con las plantaciones forestales de pinos y eucaliptos (Palomares et al., 1991). A esa misma escala espacial, la probabilidad de presencia de lince en el Algarve occidental (Portugal) también aumenta con la abundancia de conejos y con la cobertura del matorral mediterráneo, y disminuye con la densidad de carreteras y la densidad de zonas urbanizadas (Palma et al., 1999).

La única variable que discrimina entre territorios de lince y áreas de tamaño similar distribuidas al azar en Andalucía fue la superficie de matorral denso, con un efecto positivo (Palomares et al., 1999).

La probabilidad de que una hembra adulta establezca un territorio de cría aumenta considerablemente con la densidad de ecotonos de la interfase matorral-pasto (Fernández et al., 2003), que parece indicar tanto la idoneidad estructural del hábitat para los conejos como la captura de éstos por los lince. Un aumento en la densidad de ecotonos y la cobertura media de arbustos altos (lentiscos y mirtos en Doñana), que proporcionan refugio a los conejos, también permiten una reducción del tamaño de los territorios de lince (Fernández et al., 2003) y, por tanto, un aumento de la densidad poblacional. Durante la dispersión juvenil, los lince utilizan a menudo parches forestados de anchura inferior a 300 m, donde la cobertura del matorral es superior a puntos adyacentes no utilizados (Palomares, 2001).

En Doñana, dentro de las áreas de campeo de individuos residentes, el matorral mediterráneo es la formación vegetal más frecuente y la utilizada con mayor intensidad (Palomares et al., 2000). Este tipo de hábitat contiene casi el 75% de los conejos disponibles dentro del área de campeo (Palomares et al., 2001). Durante la dispersión juvenil y la fase postdispersiva, las plantaciones de pinos son utilizadas con frecuencia por los lince (25-30% de las localizaciones de individuos radioequipados), no así las de eucaliptos (Palomares et al., 2000). La densidad de conejos en las plantaciones de pinos es entre 15 y 20 veces inferior que en el matorral (Palomares et al., 2001). Los espacios abiertos (cultivos, pastizales, dunas y marismas) se encuentran en baja proporción dentro del área de campeo de individuos residentes y se utilizan de acuerdo con su disponibilidad; sin embargo son activamente evitados por individuos dispersantes (Palomares et al., 2000). El tamaño del territorio aumenta con la cobertura del matorral en su interior y disminuye con la abundancia de conejos (Palomares, 2001). La abundancia media de conejos dentro del área de campeo de lince residentes en el norte del Parque Nacional de Doñana es de 5,6 individuos/ha, y la densidad mínima que no conlleva una alteración de la organización espacial de las hembras reproductoras se ha estimado en 1 conejo/ha durante el mínimo anual de abundancia (Palomares et al., 2001). La presencia de puntos de agua y una actividad humana reducida son también elementos definitorios de un hábitat de calidad para la reproducción del lince ibérico.

En un análisis de microhábitat, con variables medidas en un radio de 50 m alrededor de las localizaciones de lince obtenidas a partir de radio-rastreo (Palomares, 2001), los individuos residentes utilizan sitios con menor cobertura arbórea, mayor cobertura de matorral noble, mayor cobertura total y mayor densidad de excrementos de conejo que sitios situados a 400-1.500 m de cualquier punto utilizado por la población de lince durante un periodo continuo de 32 meses. Dentro de las áreas de campeo, la proporción de cultivos forestales es <25%, y su uso por los lince es menor que la que cabría esperar según su disponibilidad (Palomares et al., 2001). En el 86% de las localizaciones de lince residentes en espacios abiertos (marisma y pastos) la distancia a los hábitats preferidos (matorral mediterráneo y fresnedas) es inferior a 300 m, mientras que las distancias de penetración en hábitats forestados no preferidos (pinares y eucaliptales) pueden aumentar a más del doble (Palomares et al., 2001). Alrededor de las localizaciones registradas durante la dispersión juvenil la cobertura del matorral y la densidad de excrementos de conejo son mayores que en puntos no utilizados por los lince, y la proporción de arbustos en los sitios utilizados aumentó a lo largo del proceso de dispersión (Palomares, 2001).

Entre los componentes de microhábitat relacionados con la reproducción, Fernández y Palomares (2000) indican que las hembras adultas de Doñana seleccionan como madrigueras de cría huecos espaciosos en árboles grandes (truecas con un área basal media de 0,4 m²), a

menudo en alcornoques muertos con varios huecos por donde acceder a la cavidad. Estos recursos están ausentes en bosques jóvenes, que resultan poco atractivos para que las hembras se reproduzcan. La madre saca a los cachorros de dos semanas de la madriguera natal y los traslada a una madriguera auxiliar, generalmente situada en una masa de monte noble de unos 200 m², poco accesible y visible desde el exterior (Fernández y Palomares, 2000).

Los lince evitan los cultivos de regadío al establecer su dominio vital, pero a menudo seleccionan cultivos permanentes como olivares y campos agrícolas heterogéneos (Gastón et al., 2016)³. Durante la dispersión utiliza tanto zonas agrícolas como áreas de matorrales y evita en menor medida las carreteras y zonas escarpadas (Gastón et al., 2016)³.

Abundancia

Los restos de lince ibérico hallados en yacimientos arqueológicos (2.500 a.C.- 900 d.C.) se distribuyen ampliamente por toda la península Ibérica. Puesto que la correlación positiva entre amplitud en la distribución y abundancia local es un fenómeno general, el lince ibérico pudo haber sido una especie común. Este patrón no es el que se observa en los últimos 50 años: la distribución de la densidad de lince es muy heterogénea y la distribución de frecuencias está fuertemente sesgada hacia los valores de densidad bajos (Rodríguez y Delibes, 2002). Sólo en el 17% del área de presencia estable se han registrado densidades relativamente altas (>12,8 lince/100 km²; Rodríguez y Delibes, 1992), que localmente pueden ser sustancialmente mayores: en un área de 50 km² en el norte del Parque Nacional de Doñana, la densidad media estacional de adultos entre 1993 y 1996 fue de 0,77 individuos/km², y la de juveniles y subadultos 0,46 individuos/km² (Palomares et al., 2001). En áreas adyacentes de la misma población, y a partir del tamaño medio de las áreas de campeo, la densidad no llega a la mitad de estos valores (Ferrerías et al., 1997).

Desde un punto de vista metodológico, las estimas de abundancia de lince mediante conteo de excrementos son un método útil y seis veces más barato que mediante foto-trampeo. Un estudio mostró una correlación positiva de ambos métodos en dos zonas diferentes (Garrote et al., 2014)³.

Tamaño de población

En el este de Sierra Morena, el número de territorios potenciales de hembras aumentó de 18 en 2002 a 35 en 2008 (Gil-Sánchez et al., 2011)². Mediante trampeos fotográficos se ha estimado que la población de Doñana se componía de 26 lince, lo que constituye una fuerte disminución desde los 45 individuos estimados en 1980 (Garrote et al., 2011)².

En 2002 había menos de 100 lince. Como resultado de las medidas de conservación tomadas a partir de 2002, en 2011 había 326 lince (López et al., 2012)³. En 2012 había 144 adultos en Andújar, 17 en Guadalmellato, 8 en Guarrizas y 58 en Doñana (Calzada, 2013)¹. En 2015 había 11 hembras territoriales en Guarrizas (Gil Sánchez, 2016)³.

Estatus de conservación

Categoría global IUCN (2014): En Peligro D (Rodríguez y Calzada, 2015)³. Se ha justificado por el incremento de población y por el incremento del área de ocupación registrados entre 2002 y 2012 (Rodríguez y Calzada, 2015)³. Incluido anteriormente (2008) en la categoría de En Peligro Crítico C2a(i) (Von Arx y Breitenmoser-Wursten, 2011)².

Categoría para España (2006): en peligro crítico CR A2bc; C2a(i) (Calzada et al., 2007).¹

Los criterios se justifican porque en 16 años (tres generaciones) el área de ocupación ha disminuido un 87%, el área donde se reproduce regularmente se ha contraído un 93%, el número de individuos de más de un año se ha reducido en un 86% y el número de hembras reproductoras ha descendido un 90%. Además las causas que originaron esa disminución no han cesado, tan solo quedan dos subpoblaciones reproductoras y probablemente ninguna con más de 50 lince maduros (Calzada et al., 2007).¹

Entre 1983 y 2008 se produjo un deterioro demográfico y genético del lince en Doñana. La sex-ratio se desvió hacia las hembras, disminuyeron la edad de adquisición de territorio, el tamaño de camada y la heterocigosidad individual mientras que aumentaron las tasas de mortalidad no traumática (Palomares et al., 2012)³.

Las principales causas de la situación actual del lince son el pequeño tamaño de las áreas en las que se han tomado medidas de conservación, la falta de incorporación de medidas basadas en las evidencias, de seguimiento científico, y la desconfianza de las agencias de conservación en la información científica (Palomares et al., 2011)².

Un detallado análisis sobre la protección legal del lince ibérico se encuentra en Calzada et al. (2010)².

Amenazas

Durante el último siglo, la contracción del área de distribución ha estado posiblemente ligada a transformaciones agrícolas y silvícolas a gran escala, que han producido pérdida de hábitat y cambios importantes en la estructura del paisaje, y al declive de las poblaciones de conejo (Palma, 1980; Rodríguez y Delibes, 1990, 2002; Delibes et al., 2000).

Alteración y destrucción de hábitat. El lince ibérico es un especialista de hábitat que sólo vive en el monte mediterráneo. Grandes áreas de monte se eliminan para construir urbanizaciones, embalses e infraestructuras industriales y de transporte, o para establecer explotaciones agropecuarias y silvícolas. Las masas de monte que quedan se ven alteradas por la intensificación y gestión inadecuada de la ganadería, la silvicultura y la caza (Calzada et al., 2007)¹.

Fragmentación de hábitat. Los espacios adecuados para la especie se encuentran cada vez más aislados entre sí. La fragmentación del monte mediterráneo reduce la posibilidad de que haya poblaciones grandes y continuas. La pérdida de calidad de los hábitats incrementa la mortalidad de los lince durante la dispersión juvenil y reduce la frecuencia de contacto entre poblaciones cercanas (Calzada et al., 2007)¹.

El análisis de 25 rasgos biométricos de 95 cráneos de lince procedentes de Doñana, Sierra Morena y Montes de Toledo recogidos entre 1872 y 2003 muestra diferencias de talla y forma en machos y hembras. Los machos de la población de Doñana muestran reducción de la talla de algunos caracteres con el tiempo, lo que podría deberse a endogamia (Pertoldi et al., 2006).¹

La tasa de extinción en poblaciones pequeñas de lince durante un periodo de 40 años es detectable a partir de núcleos que ocupan <500 km² (Rodríguez y Delibes, 2003). En poblaciones pequeñas, la contracción observada por unidad de área ocupada es mayor que en poblaciones grandes, lo que sugiere que, una vez descartados los efectos de borde, la inestabilidad demográfica de las poblaciones pequeñas puede explicar en parte su vulnerabilidad. Dicha inestabilidad puede haber sido potenciada por una menor colonización de inmigrantes debida, entre otros factores, a un aislamiento creciente de las poblaciones (Rodríguez y Delibes, 2003). Se ha llamado la atención sobre el alto riesgo de extinción que corren estas poblaciones pequeñas debido a eventos catastróficos, por ejemplo la irrupción de enfermedades o el incremento de la prevalencia de las ya existentes (Pérez y Palma, 2001; Pérez et al., 2001). Una forma de reducir este riesgo es recuperar poblaciones recientemente extintas mediante reintroducción (Rodríguez et al., 2001, 2003), a partir de 1) lince silvestres translocados, 2) lince nacidos en programas de cría en cautividad y 3) rehabilitación y suelta de individuos heridos (Rodríguez et al. 1995).

Disponibilidad de alimento. El lince ibérico es un especialista trófico que basa su dieta en el conejo. Por ello la escasez de conejos es una de sus principales amenazas (Calzada et al., 2007)¹.

Las regiones en las que el lince quedó confinado antes de 1989 son actualmente menos favorables para el conejo, mientras que áreas más favorables quedan fuera del área ocupada por los lince (Real et al., 2009)².

En la drástica y persistente disminución de la disponibilidad de conejos han intervenido sin duda sus dos epizootias, la mixomatosis a finales de los años 1950 y la enfermedad

hemorrágica en los últimos años 80 del siglo XX, inducidas por la acción humana. El efecto de las sinergias entre la dinámica de las enfermedades y otros factores ecológicos y de gestión (cinegética y para la conservación) sobre la demografía de los conejos silvestres es aún poco conocido y posiblemente de gran importancia para la conservación del lince ibérico. La vulnerabilidad de las poblaciones de lince a la escasez de alimento puede haberse visto potenciada por la incidencia de la mortalidad no natural sobre la demografía de una especie longeva pero relativamente poco productiva (Ferrerías et al., 2001; Rodríguez y Delibes, 2004).

El consumo de conejos no sufrió cambios tras la llegada de la enfermedad hemorrágica a Doñana en 1990, pero alteró el sistema social del lince. Las hembras incrementaron el tamaño de su dominio vital y los subadultos no se dispersaron, causando un aumento de la densidad (Ferrerías et al., 2011)².

Las enfermedades emergentes pueden alterar las interacciones entre especies en las redes tróficas. Recientemente la enfermedad hemorrágica del conejo (RHDV2) ha provocado el declive del 60-70% de las poblaciones de conejo, lo que ha provocado un descenso de la fecundidad del 65,7% en el lince ibérico (Monterroso et al., 2016)³.

Muertes por cepos y lazos. Durante la década de los 80, el 49% de las 1.258 muertes no naturales registradas se produjeron en cepos y lazos. Entre 2000 y 2003, 4 de las 18 muertes no naturales registradas fueron debidas al trampeo ilegal (Calzada et al., 2007)¹.

Caza ilegal. La caza ilegal es la principal causa de muerte durante la fase de dispersión, y en gran medida la causa de que las tasas de mortalidad en individuos dispersantes sean mayores que en no dispersantes (Ferrerías et al., 2004). Aproximadamente la mitad de los jóvenes lince de Doñana mueren por causa humana antes de asentarse y reproducirse.

La mortalidad por causa humana, básicamente caza y control de depredadores, puede haber debilitado las poblaciones de lince menos densas situadas en las áreas donde los conejos han sido un recurso cinegético gestionado intensivamente (Rodríguez y Delibes, 2004).

Durante la década de los 80, el 30% de las 1.258 muertes no naturales se produjeron por la caza ilegal. Entre 2000 y 2003, una de las 18 muertes no naturales registradas fue debida a disparos (Calzada et al., 2007)¹. El seguimiento de lince radio-marcados de Sierra Morena y Doñana (n= 79) durante el periodo 2006-2011 mostró que la segunda causa de mortalidad fue la caza ilegal (23,1%) (López et al., 2014)³.

Atropellos. Los atropellos en carretera son un fenómeno reciente (Rodríguez y Delibes, 1990) que puede llegar a ser localmente importante (Ferrerías et al., 1992). Las bajas de lince debidas a la acción humana directa han disminuído durante los últimos 50 años, en gran medida debido al auge de la caza mayor en buena parte de su área de distribución y el modelo de gestión asociado (Rodríguez y Delibes, 2004). No obstante, el efecto de una tasa de mortalidad baja puede ser relevante para la viabilidad de pequeñas poblaciones de lince (Gaona et al., 1998; Ferrerías et al., 2001).

Las colisiones de carnívoros con vehículos, incluyendo lince, representaron el 5% de los 74.600 colisiones registradas entre 2006 y 2012 en carreteras de España (Sáenz de Santa María y Tellería, 2015)³.

Durante la década de los 80, el 5% de las 1.258 muertes no naturales se produjeron por atropellos. Entre 2000 y 2003, 13 de las 18 muertes no naturales registradas fueron debidas a atropellos (Calzada et al., 2007)¹. El número de lince muertos por atropello ha pasado de 2-3 individuos/año entre 2002 y 2006 a los 21 individuos de 2014 (Gil Sánchez, 2016)³.

Transmisión de enfermedades. La infección de los lince de Doñana por leucemia felina se originó probablemente a través de gatos domésticos (Meli et al., 2009)².

La prevalencia de algunos patógenos (*Cytauzoon felis*, virus de la leucemia felina) en especies simpátridas de carnívoros en las zonas de reintroducción representa una amenaza potencial para el lince (León et al., 2017)³. En zonas de reintroducción del lince en el sur de Portugal, se han identificado en garrapatas los patógenos *Coxiella burnetii* y *Anaplasma platys* (Santos-Silva et al., 2017)³.

Erosión genética. La diversidad mitocondrial es muy baja, con solamente dos haplotipos, uno en Doñana y otro en Sierra Morena. La diversidad genética en marcadores microsátelites es muy baja, especialmente en Doñana. La diferenciación genética entre ambas poblaciones es

elevada (Casas-Marce et al., 2013)³. Se han encontrado múltiples evidencias de erosión genética en las dos poblaciones de lince, lo que puede dificultar su viabilidad a corto y a largo plazo (Abascal et al., 2016)³.

Medidas de conservación

Una nueva estrategia para la conservación del lince ibérico establece las siguientes metas: 1) estabilizar las poblaciones existentes. 2) Aumentar el número de individuos que viven en las poblaciones silvestres hasta que al menos una de ellas supere los 50 individuos maduros. 3) Aumentar el número de poblaciones silvestres, consiguiendo que el número total de lince maduros en la naturaleza sea superior a 250 (Calzada et al., 2009)².

En Andalucía los esfuerzos de conservación se centran en los siguientes objetivos: 1) Mantener y expandir las dos poblaciones existentes. El número de adultos en Sierra Morena se ha incrementado desde 38 en 2001 a 95 en 2008. 2) Crear nuevos núcleos poblacionales. 3) Maximizar la variabilidad genética. 4) continuar promoviendo el apoyo local, nacional e internacional (Simón et al., 2009)².

Se necesita conocer cómo restaurar las condiciones ecológicas que permiten el asentamiento y reproducción de los lince, conocer las nuevas amenazas como la mayor susceptibilidad a enfermedades infecciosas y evaluar la respuesta de los lince a las medidas de conservación (Ferrerías et al., 2010)².

Planes de conservación. Se han redactado tres planes de conservación generales: el “Status Survey and Conservation Action Plan” (IUCN/SSC, 1996), la “Estrategia para la conservación del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España” (Comisión Nacional de Conservación de la Naturaleza, 1999) y el “Action Plan for the Iberian Lynx in Europe (*Lynx pardinus*)” (Consejo de Europa, 2000). Se han aprobado dos planes de recuperación, el de Castilla-La Mancha (2003) y el de Extremadura (2004) y también se ha aprobado el “Plan de manejo del lince ibérico del parque nacional de Doñana” (1988).

En Portugal se aprobó en 2008 un plan de acción nacional de conservación, cuyo fin es promover la reintroducción de la especie. Este plan incluye la construcción de un centro de reproducción en cautividad (Sarmiento et al., 2009)².

Proyectos Life. Entre 1992 y 2016 se han llevado a cabo diversos proyectos Life por un importe total de unos 94 millones de euros. Como resultado de estos proyectos, entre otras medidas, se han realizado trabajos de mejora de hábitat en 158.173 ha (Simón et al., 2012)³.

Reproducción en cautividad. La Comisión Nacional de Conservación de la Naturaleza aprobó en 2001 el “Plan de acción para la cría en cautividad del lince ibérico”. Este plan, financiado por la Dirección General de Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente en colaboración con la Junta de Andalucía, persigue establecer poblaciones cautivas y proporcionar lince nacidos en cautividad para su utilización en programas de reintroducción y de refuerzo de poblaciones silvestres (Calzada et al., 2007).¹

El programa de reproducción en cautividad tiene como objetivos mantener una población en cautividad conservando el 85% de la diversidad genética observada en el campo mediante un grupo de reproducción formado por 30 machos y 30 hembras adultos y crear nuevas poblaciones mediante reintroducciones (Vargas et al., 2009)². Para maximizar la diversidad genética de partida, se estimó la contribución óptima en un 64% de individuos de Sierra Morena y un 36% de individuos de Doñana (Godoy et al., 2009)².

Se han desarrollado protocolos de crianza artificial de cachorros que no han podido ser criados por sus madres (Rivas et al., 2009)².

Las peleas precoces entre hermanos de camada se caracterizan por la ausencia de elementos rituales y por su alto nivel de motivación, que puede acabar en fratricidio, constituyendo uno de los mayores riesgos de mortalidad de cachorros en cautividad. Después de iniciada la pelea, los cachorros agresivos son separados temporalmente aunque mantienen contacto con sus hermanos (Antonevich et al., 2009)².

Se ha creado un grupo asesor de aspectos sanitarios que desarrolla acciones veterinarias sobre lince silvestres y lince del programa de reproducción en cautividad (Martínez et al., 2009)².

El programa de reproducción en cautividad tuvo un severo contratiempo en sus inicios. El suplemento en la dieta a un grupo de lince mantenidos en cautividad (n= 40) de dosis de vitamina D3 elevadas (30 veces superior a la recomendada), produjo intoxicación crónica, provocando fracaso renal en la mayoría de ellos (n= 28) y calcificación extra-esquelética (López et al., 2016)³.

Translocaciones. Las estrategias de conservación deberían incluir la restauración genética mediante traslocaciones (Casas-Marce et al., 2013)³. Se recomienda que las reintroducciones en Doñana se realicen en áreas con suficiente abundancia de conejos, preferentemente con individuos de Sierra Morena y teniendo en cuenta el sexo, la edad y la sex-ratio de la población existente en el área de suelta. Se sugiere soltar a los lince varios meses antes de la estación de reproducción con el fin de que se familiaricen con el medio y con los lince residentes. Se propone que el método de suelta incluya una fase de aclimatación si los individuos provienen de Sierra Morena (Palomares et al., 2009)². Un macho translocado desde Sierra Morena a Doñana se asentó en la zona de suelta (Ruiz et al., 2009)².

Como resultado de los proyectos Life, la diversidad genética de la población de Doñana se incrementó mediante la traslocación de cuatro lince de Sierra Morena (Simón et al., 2012)³.

Recuperación de las poblaciones de conejo de monte. (Calzada et al., 2007).¹ Como resultado de los proyectos Life, se ha incrementado en Sierra Morena la densidad de conejo de 1,52/ha en 2003 a 4,05/ha en 2010. Sin embargo en Doñana disminuyó de 1,5/ha en 2003 a 0,77/ha en 2010 (Simón et al., 2012)³.

Alimentación suplementaria. Se han puesto a punto técnicas para utilizar programas de alimentación suplementaria como medida urgente de aumento de la capacidad de carga para el lince en el Parque Nacional de Doñana (Palomares y Rivilla, 2003).

En Doñana se estableció un programa de alimentación suplementaria a partir de 2002. Tras la instalación de 27 puntos de alimentación suplementaria entre 2002 y 2005, los lince tardaron 14 semanas en familiarizarse con ellos y utilizarlos regularmente (López-Bao et al., 2008)². Como resultado, el tamaño de los dominios vitales no se alteró pero sí se redujo el tamaño de las áreas más usadas (core areas). No se han observado cambios en la productividad ni en las tasas de dispersión (López-Bao et al., 2010)².

El consumo de conejo doméstico procedente de puntos de alimentación suplementaria representa hasta el 50% de la dieta. El consumo de conejo doméstico disminuye no linealmente cuando la abundancia de conejo silvestre aumenta. Sin embargo, cuando la abundancia de conejo silvestre es menor de un conejo por km², la alimentación suplementaria es estrictamente necesaria para retener al lince. El consumo de conejo doméstico no aumenta con la duración del periodo de alimentación suplementaria. El lince continúa consumiendo conejos silvestres en proporción a su abundancia, lo que sugiere que no se hace dependiente de la alimentación suplementaria (López-Bao et al., 2010)².

Todos los individuos que viven en las zonas con sitios de alimentación suplementaria acuden regularmente a ellas, pero los individuos dominantes visitan más los sitios que los individuos subordinados. Los machos visitan más los sitios que las hembras y el consumo en estos sitios aumenta con la edad y con la masa corporal. El acceso de individuos subordinados aumenta cuando es mayor el número de puntos dentro de los territorios (López-Bao et al., 2009)².

Se ha sugerido que los puntos de alimentación suplementaria tienen un papel en la transmisión del virus de la leucemia felina (López et al., 2011). Palomares et al. (2011) han propuesto un escenario ecológico que considera otras posibles causas para explicar el brote de esta enfermedad².

Enfermedades. Los esfuerzos de conservación deberían dirigirse a combatir las enfermedades, que representan la primera causa de mortalidad (López et al., 2014)³.

Caza ilegal. Debería combatirse en mayor medida la caza ilegal, que representa la segunda causa de mortalidad (López et al., 2014)³. Como resultado de los proyectos Life, en Doñana la

mortalidad de origen humano disminuyó del 40% en 1992-1995 a 7,4% en 2006-2010 (Simón et al., 2012)³.

Daños a la ganadería y avicultura. Durante un periodo de seis años se registraron en Sierra Morena 31 ataques a aves domésticas y nueve a corderos, con un total de 716 animales muertos. La mayoría de los ataques (78%) tuvieron lugar a aves, aunque los daños económicos por la muerte de corderos fueron superiores (Garrote et al., 2013)³. Se ha establecido un programa de compensación de daños a la avicultura y ganadería para mitigar el conflicto (Garrote et al., 2013)³. El encierro experimental de ovejas con corderos durante la noche mediante vallas electrificadas portátiles evitó la depredación (Garrote et al., 2015)³.

Creación de corredores. Es necesario mejorar y proteger adecuadamente, cuando no crear, conexiones entre las distintas áreas con lince que se prevé establecer mediante reintroducción (Calzada et al., 2007).¹

Medidas para evitar los atropellos. Hay que mejorar la impermeabilización de la red viaria existente a la par que se construyen pasos adecuados (Calzada et al., 2007).¹

Seguimiento de la especie. Realizar al menos un seguimiento anual de la especie y de las amenazas que le afectan, tanto en su área de distribución actual como en la potencial (Calzada et al., 2007).¹

El uso de foto-trampeo es más eficiente en letrinas activas que en estaciones de olor y en puntos de aprovisionamiento de presas vivas (Guil et al., 2010)².

El uso de datos sobre observaciones anecdóticas sobreestima el área de distribución del lince al compararlo con los datos de excrementos y/ fototrampeo. Las decisiones de manejo deberían estar basadas en citas verificadas y no en observaciones anecdóticas con el fin de ahorrar recursos y evitar decisiones de manejo inapropiadas (Garrote y Pérez de Ayala, 2015)³.

El uso de cebos en estaciones de foto-trampeo mejora la eficiencia de capturas y recapturas (Garrote et al., 2012)³.

Creación de nuevas poblaciones. (Calzada et al., 2007).¹ Como resultado de los proyectos Life, el programa de reintroducción ha creado nuevas áreas donde se había extinguido. Se soltaron 12 lince en Guadalmellato y cinco en Guarrizas, a unos 50 km de las poblaciones existentes (Simón et al., 2012)³. También se ha reintroducido lince en el valle del Guadiana en Portugal, Valdecigüeñas y valle del Matachel en Badajoz, sector norte de Montes de Toledo y Sierra Morena de Ciudad Real (Gil Sánchez, 2016)³.

Coordinación de administraciones. Involucrar a todas las administraciones con competencias en medio ambiente en una labor coordinada y eficaz (Calzada et al., 2007).¹

Impulsar la investigación sobre el lince ibérico, especialmente la aplicada a su conservación y su gestión (Calzada et al., 2007).¹

Dar a conocer a la sociedad la necesidad e importancia de la conservación del lince ibérico (Calzada et al., 2007).¹

Protección de espacios naturales. Doñana es un claro ejemplo del efecto positivo que el grado de protección de los espacios naturales tiene sobre la conservación del lince ibérico. La distribución y abundancia del lince está sesgada hacia el interior del Parque Nacional de Doñana, donde la estructura de la vegetación es más estable y el riesgo de muerte por causa humana es menor (Palomares et al., 1991; Ferreras et al., 1992). La elevada mortalidad de jóvenes en fase de dispersión (Ferreras et al., 2004) y de adultos que establecen sus territorios fuera del Parque Nacional es una fuente importante de inestabilidad demográfica y aumenta considerablemente el riesgo de extinción de la población (Gaona et al., 1998). En la subpoblación estudiada por Palomares et al. (2001), los lince residentes utilizaron con mucha más frecuencia el interior del Parque Nacional (82% de las localizaciones) que el exterior, y cuando usaban el exterior tendían a apartarse de los núcleos de actividad humana.

En España se han designado Zonas Importantes para los Mamíferos (ZIM) relacionadas entre otras especies con *L. pardinus* (Lozano et al., 2016)³.

Establecimiento de un banco de recursos genéticos. Se han obtenido muestras de tejidos y células de lince ibéricos mediante 7 biopsias y 6 necropsias. Se han obtenido y

crioconservado células de un 86% de las biopsias. Se han obtenido y crioconservado muestras de tejidos de un 100% de los individuos y células de un 67% de estos (Crespo et al., 2007).¹

Se han propuesto métodos de criopreservación de tejidos procedentes de biopsias de la piel (León-Quinto et al., 2011)². Se ha establecido un protocolo de criopreservación de espermatozoides (Ganán et al., 2009)². Se han establecido un banco de recursos genéticos y reproducción asistida (Roldán et al., 2009)² y un banco de recursos biológicos ((León-Quinto et al., 2009)².

Recuperación de ejemplares conservados. Los ejemplares que se encuentran en pequeños museos y colecciones privadas representan una importante herramienta científica y su conservación a largo plazo debería asegurarse (Casas-Marce, et al., 2012)³.

Otras propuestas de conservación. Otras propuestas y aportaciones para la conservación del lince ibérico se encuentran en Calzada et al. (2013)³.

Distribución geográfica

El registro fósil indica que *Lynx pardinus spaeleus* Boule, un antepasado reciente del lince ibérico, se extendió por el sur de Francia, Suiza y Alemania, dando lugar posiblemente a la distribución histórica máxima del lince ibérico (Rodríguez y Delibes, 2002). La evidencia paleontológica sugiere que durante parte del Pleistoceno el lince ibérico y el lince eurasiático (*L. lynx*) han coexistido en el norte de la península Ibérica y al norte de los Pirineos sin signos de hibridación (Kurtén, 1968; Altuna, 1972, 1980; Castaños, 1987). Sin embargo, puede haber existido una correspondencia entre la expansión del lince eurasiático desde el este de Europa y la retracción de *L. pardinus* hacia la península Ibérica (Werdelin, 1981, 1990; Kurtén y Granqvist, 1987).

En el Holoceno se encontraba también en el sur de Francia y durante el último periodo glacial máximo en el norte de Italia (Rodríguez-Varela et al., 2015)³.

Los restos de lince ibérico hallados en yacimientos arqueológicos (2.500 a.C.- 900 d.C.) se distribuyen por toda la península Ibérica, no sólo en el suroeste sino también en las mesetas (M. Delibes, com. pers.), el arco mediterráneo (Lauk, 1976; Martín Penela, 1988; Castro et al., 1999; Manhart et al., 2000), y ambientes atlánticos, como el de la localidad próxima a Lisboa de donde procedía el individuo sobre el cual Temminck describió la especie (Almaça, 1992).

El área de distribución del lince en España en los años 50 del siglo XX era similar a la que había siglos antes, según registros históricos datados entre 1572 y 1897 (Clavero y Delibes, 2013)³.

Los autores de finales del siglo XIX y principios del XX (Graells, 1897; Miller, 1912; Cabrera, 1914) sugieren que el lince ibérico era raro o había desaparecido de gran parte de la meseta norte, el valle del Ebro, el Sistema Ibérico, y las tierras bajas de la costa mediterránea hasta Almería. Así mismo, sólo recogían informaciones anecdóticas relativas a Galicia, la cornisa Cantábrica, Navarra y el Pirineo. Podría haberse extinguido ya en el norte y centro de Portugal (Palma, 1980). Probablemente faltaba de buena parte del valle del Guadalquivir, y su distribución era discontinua en la Sierras Béticas (Rodríguez y Delibes, 1990).

Mediante el examen de ejemplares de colecciones, se ha comprobado que en 1940 había 15 subpoblaciones: 1) Sierra de Santo Domingo (Huesca), 2) Sierra de Guadarrama, 3) Sierra de Gredos, 4) valle del río Tíetar, 5) Sierras de Gata, Béjar y Lagunilla, 6) Monfragüe, 7) Sierra de San Pedro, 8) Montes de Toledo, 9) Sierra de Relumbrar, 10) este de Sierra Morena, 11) valle del río Guadalquivir, 12) Sierra de Hornachuelos, 13) valle del río Vía, 14) Contiendas y Aroche, 15) Doñana (Gil-Sánchez y McCain, 2011)². Un mapa de distribución más amplio basado en 261 ejemplares de colecciones de grandes museos, 47 de pequeños museos y 157 de colecciones privadas puede verse en Casas-Marce et al. (2012)³.

La contracción del área de distribución ha proseguido con ritmo acelerado desde entonces (Rodríguez y Delibes, 1990, 2002, 2003). A mediados del siglo XX el lince ibérico ocupaba un área aproximada de 58.000 km², que comprendía una gran población continua a lo largo de Sierra Morena y Montes de Toledo, pero también amplias áreas de las sierras extremeñas, del Sistema Central, de las sierras Subbéticas y de la costa onubense (Rodríguez y Delibes, 1990). Varias de estas poblaciones se continuaban en áreas fronterizas de Portugal (Palma, 1980). Por entonces se sospechaba de la existencia de poblaciones residuales en varias localidades

del norte y levante (Valverde, 1963; Delibes, 1979), que no ha podido ser confirmada con posterioridad (Rodríguez y Delibes, 1990).

Mediante el examen de ejemplares de colecciones, se ha comprobado que en 1973 había lince en Sierra de Gata, Peña de Francia, Montes de Toledo, valle del Guadalquivir, este de Sierra Morena, Sierra de Relumbrar, valle del río Vía y Doñana (Gil-Sánchez y McCain, 2011)².

En 1988 se delimitó con detalle el área de distribución del lince ibérico a partir de datos del periodo 1978-1988 (Rodríguez y Delibes, 1990). La especie ya estaba restringida a una pequeña parte del cuadrante suroccidental de la península Ibérica: 11.700 km² de uso regular (reproducción) más 3.900 km² de uso transitorio. El área de distribución se hallaba fragmentada en 48 núcleos de población muy distintos en tamaño, que en conjunto contenían entre 880 y 1.150 individuos, ó 350 hembras adultas (Rodríguez y Delibes, 1992). Tres cuartas partes de los núcleos de población ocupaban áreas inferiores a 200 km². Los 48 núcleos de presencia estable se agrupaban en nueve poblaciones entre las que Rodríguez y Delibes (1992) estimaron un escaso intercambio demográfico y genético. La gran población central, situada en Sierra Morena oriental y Montes de Toledo, que contenía el 62% del área de distribución y el 71% de la población total, estaba rodeada por poblaciones menores en Sierra Morena central y occidental, así como en las cadenas montañosas circundantes (Sistema Central, Sierra de San Pedro, Sierras Béticas) y en la planicie de Doñana.

Mediante el examen de ejemplares de colecciones, se ha comprobado que en 1980 quedaban lince en Montes de Toledo, Guadalquivir, este de Sierra Morena, Sierra de Relumbrar y Doñana (Gil-Sánchez y McCain, 2011)².

Durante la última década del siglo pasado algunos estudios locales confirmaban la presencia de la especie en las sierras subbéticas de Jaén y Granada (Gil Sánchez et al., 1998; Sánchez et al., 1998) y en la sierra de Gata (González-Oreja y González-Vázquez, 1996). En 1994, Castro y Palma (1996) reconocían cuatro poblaciones de lince ibérico en Portugal, dos de ellas parte de poblaciones transnacionales (Malcata y Contenda-Barrancos), y otras dos en el sur (Algarve y valle del río Sado). Al mismo tiempo se iniciaba un estudio detallado de los cambios de distribución en Doñana, basado en muestreos periódicos, que ha confirmado su dinámica metapoblacional (Palomares et al., 1991, 2003).

Durante los últimos años (periodo 1999-2003) la distribución del lince ibérico ha sido objeto de intensa atención. Un estudio piloto, no exhaustivo, llevado a cabo en Andalucía durante 1999 halló evidencia de la presencia de lince sólo en el área de Doñana, en una parte reducida de lo que fue la gran población de Sierra Morena oriental, a caballo entre las provincias de Jaén y Córdoba, y en una localidad de Sierra Morena occidental (Palomares et al., 2002). Se ha constatado reproducción regular solamente en las dos primeras áreas (Rodríguez, 2002, 2007¹). Guzmán et al. (2003) señalan la presencia de lince en Sierra Morena oriental (Andújar-Cardena), Montes de Toledo orientales y Doñana, que comprenden en conjunto un área de 350 km² donde se ha detectado reproducción, con una población total algo inferior a los 200 ejemplares. Gil Sánchez (2002) y Fernández et al. (2003) sugieren que la población de la sierra de Andújar podría estar subdividida en dos núcleos, mientras que la metapoblación de Doñana está estructurada en nueve núcleos diferentes (Palomares et al., 2003).

Sin embargo, el análisis de ADN de excrementos recogidos durante el periodo 2003-2007 ha puesto de manifiesto la existencia de lince en Montes de Toledo, río Guadalquivir (Sierra Morena), Sierra del Relumbrar (Sierra Morena) y Alcaraz (Albacete) (Alda et al., 2008)².

En Portugal se consideró próximo a la extinción (Pires y Fernandes, 2003). Un estudio de campo realizado en 2002-2003 mediante búsqueda de excrementos, análisis de ADN de excrementos y trampeo fotográfico arrojó resultados negativos sobre la presencia de lince en Portugal (Sarmiento et al., 2009)².

Además de las poblaciones de Doñana y Andújar, se ha reintroducido en Guadalquivir y en Guarrizas, a unos 50 km de las poblaciones existentes (Simón et al., 2012)³. También se ha reintroducido lince en el valle del Guadiana en Portugal, Valdecigüeñas y valle del Matagorda en Badajoz, sector norte de Montes de Toledo y Sierra Morena de Ciudad Real (Gil Sánchez, 2016)³.

Bajo escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, los modelos proyectan contracciones en la distribución potencial actual en España peninsular entre un 45% y un 46% y el nivel de

coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 1% y un 3% en 2041-2070 (Araújo et al., 2011)³.

Ecología trófica

Caza y manipulación de las presas

Una vez localizada la presa, el comportamiento de caza más habitual en el lince ibérico es el rececho, mediante aproximación cautelosa aprovechando la cobertura disponible, seguida de acecho y uno o varios saltos finales. El ataque no prosigue si el ataque por sorpresa no ha tenido efecto (Delibes, 1980a, 1980b). También se ha descrito la espera como técnica de caza: el lince permanece inmóvil en terreno abierto, aparentemente camuflado contra las matas cercanas y aguarda a que los conejos salgan (Valverde, 1967). Aunque en absoluto se trata de una presa habitual, el lince puede atacar a las perdices en vuelo bajo (Valverde, 1957).

El lince ibérico mata los conejos y las anátidas de un mordisco en la nuca o en el cuello, respectivamente (Delibes, 1979b, 1980a, 1980b). Los ungulados son reducidos por asfixia mediante mordisco en la garganta (Delibes, 1980a, 1980b; Beltrán et al., 1985), el mismo procedimiento que utilizan los grandes felinos. Los ciervos y gamos abatidos son escondidos rudimentariamente y el lince puede visitarlos varias veces para alimentarse antes de ser descubiertos por los carroñeros (Beltrán et al., 1985). Todas las presas son trasladadas a un lugar con cobertura arbustiva para su consumo. El lince ingiere en promedio el 86% de la biomasa de cada conejo (suelen dejar las vísceras, los pies, y trozos de piel; Delibes, 1980a, 1980b; Aldama y Delibes, 1990; Calzada y Palomares, 1996), mientras que tiende a consumir sólo las grandes masas musculares de las extremidades de los ungulados (Delibes, 1979b, 1980).

Se han descrito episodios de juego con conejos, consistentes en secuencias incompletas de depredación en las que un lince deja escapar a la presa para saltar de nuevo sobre ella. El significado adaptativo de este comportamiento podría no estar restringido al desarrollo de la destreza depredadora de los lince jóvenes, como comúnmente se admite, puesto que también se ha observado en individuos subadultos y adultos (Aldama y Delibes, 1991b).

Requerimientos tróficos

Para un lince cautivo que mantenía buena condición física, Delibes (1980b) calculó un consumo medio diario de alimento de 591 g, el 7,4% del tamaño corporal. La determinación del contenido energético de la biomasa ingerida y excretada, ha permitido estimar en un 73% la energía metabolizada por el lince a partir de conejos de campo (Aldama y Delibes, 1990). Por otro lado, se ha estimado el coste energético de la termorregulación (gasto en reposo), así como de la actividad (locomoción, caza, y consumo de la presa) de lince en el campo. La combinación de estas estimas indican que un lince adulto de tamaño medio (12 kg) que descansase 10 horas y recorriese 7 km al día necesitaría 747 kcal/día, cuyo equivalente en conejos serían 729 g/día, ó 308 conejos al año. Por tanto, un lince adulto medio necesitaría consumir aproximadamente un conejo al día (Aldama y Delibes, 1990; Aldama et al., 1991).

A nivel de población, Palomares et al. (2001) no encontraron cambios en la densidad de lince residentes pese a las fuertes fluctuaciones en la densidad de conejos. De esta observación se infiere que la densidad mínima de conejos estimada, 1 conejo/ha en otoño, puede servir como densidad umbral por encima de la cual una población de lince puede mantener su organización espacial y su estabilidad numérica.

Composición de la dieta

La dieta del lince ibérico está compuesta fundamentalmente por conejos de monte *Oryctolagus cuniculus*, que constituyen la presa mayoritaria, y en ocasiones casi exclusiva, en todas las localidades donde se ha estudiado. En una muestra de tractos digestivos procedentes de Sierra Morena y Montes de Toledo, la frecuencia de aparición de conejos fue del 69% (Delibes et al., 1975). Sobre una muestra mayor de las mismas áreas montañosas, Aymerich (1982) halló restos de conejos en el 77% de los estómagos. La frecuencia de aparición de conejos en excrementos de lince ibérico fue 95% en las Sierras de Gata y Lagunilla, (Delibes et al., 1975) y 96% y 76% en Malcata, Portugal (Palma, 1980 y Castro, 1994, respectivamente); ambas localidades se encuentran próximas en el Sistema Central occidental. La frecuencia de

aparición fue también muy alta (96%) en Andújar, Sierra Morena oriental (Gil-Sánchez et al., 1997).

La dieta del lince en Sierra Morena (basado en el análisis de 360 excrementos) se basa en conejos, seguido de perdices. No se han observado variaciones estacionales en la dieta, aunque los conejos jóvenes son seleccionados cuando están disponibles (desde finales del invierno hasta principios del verano) (Gil-Sánchez et al., 2006).¹

Doñana es la localidad que reúne más información relativa a la dieta del lince y sus variaciones espaciales y temporales, basada en el análisis de 3.209 muestras fecales. Las frecuencias de aparición del conejo en los distintos trabajos son 88% (Delibes, 1980b), 70% (en un año seco; Beltrán y Delibes, 1991), 100% (Calzada y Palomares, 1996), 99% (Fedriani et al., 1999) y 99% (Palomares et al., 2001).

La estenofagia tiende a ser máxima al final del verano (>90% de la biomasa consumida son conejos), mínima en otoño e invierno (85%), y en ascenso gradual durante el resto del año (Delibes, 1980a). El mismo patrón estacional se ha encontrado en condiciones de sequía (Beltrán y Delibes, 1991). No obstante, hay datos que indican claramente que el predominio absoluto del conejo en la dieta del lince se mantiene a lo largo de todo el año, con independencia de las fuertes fluctuaciones temporales en la disponibilidad de esta presa (Fedriani et al., 1999; Palomares et al., 2001). Por ejemplo, en un estudio de cuatro años en el norte del Parque Nacional de Doñana, Palomares et al. (2001) encontraron conejos en >98% de los excrementos analizados en todas las estaciones (100% en 10 de las 16 estaciones consideradas), excepto en otoño de 1994 (92%).

El resto de la dieta está compuesta por presas que aparecen en muy baja frecuencia (Calzada, 2000). Por ejemplo, Delibes (1980a) describe 18 especies presa (casi exclusivamente aves y micromamíferos) cuya frecuencia de aparición es inferior al 1%. Salvo excepciones (Castro, 1994, ver más abajo), ninguna otra especie o grupo de especies aparece en >4,2% de las muestras de Malcata (Palma, 1980).

Las presas secundarias aparecen sobre todo en otoño e invierno, cuando la disponibilidad de conejos a lo largo del ciclo anual tiende a ser mínima. En esta época los ungulados pueden llegar a adquirir cierta importancia en algunas áreas de Doñana, donde los gamos (*Dama dama*), que son localmente abundantes, alcanzan hasta el 5-10% de la biomasa en la dieta del felino (Delibes, 1980a; Beltrán et al., 1985). Los ciervos (*Cervus elaphus*), siendo más abundantes, muy rara vez son consumidos, debido aparentemente a la limitada capacidad de los linces para hacerse con una presa de tales dimensiones (los individuos depredados suelen ser juveniles; Delibes, 1980a; Beltrán et al., 1985) y a los riesgos que comporta para el lince su captura.

Las presas de mediano tamaño que pueden alcanzar una cierta importancia son la perdiz roja (*Alectoris rufa*) (hasta una frecuencia máxima de aparición -en digestivos- del 15%; Aymerich, 1982) y, según localidades, la liebre (*Lepus granatensis*) (hasta un 7%, Aymerich, 1982), y las anátidas (hasta un 18%, Delibes, 1980a). Completan la dieta varias especies de micromamíferos, pequeñas aves y, muy raramente, reptiles (Delibes, 1980a; Aymerich, 1982; Calzada, 2000). Castro (1994) encontró roedores en el 40% de sus muestras. La importancia de estas presas de pequeña talla es habitualmente muy inferior (p.ej. Fedriani et al., 1999; Palomares et al., 2001).

Existe, en resumen, escasa variación geográfica en la dieta del lince ibérico. La información acumulada indica que esta especie muestra un alto grado de especialización y dependencia de los conejos como fuente de alimento, con una capacidad muy limitada de responder funcionalmente a una reducción en la disponibilidad de los mismos. Al mismo tiempo, las tendencias en distribución y abundancia descritas para el lince a todas las escalas son consistentes con una fuerte respuesta numérica ante las fluctuaciones en la disponibilidad de conejos. El declive de las poblaciones de conejos en gran parte de la península Ibérica durante los últimos 50 años ha sido probablemente el principal factor responsable de la actual situación de amenaza del lince ibérico (Delibes et al., 2000; Rodríguez y Delibes, 2002).

Biología de la reproducción

La reproducción es uno de los aspectos peor conocidos de la biología del lince ibérico. Durante muchos años la escasa información publicada había sido colectada de forma oportunista en trabajos dirigidos a obtener otro tipo de información (Valverde, 1957; Delibes et al., 1975). A estos datos fragmentarios se han unido recientemente tres trabajos basados en un estudio continuo de nueve años en una subpoblación del Parque Nacional de Doñana. Dos de ellos abordan las características y el uso de las madrigueras de cría (Fernández y Palomares, 2000; Fernández et al., 2002), y el tercero describe la reproducción y la supervivencia de los cachorros hasta el momento de la dispersión (Palomares et al., 2005).

Mediante el análisis de excrementos (n = 52) de tres machos se han identificado metabolitos de testosterona para poder monitorear la actividad testicular (Jewgenow et al., 2006).¹

La concentración de metabolitos de hormona esteroide permanece estable en excrementos durante una semana (Abaigar et al., 2010)².

El embarazo puede ser diagnosticado a través del examen de los niveles de prostaglandina en muestras de orina y de excrementos (Finkenwirth et al., 2010)². A diferencia de los análisis de estrógenos, los progestágenos en heces no son buenos indicadores del estado reproductivo en el lince ibérico (Pelican et al., 2009; Dehhard et al., 2009)².

Durante la gestación se produce un incremento de estrógenos en orina (Jewgenow et al., 2009)².

Los cuerpos lúteos formados a partir de la ovulación permanecen activos hasta noviembre y regresan antes del inicio del siguiente estro (Goeritz et al., 2009)².

Los machos tienen testículos relativamente pequeños y producen un bajo número de espermatozoides. Los machos que tienen un peso testicular relativo mayor copulan más frecuentemente, mientras que los machos que producen más esperma con mayor motilidad producen más crías por hembra (Ganan et al., 2010)².

En lo que se refiere al modo de emparejamiento, hay pocas observaciones. En Doñana los machos solapan sus territorios mayoritariamente con los de una sola hembra reproductora. Un macho translocado desde Sierra Morena a Doñana se asentó en la zona de suelta y se apareó con las tres hembras adultas con las que solapaba su territorio (Ruiz et al., 2009)². Por tanto, el sistema de apareamiento es la monogamia, con cierta tendencia a la poliginia. Por otro lado, se ha observado a una hembra seguida por dos machos durante la estación de emparejamiento (López-Bao et al., 2008)².

En un año determinado, en la subpoblación de Coto del Rey se reproducen en promedio el 83% de las hembras adultas. La distribución temporal de la reproducción varía de unas hembras a otras: unas pueden criar ininterrumpidamente todos los años y otras no lo hacen, sin que ni ello ni el tamaño de la camada guarden relación con la abundancia de alimento.

Según un estudio realizado durante cuatro años en trece territorios de lince, la abundancia de presas varía anualmente entre territorios pero contribuye poco a explicar la probabilidad de reproducción. Se ha observado que hay relación entre la heterogeneidad ambiental y la probabilidad de reproducción. Hay un gradiente de calidad de hábitat asociado con estructuras del paisaje que influye en la selección de hábitat del lince y su éxito reproductivo (Fernández et al., 2007).¹

El celo suele ocurrir en enero y la mayor parte de los nacimientos tienen lugar en marzo, aunque es posible observarlos en otros meses (Valverde, 1957; Palomares et al., 2005). A menudo los partos de las distintas hembras vecinas son sincrónicos, con 2 ó 3 días de diferencia. El tamaño medio de camada es de 3,0 cachorros (máximo conocido: 5 cachorros).

La mayoría de los nacimientos tienen lugar en Doñana en marzo (n = 16), excepcionalmente en abril (n = 1) o en junio (n = 1). El tamaño medio de camada es de 3,0 crías (rango = 2-4; n = 16) (Palomares et al., 2005).¹

En cautividad, las crías dedican a la lactancia una media de $251 \pm 19,7$ min (media \pm SE) el día de nacimiento y va disminuyendo exponencialmente hasta que son completamente destetados a los $65 \pm 2,6$ días. Comienzan a ingerir alimento sólidos a los $54 \pm 1,35$ días (Yerga et al., 2016)³.

Tras el parto, los cachorros permanecen alrededor de 20 días en la madriguera natal, antes de ser trasladados por la madre a madrigueras auxiliares, lo que se interpreta como una respuesta a la necesidad de espacio y movilidad de la camada (Fernández et al., 2002). El uso de varias madrigueras auxiliares puede estar relacionado con el abandono de la madriguera natal tras ser sometida a molestias humanas, pero también existen otras ventajas potenciales, como reducir la exposición a ectoparásitos y depredadores, o situar a la camada cerca de áreas ricas en alimento. Los cachorros abandonan las madrigueras a los dos meses de edad, en cuanto son capaces de acompañar a su madre (Fernández et al., 2002). De los tres cachorros que nacen en la mayoría de los partos, uno no suele sobrevivir más allá de los 3 meses y no siempre se trata del menos desarrollado (Palomares et al., 2005). La mortalidad de cachorros y juveniles no parece estar relacionada con la densidad de conejos. Las causas de la muerte en lince jóvenes podrían no ser muy distintas de las que afectan a los dispersantes (Palomares et al., 2005).

Los machos tienen una tasa de crecimiento mayor que las hembras y alcanzan una masa corporal un 8% mayor (Yerga et al., 2014)³.

Estructura y dinámica de poblaciones

La razón de sexos (hembras: machos) de las camadas es 1,03: 1,00 (Valverde, 1957; Palomares et al., 2005).¹

La supervivencia a la edad de tres meses, diez meses y antes de la dispersión es del 75%, 69% y 57% respectivamente. No se han observado diferencias de supervivencia entre sexos (Palomares et al., 2005).¹

Las hembras adultas muestran actividad reproductora entre los 3 y los 9 años de edad. A lo largo de toda su vida reproductiva cada hembra tiene entre 11 y 19 cachorros, según observaciones de tres hembras que han podido ser seguidas durante toda su vida (Palomares et al., 2005).¹

En 2008 la población del este de Sierra Morena se componía de 25 machos adultos, 34 hembras adultas, 42 subadultos (9 machos y 9 hembras de edad 1+ y 14 machos y 10 hembras de edad 2+) y 53 juveniles (Gil-Sánchez et al., 2011)².

El seguimiento de lince radio-marcados de Sierra Morena y Doñana (n= 79) durante el periodo 2006-2011 mostró una tasa anual media de mortalidad de 0.16 ± 0.06 (media \pm SE). La causa más importante de mortalidad fueron las enfermedades infecciosas (38,5%), registrándose dos casos de tuberculosis, dos de pasteurelisis, dos de clostridiosis, uno de virus de leucemia felina, uno de parvovirus felino y uno de sobrecrecimiento bacteriano. La segunda causa de mortalidad fue la caza ilegal (23,1%), la tercera las peleas entre lince (11,5%) y la cuarta el atropello (7,7%) (López et al., 2014)³.

Interacciones con otras especies

La coexistencia entre lince (*Lynx pardinus*), tejón (*Meles meles*), meloncillo (*Herpestes ichneumon*), jineta (*Genetta genetta*) y zorro (*Vulpes vulpes*) en un paisaje relativamente uniforme como el de Doñana viene determinada por la segregación de hábitat según el grado de especialización según caracteres de vegetación, paisaje, disponibilidad de alimento y molestias humanas. La coexistencia en simpatria de carnívoros en Doñana está mediada en especies de nicho estrecho como lince y jinetas por la selección de hábitat mientras que en especies generalistas como el zorro, el tejón y el meloncillo la segregación espacio-temporal de actividad o de consumo de recursos tróficos permiten la coexistencia. La amplitud de nicho de zorro, tejón y meloncillo puede ser una respuesta a las fluctuaciones en la disponibilidad de recursos que hay en las regiones mediterráneas (Soto y Palomares, 2015)³.

Aunque la mayoría de las especies de mesocarnívoros ibéricos, a excepción del meloncillo, son nocturnas, hay especies estrictamente nocturnas mientras que otras lo son facultativamente y minimizan la interacción entre ellas mediante plasticidad en sus patrones de actividad, siendo asincrónicos los máximos de cada especie (Monterroso et al., 2014)³.

El lince persigue y mata a otros carnívoros de menor talla sin consumirlos (zorros-*Vulpes vulpes*, meloncillos-*Herpestes ichneumon*, ginetas-*Genetta genetta*, y perros y gatos domésticos; Valverde, 1957, 1960; Palomares et al., 1996). Puesto que la mayoría de dichos depredadores consumen conejos, la observación se ha interpretado como un comportamiento de reducción de la competencia mediante interferencia (Valverde, 1957; Palomares et al., 1996). En Doñana se ha observado que meloncillos y ginetas evitan el espacio que los lince utilizan regularmente, pese a tratarse de un hábitat de alta calidad en recursos tróficos y refugio. Esta conducta se ha interpretado como una reducción del riesgo de depredación intragremial (Palomares et al., 1996). El efecto de la presencia del lince sobre la abundancia del zorro y del tejón (*Meles meles*) no es significativo (Palomares et al., 1996), tal vez debido tanto a la mayor talla media de estos mesodepredadores como a la segregación espacio-temporal en el uso del microhábitat entre las tres especies (Fedriani et al., 1999).

Rau et al. (1985) proponen que la escasez persistente de conejos y la consiguiente respuesta numérica del lince, pueden haber relajado la presión de la interferencia del lince sobre el zorro. Las poblaciones de zorro y de otros competidores, particularmente el meloncillo (Palomares et al., 1996, 1998) podrían haber aumentado, dificultando mediante competencia por explotación de los conejos la posterior recuperación de la población de lince (Rau et al., 1985). Tanto esta idea como la hipótesis de que la presencia de lince puede tener un efecto positivo sobre la densidad de su presa, el conejo de monte, se han sustanciado con buena información empírica y análisis más completos (Palomares et al., 1995, 1996, 1998). El mecanismo propuesto es el control que el lince puede ejercer sobre la densidad de otros depredadores terrestres de menor tamaño, y la consiguiente reducción neta en el consumo total de conejos por depredadores terrestres. También se ha observado que la densidad de conejos en áreas con lince es muy superior a la de áreas adyacentes no utilizadas por los lince. Aunque estas diferencias pueden deberse a múltiples factores, un modelo de simulación de la abundancia de conejos en función de la depredación de lince y meloncillos sugiere que el número neto de conejos consumidos en ausencia de lince es mayor que en presencia de lince. Este efecto es mayor cuando las densidades de conejos son relativamente bajas (Palomares et al., 1995).

Se han identificado los siguientes simbiosiontes: *Pseudomonas koreensis*, *Pseudomonas migulae*, *Carnobacterium sp.*, *Arthrobacter sp.*, *Robinsoniella peorensis* y *Ornithinibacillus sp.* en heces de lince cautivos (Nuñez-Díaz et al., 2017)³.

Depredadores

El único depredador del lince ibérico en su área de distribución reciente es el hombre. Antes de que Doñana fuese un espacio protegido, a mediados del siglo XX, se capturaban entre 15 y 20 individuos cada año (Valverde, 1957). En España se ha estimado que el número medio de bajas atribuidas a la acción humana directa entre 1950 y 1989 ha sido de 31,5 por año (Rodríguez y Delibes, 2004). Entre 1954 y 1961 las Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañinos gratificaron económicamente la muerte de 152 lince (Gil Sánchez, 2016)³. Hasta 1973 era una especie cinegética en España y entre 1960 y 1973 se homologaron 80 trofeos de lince (Gil Sánchez, 2016³).

La mortalidad no natural probablemente ha contribuido de forma significativa al balance demográfico de la población de Doñana (Ferrerías et al., 1992; Gaona et al., 1998; Ferrerías et al., 2001) y al rápido declive de la especie durante los últimos 50 años (Rodríguez y Delibes, 2004). Las principales causas de mortalidad no natural son la caza, el control de depredadores y los atropellos en carretera (García-Perea y Gisbert, 1986; Rodríguez y Delibes, 1990; Ferrerías et al., 1992; González-Oreja, 1998; García Perea, 2000; Rodríguez y Delibes, 2004).

Parásitos y patógenos

Se conocen los siguientes parásitos del lince ibérico (Torres et al., 1998; Rodríguez y Carbonell, 1998; Pérez y Palma, 2001; Vicente et al., 2004; Millán y Casanova, 2007²; Acosta et al., 2011²; Martínez de la Puente et al., 2015)³:

Trematodos: *Brachylaima sp.*

Cestodos: *Hymenolepis* sp., *Joyeuxiella pasqualei*, *Mesocestoides litteratus*, *Taenia pisiformis*, *T. polyacantha*, *T. taeniaeformis*.

Nematodos: *Eucoleus aerophilus*, *Ancylostoma tubaeforme*, *Toxocara cati*, *T. leonina*, *T. canis*, *T. mystax*, *Vigisospirura potekhina potekhina*, *Strongyloides stercoralis*, *Mastophorus muris*, *Physaloptera praeputialis*, *Capillaria aerophila*., *Spirocerca lupi*.

Ácaros: *Rhipicephalus pusillus*, *R. sanguineus*, *R. turanicus*, *Ixodes ricinus*, *I. ventralloji*, *I. hexagonus*, *Boophilus annulatus*.

Sifonápteros: *Ctenocephalides canis*, *Pulex irritans*, *Spilopsyllus cuniculi*, *Odontopsyllus quirosi*.

Malófagos: *Felicola* (*Loriscicola*) *isidoroii*.

Dípteros: *Hippobosca longipennis*, *Anopheles atroparvus*.

Protista: *Isospora felis*, *I. rivolta*.

Protista: Se ha encontrado un protozoo parásito del género *Cytauxzoon* en lince ibérico silvestre. Especies de este género se encuentran con prevalencias muy altas en otras especies de lince, en las que la presencia del parásito muy raramente va acompañada de signos de enfermedad (E.F. Blouin, in litt.). Se ha detectado en lince de Sierra Morena infección por *Cytauxzoon* sp., zoonosis transmitida por garrapatas (Millán et al., 2007¹; Alvarado-Rybak et al., 2016)³.

Los efectos de las especies parásitas sobre los lince prácticamente no se han estudiado, dada la dificultad de obtener material adecuado en una especie rara. Rodríguez y Carbonell (1998) no hallan relación entre la intensidad de las parasitosis del tracto digestivo y un índice de condición física.

Se han detectado anticuerpos de *Neospora caninum*, causante de la neosporosis, en el 12,0% de 25 lince ibérico (Sobrinho et al., 2008)². Se ha detectado *Leishmania infantum*, causante de la leishmaniasis, en uno de cuatro lince ibérico (Sobrinho et al., 2008)².

Se han encontrado anticuerpos de *Toxoplasma gondii* en el 62,8% de los lince examinados. La prevalencia es similar en lince silvestre y cautivo. Esta enfermedad está presente tanto en Doñana como en Sierra Morena (García-Bocanegra et al., 2010)².

Bacterias: Se ha detectado en lince *Enterococcus* sp. y *Escherichia coli* resistentes a antibióticos (2013)³.

De un lince adulto moribundo encontrado en Doñana, Briones et al. (2000) aislan el bacilo de la tuberculosis bovina *Mycobacterium bovis*. En la necropsia del mismo individuo, Pérez et al. (2001) encuentran importantes lesiones causadas por dicho patógeno en varias vísceras. La alta prevalencia en el ganado y los ungulados silvestres que pueden ser consumidos ocasionalmente por los lince suponen un riesgo de contagio. Se han detectado anticuerpos de tuberculosis bovina (*Mycobacterium bovis*) en uno de 39 lince de Doñana examinados (Martín-Atance et al., 2006)¹.

Se ha detectado en lince ibérico infección del plasma sanguíneo (Candidatus *Mycoplasma haemominutum*) (Willi et al., 2007)¹. Se ha detectado infección por piroplasmas no identificados en eritrocitos de un lince de Sierra Morena (Luaces et al., 2005)¹.

Se ha detectado contacto con *Leptospira interrogans* (Leptospirosis) en lince ibérico (Millán et al., 2009)².

Se ha detectado evidencia de infección por las bacterias *Anaplasma phagocytophilum*, *Bartonella henselae*, *Mycoplasma haemofelis*, Candidatus *Mycoplasma turicensis* y *Chlamidophila felis* (Roelke et al., 2008; Meli et al., 2009, 2009b)².

Virus: Se ha detectado el virus de la leucemia felina en 6 de 21 muestras de lince ibérico recogidas durante 1993-2003 (Luaces et al., 2008)². En 2007 se produjo un brote de leucemia felina en la población de lince de Doñana. Para dificultar la diseminación de la enfermedad, los lince sanos capturados fueron vacunados y los enfermos se mantuvieron en cautividad. Siete de los doce individuos infectados murieron (López et al., 2009, 2009b)².

Se ha detectado evidencia de infección por los virus coronavirus felino, herpesvirus felino, parvovirus felino, calicivirus felino y virus del moquillo canino (Roelke et al., 2008; Meli et al., 2009, 2009b)².

Se ha registrado infección por el virus de la enfermedad de Aujeszky en un lince de Extremadura (Masot et al., 2017)³.

Evaluación post-mortem e histológica de linces durante el periodo 1998-2006 ha revelado la presencia de depleción linfóide, glomerulonefritis, carcinoma de células escamosas y hialinosis folicular esplénica (Jiménez et al., 2009)².

Actividad

El lince es fundamentalmente crepuscular y nocturno (Beltrán y Delibes, 1994). La proporción de localizaciones en las que los animales están activos, tanto de día como de noche, es función inversa de la duración del fotoperíodo. Durante el invierno aumenta la proporción de actividad durante el día y el atardecer. La actividad decrece en días de lluvia y en periodos de altas temperaturas durante el verano mediterráneo. Gran parte de estas pautas se han interpretado como un efecto indirecto de éstos y otros factores ambientales (por ejemplo, la iluminación nocturna ligada a la fase lunar) sobre la actividad y disponibilidad de conejos (Beltrán y Delibes, 1994).

Visita puntos de agua tres veces por día de media (Palomares et al., 2001)².

Las crías tienen un nivel constante de actividad durante las 24 h del día durante el primer mes de vida. A partir del segundo mes de vida comienzan a tener un ritmo circadiano crepuscular bimodal (Yerga et al., 2015)³.

Dominio vital

El lince parece adoptar una estrategia de territorialismo basado en la defensa exclusiva de áreas con un amplio rango de disponibilidad de presas que permitan la supervivencia y la reproducción eventual incluso durante periodos de escasez de alimento. El solapamiento del dominio vital de hembras adultas residentes de Doñana fue muy bajo (solapamiento medio= 0,08; rango= 0-0,57) y el uso del área corazón fue casi exclusivo (solapamiento medio= 0; rango= 0-0,22) a lo largo de todo el gradiente de disponibilidad de presas (conejos) (López-Bao et al., 2014)³. El territorialismo estuvo influido por la densidad de linces. Los mayores niveles de solapamiento espacial tuvieron lugar a densidades intermedias de linces mientras que el territorialismo tendió a incrementarse a ambos extremos del gradiente de densidad, especialmente a bajos niveles. Las hembras adultas evitaron coincidir, siendo 0.0047 la probabilidad de asociación espacial a una distancia de 200 m o menos (López-Bao et al., 2014)³.

El uso que el lince ibérico hace del espacio es bien conocido en la población de Doñana tras 14 años de radio-rastreo, durante los cuales se ha estudiado la conducta de 57 individuos (31 de ellos adultos) en el centro (Ferrerías et al., 1997) y norte del Parque Nacional (Palomares et al., 2001). Los lince adultos defienden territorios de 3-4 km² exclusivos sólo ante individuos de su mismo sexo, situados en el centro del área de campeo y utilizados intensamente. La obtención de un territorio puede producirse mediante ocupación de un espacio vacío (que puede o no haber sido territorio de otro individuo inmediatamente antes) o por interacción agresiva y expulsión del ocupante. Las hembras también pueden heredar el territorio de sus madres. La obtención del territorio tiene lugar a partir de los dos años de edad, aunque su defensa eficaz se observa en individuos mayores de 3 años (Ferrerías et al., 1997).

La segregación temporal en el uso de sitios con abundancia de presas facilita la coexistencia de individuos en una especie territorial y solitaria como el lince (López-Bao et al., 2011)².

El tamaño de las áreas de campeo es estable a lo largo del año e independiente de la masa corporal de los lince. El tamaño medio de las áreas de campeo estacionales de los machos de Doñana (10,3 km², mínimo polígono convexo excluyendo el 5% de las localizaciones más periféricas) es ligeramente superior al de las hembras (8,7 km²) según Ferrerías et al. (1997), y dos veces mayor al de las hembras (5,3 km²) según Palomares et al. (2001).

El tamaño medio del dominio vital de machos radio-marcados en Sierra Morena fue de 12,0 km² y su área más usada (corea rea) fue de 3,5 km² (n= 4). En hembras, el tamaño medio de su dominio vital en Sierra Morena fue de 5,9 km² y su área más usada fue de 1,2 km² (n= 6). Los territorios de las hembras solapaban entre sí un 7% (Gil-Sánchez et al., 2011)².

Se ha estimado la utilidad del método de trampeo fotográfico para estimar el dominio vital del lince en Sierra Morena, comparándolo con el seguimiento de individuos radio-marcados. El tamaño del dominio vital estimado mediante fotos fue el 54,1% del tamaño estimado mediante radio-seguimiento (Gil-Sánchez et al., 2011)².

El marcaje con el olor de heces y orina, utilizado frecuentemente durante los desplazamientos diarios, y mantenido en determinados lugares (letrinas) puede tener una función de advertencia y defensa del territorio complementaria al patrullaje (Ferrerías et al., 1997). El marcaje se utiliza también para señalar recursos importantes dentro del área de campeo (Palma 1980), como los puntos de agua (Palomares et al., 2001). Las marcas olfativas se emplazan en lugares prominentes (Palma, 1980), como intersecciones de caminos con sendas abiertas en el monte por los ciervos donde es más probable que sean encontradas por posibles intrusos (Robinson y Delibes, 1988).

Movimientos

Movimientos diarios

En sus movimientos diarios los lince cubren una distancia media de entre 6 y 9 km. Este rango de movimientos diarios les permite un patrullaje eficaz del espacio defendido (Palomares et al., 2001). La media de la distancia recorrida diaria suele variar poco. Los machos muestran mayor actividad extraterritorial que las hembras (Ferrerías et al., 1997).

Movimientos a larga distancia

Un macho adulto radio-marcado de Doñana se desplazó a la costa sudoeste de Portugal (Sarmiento et al., 2014)³.

Dispersión juvenil

En Doñana, más del 90% de los lince subadultos abandonan el territorio donde han nacido. Esta elevada tasa de dispersión se atribuye a la saturación del hábitat de reproducción (Ferrerías et al., 2004). Los territorios de cría disponibles suelen estar ocupados, y acceder a ellos supone estar en condiciones de desplazar al adulto residente mediante interacción agresiva. La edad media a la que los lince dejan su área natal es de 18 meses (rango: 8-28 meses, n = 27) y varía entre subpoblaciones dentro de Doñana. La mayoría de los lince jóvenes comienzan a dispersarse entre enero y junio. La edad y momento de la dispersión no parece estar relacionada con agresiones por parte de los adultos ni con su estado reproductivo. La dispersión dura en promedio 6 meses, y en Doñana las distancias medias de asentamiento respecto al área natal son 10 km y 21 km, para dos subpoblaciones de origen distintas (Ferrerías et al., 2004). Sólo la mitad de los individuos dispersantes terminan la dispersión con éxito, asentándose en un territorio; el resto perece en el intento.

La heterogeneidad de hábitat afecta a la dispersión de los lince a varias escalas temporales (variación horaria, diaria y durante todo el evento dispersivo) (Revilla et al., 2004).¹

El seguimiento de lince radio-marcados ha permitido comprobar su capacidad de dispersión a larga distancia. Dos lince hermanos, nacidos en el centro de cría en cautividad de Silves (Portugal) y liberados en los Montes de Toledo, se desplazaron a larga distancia; uno se movió al sur de Portugal y el otro recorrió 3.000 km en total, moviéndose primero al norte hasta La Rioja, desplazándose después a Sanabria (Zamora), siendo posteriormente muerto por atropello en Maia, al norte de Oporto (Portugal)³.

Los datos de dispersión permiten obtener estimas de conectividad entre poblaciones más realistas que los basados solamente en localizaciones dentro del dominio vital (Blázquez-Cabrera et al., 2016)³.

Patrón social y comportamiento

Los lince son fundamentalmente solitarios. Los contactos entre individuos se limitan al corto período de celo, al cuidado parental de las hembras y a excepcionales interacciones agresivas entre individuos del mismo sexo que se disputan el espacio (Ferrerías et al., 1997). Ocasionalmente también se han observado grupos de individuos emparentados alimentándose juntos de grandes presas (gamos; Aldama y Delibes, 1991a)

El sistema de apareamiento más común en la población aparentemente saturada de Doñana es la monogamia, tal como se infiere de un solapamiento del área de campeo de cada macho mayoritaria, pero no exclusivamente, con la de una sola hembra reproductora. No obstante, existe tendencia hacia la poliginia (Ferrerías et al., 1997), que es el sistema más extendido entre los félidos solitarios.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 21-05-2008 2. Alfredo Salvador. 27-03-2012; 3. Alfredo Salvador. 7-07-2017

Bibliografía

Abaigar, T., Domene, M. A., Palomares, F. (2010). Effects of fecal age and seasonality on steroid hormone concentration as a reproductive parameter in field studies. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (5): 781-787.

Abascal, F., Corvelo, A., Cruz, F., Villanueva-Canas, J. L., Vlasova, A., Marcet-Houben, M., Martínez-Cruz, B., Cheng, J. Y., Prieto, P., Quesada, V., Quílez, J., Li, G., García, F., Rubio-Camarillo, M., Frías, L., Ribeca, P., Capella-Gutiérrez, S., Rodríguez, J. M., Cámara, F., Lowy, E., Cozzuto, L., Erb, I., Tress, M. L., Rodríguez-Ales, J. L., Ruiz-Orera, J., Reverter, F., Casas-Marce, M., Soriano, L., Arango, J. R., Derdak, S., Galán, B., Blanc, J., Gut, M., Lorente-Galdós, B., Andrés-Nieto, M., López-Otín, C., Valencia, A., Gut, I., García, J. L., Guigo, R., Murphy, W. J., Ruiz-Herrera, A., Marques-Bonet, T., Roma, G., Notredame, C., Mailund, T., Alba, M. M., Gabaldón, T., Alioto, T., Godoy, J. A. (2016). Extreme genomic erosion after recurrent demographic bottlenecks in the highly endangered Iberian lynx. *Genome Biology*, 17: 251.

Acosta, L., León-Quinto, T., Bornay-Llinares, F. J., Simon, M. A., Esteban, J. G. (2011). Helminth parasites in faecal samples from the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Veterinary Parasitology*, 179 (1-3): 175-179.

Alda, F., Inoges, J., Alcaraz, L., Oria, J., Aranda, A., Doadrio, I. (2008). Looking for the Iberian lynx central Spain: a needle in a haystack? *Animal Conservation*, 11 (4): 297-305.

Aldama, J. J., Beltrán, J. F., Delibes, M. (1991). Energy expenditure and prey requirements of free-ranging Iberian lynx in southwestern Spain. *J. Wildl. Manage.*, 55: 635-641.

Aldama, J. J., Delibes, M. (1990). Some preliminary results on rabbit energy utilization by the Spanish Lynx. *Doñana Act Vert.*, 17: 116-121.

Aldama, J. J., Delibes, M. (1991a). Observation of feeding groups in the Spanish Lynx (*Felis pardina*) in the Doñana National Park, SW Spain. *Mammalia*, 55: 143-147.

Aldama, J.J., Delibes, M. (1991b). Field observations of Iberian lynxes (*Felis pardina*) playing with prey in Doñana, SW Spain. *J. Zool., Lond.*, 225: 683-684.

Almaça, C. (1992). Name, authorship, type specimen, and type locality of the Iberian lynx. *Mammalia*, 56: 659-662.

Altuna, J. (1972). Fauna de mamíferos de los yacimientos prehistóricos de Guipúzcoa. *Munibe*, 24: 1-464.

Altuna, J. (1980). Hallazgo de un lince nórdico (*Lynx lynx* L. Mammalia) en la sima de Pagolusieta, Gorbea (Vizcaya). *Munibe*, 32: 317-322.

Alvarado-Rybak, M., Solano-Gallego, L., Millán, J. (2016). A review of piroplasmid infections in wild carnivores worldwide: importance for domestic animal health and wildlife conservation. *Parasites & Vectors*, 9: 538.

Antonevich, A., Naidenko, S., Bergara, J., Vázquez, E., Vázquez, A., López, J., Pardo, A., Rivas, A., Martínez, F., Vargas, A. (2009). A comparative note on early sibling aggression in two related species: the Iberian and the Eurasian lynx. Pp. 156-163. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Rodrigues Neto, D., Pozo Ortego, I., Gómez Calmaestra, R. (2011). *Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático*. 2. Fauna de vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 pp.

Aymerich, M. (1982). Étude comparative des régimes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina* Temminck, 1824) et du chat sauvage (*Felis silvestris* Schreber, 1777) au centre de la péninsule Ibérique. *Mammalia*, 46: 515-521.

Beltrán, J. F., Delibes, M. (1991). Ecología trófica del lince ibérico en Doñana durante un periodo seco. *Doñana Act. Vert.*, 18: 113-122.

Beltrán, J. F., Delibes, M. (1993). Physical characteristics of Iberian lynxes (*Lynx pardinus*) from Doñana, southwestern Spain. *J. Mamm.*, 74: 852-862.

Beltrán, J. F., Delibes, M. (1994). Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian lynxes. *J. Mamm.*, 75: 382-393.

Beltrán, J. F., Delibes, M., Recio, F., Aza, C. (1991). Hematological and serum chemical characteristics of the Iberian lynx (*Lynx pardina*) in SW Spain. *Can. J. Zool.*, 69: 840-846.

Beltrán, J. F., Rice, J. E., Honeycutt, R. L. (1996). Taxonomy of the Iberian lynx. *Nature*, 379: 407-408.

Beltrán, J. F., San José, C., Delibes, M., Braza, F. (1985). An analysis of the Iberian lynx predation upon fallow deer in the coto Doñana, SW Spain. *Proc. XVIIth Cong. Int. Union Game Biol.*, 961-967.

Bininda-Emonds, O. R. P., Gittleman, J. L., Purvis, A. (1999). Building large trees by combining phylogenetic information: a complete phylogeny of the extant Carnivora (Mammalia). *Biol. Rev.*, 74: 143-175.

Blázquez-Cabrera, S., Gastón, A., Beier, P., Garrote, G., Simon, M. A., Saura, S. (2016). Influence of separating home range and dispersal movements on characterizing corridors and effective distances. *Landscape Ecology*, 31 (10): 2355-2366.

Briones, V., de Juan, L., Sánchez, C., Vela, A. I., Galka, M., Montero, N., Goyache, J., Aranaz, A., Mateos, A., Domínguez, L. (2000). Bovine tuberculosis and the endangered Iberian lynx. *Emerg. Infect. Dis.*, 6: 189-191.

Cabrera, A. (1914). *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Calzada, J. (2000). *Impacto de depredación y selección de presa del lince ibérico y el zorro sobre el conejo*. Tesis doctoral, Universidad de León.

Calzada, J. (2013). El lince en el siglo XXI. Introducción a las ideas para su conservación. Pp. 27-39. En: Calzada, J., Matutano, J., Sabater, A. (Eds.). *Ideas para Conservar al Lince Ibérico. Nuevas aportaciones para la supervivencia del felino más amenazado del mundo*. SECEM, Málaga. 127 pp.

Calzada, J., González, L. M., Guzmán, J. N., Heredia, B. (2009). A new Strategy for the Conservation of the Iberian Lynx. pp. 23-31. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Calzada, J., Matutano, J., Sabater, A. (Eds.) (2013). *Ideas para Conservar al Lince Ibérico. Nuevas aportaciones para la supervivencia del felino más amenazado del mundo*. SECEM, Málaga. 127 pp.

Calzada, J., Mora Ruiz, M., Giles Carnero, R., Márquez Ruiz, C. (2010). *Lince Ibérico: aspectos jurídicos para la conservación de la especie*. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos, Málaga. 190 pp.

Calzada, J., Nicolás Guzmán, J., Rodríguez, A. (2007). *Lynx pardinus* (Temminck, 1827). Pp. 345-347. En: Palomo, L. J., Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. 586 pp.

Calzada, J., Palomares, F. (1996). Frecuencia de aparición de diferentes restos de conejo en excrementos de lince y zorro. *Doñana Act. Vert.*, 23: 243-252.

Casas-Marce, M., Revilla, E., Fernandes, M., Rodríguez, A., Delibes, M., Godoy, J. A. (2012). The Value of Hidden Scientific Resources: Preserved Animal Specimens from Private Collections and Small Museums. *Bioscience*, 62 (12): 1077-1082.

Casas-Marce, M., Soriano, L., López-Bao, J. V., Godoy, J. A. (2013). Genetics at the verge of extinction: insights from the Iberian lynx. *Molecular Ecology*, 22 (22): 5503-5515.

Castaños, P. (1987). Los carnívoros prehistóricos de Vizcaya. *Kobie Paleoantropol.*, 16: 7-76.

Castro, L. (1994). Ecología y conservación del lince ibérico en la sierra portuguesa de Malcata. *Quercus*, 96: 8-11.

Castro, L. R., Palma, L. (1996). The current status, distribution and conservation of Iberian lynx in Portugal. *J. Wildl. Res.*, 2: 179-181.

Castro, P. V., Chapman, R. W., Gili, S., Lull, V., Micó, R., Rihuete, C., Risch, R., Sanahuja, M. E. (1999). *Proyecto Gatas. 2: La dinámica arqueológica de la ocupación prehistórica*. Consejería de Cultura de la Junta de Andalucía, Sevilla.

Clavero, M., Delibes, M. (2013). Using historical accounts to set conservation baselines: the case of *Lynx* species in Spain. *Biodiversity and Conservation*, 22 (8): 1691-1702.

Crespo, C., Ganán, N., Pulido, L., Osuna, G., Gomendio, M., Roldán, E. R. S. (2007). Conservación de tejidos y células de lince ibérico (*Lynx pardinus*), lince boreal (*L. lynx*) y lince rojo (*L. rufus*) para el establecimiento de un banco de recursos genéticos. *Galemys*, 19 (Número especial): 3-15.

Dehnhard, M., Goeritz, F., Frank, A., Naidenko, S., Vargas, A., Jewgenow, K. (2009). Fecal steroid hormones analysis in captive Eurasian and Iberian lynxes. Comparison of hormone metabolism in the two sister taxa. Pp. 352-365. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Delibes, M. (1979a). Le lynx dans la Péninsule Ibérique: répartition et régression. *Bulletin Mensuel de l' Office National de la Chasse*, n° sp: 41-46.

Delibes, M. (1979b). Le lynx dans la Péninsule Ibérique. II. Prédation. *Bull. mens. Off. Nation. Chasse*, n° spec.: 47-58.

Delibes, M. (1980a). El lince ibérico: ecología y comportamiento alimenticios en el Coto Doñana, Huelva. *Doñana Act. Vert.*, 7: 1-183.

Delibes, M. (1980b). Feeding ecology of the Spanish Lynx in the Coto Doñana (Huelva, Spain). *Acta Theriol.*, 25: 309-324.

Delibes, M., Palacios, F., Garzón, J., Castroviejo, J. (1975). Notes sur l'alimentation et la biologie du lynx pardelle, *Lynx pardina* (Temminck, 1824) en Espagne. *Mammalia*, 39: 387-393.

Delibes, M., Rodríguez, A., Ferreras, P. (2000) *Action plan for the conservation of the Iberian lynx in Europe (Lynx pardinus)*. Council of Europe Publishing, Strasbourg.

Fedriani, J. M., Palomares, F., Delibes, M. (1999). Niche relations among three sympatric mediterranean carnivores. *Oecologia*, 121: 138-148.

- Fernández, N., Delibes, M., Palomares, F. (2006). Landscape evaluation in conservation: molecular sampling and habitat modeling for the Iberian lynx. *Ecological Applications*, 16 (3): 1037-1049.
- Fernández, N., Delibes, M., Palomares, F. (2007). Habitat-related heterogeneity in breeding in a metapopulation of the Iberian lynx. *Ecography*, 30 (3): 431-439.
- Fernández, N., Delibes, M., Palomares, F., Mladenoff, J. (2003). Identifying breeding habitat for the Iberian lynx: inferences from a fine-scale spatial analysis. *Ecol. Appl.*, 13: 1310-1324.
- Fernández, N., Palomares, F. (2000). The selection of breeding dens by the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*): implications for its conservation. *Biol. Conserv.*, 94: 51-61.
- Fernández, N., Palomares, F., Delibes, M. (2002). The use of breeding dens and kitten development in the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *J. Zool., Lond.*, 258: 1-5.
- Ferreras, P., Aldama, J. J., Beltrán, J. F., Delibes, M. (1992). Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx, *Felis pardina*, (Temminck). *Biol. Conserv.*, 61: 197-202.
- Ferreras, P., Beltrán, J. F., Aldama, J. J., Delibes, M. (1997). Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *J. Zool., Lond.*, 243: 163-189.
- Ferreras, P., Delibes, M., Palomares, F., Fedriani, J. M., Calzada, J., Revilla, E. (2004). Proximate and ultimate causes of dispersal in the Iberian lynx *Lynx pardinus*. *Behav. Ecol.*, 15: 31-40.
- Ferreras, P., Gaona, P., Palomares, F., Delibes, M. (2001). Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx. *Anim. Conserv.*, 4: 265-274.
- Ferreras, P., Rodríguez, A., Palomares, F., Delibes, M. (2010). Iberian lynx: the uncertain future of a critically endangered cat. Pp. 507-520. En: Macdonald, D. W., Loveridge, A. J. (Eds.). *Biology and conservation of wild felids*. Oxford University Press, Oxford.
- Ferreras, P., Travaini, A., Zapata, S. C., Delibes, M. (2011). Short-term responses of mammalian carnivores to a sudden collapse of rabbits in Mediterranean Spain. *Basic and Applied Ecology*, 12 (2): 116-124.
- Finkenwirth, C., Jewgenow, K., Meyer, H. H. D., Vargas, A., Dehnhard, M. (2010). PGFM (13,14-dihydro-15-keto-PGF2[alpha]) in pregnant and pseudo-pregnant Iberian lynx: A new noninvasive pregnancy marker for felid species. *Theriogenology*, 73 (4): 530-540.
- Ganán, N., González, R., Garde, J. J., Martínez, F., Vargas, A., Gomendio, M., Roldán, E. R. S. (2009). Assessment of semen quality, sperm cryopreservation and heterologous IVF in the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Reproduction Fertility and Development*, 21 (7): 848-859.
- Ganán, N., Sestelo, A., Garde, J. J., Martínez, F., Vargas, A., Sánchez, I., Pérez-Aspa, M. J., López-Bao, J. V., Palomares, F., Gomendio, M., Roldán, E. R. S. (2010). Reproductive traits in captive and free-ranging males of the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Reproduction*, 139 (1): 275-285.
- Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M. (1998). Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecol. Monogr.*, 68: 349-370.
- García, I., Martínez, F., Pastor, J., Bach-Raich, E., Muñoz, A., Vargas, A., Zorrilla, I. (2009). Serum biochemical parameters for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*): reference values. Pp. 198-208. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.
- García-Bocanegra, I., Dubey, J. P., Martínez, F., Vargas, A., Cabezón, O., Zorrilla, I., Arenas, A., Almería, S. (2010). Factors affecting seroprevalence of *Toxoplasma gondii* in the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Veterinary Parasitology*, 167 (1): 36-42.

García-Perea, R. (1996). Patterns of postnatal development in skulls of lynxes, genus *Lynx* (Mammalia: Carnivora). *J. Morphol.*, 229: 241-254.

García-Perea, R. (2000). Survival of injured Iberian lynx (*Lynx pardinus*) and non-natural mortality in central-southern Spain. *Biol. Conserv.*, 93: 265-269.

García-Perea, R., Gisbert, J. (1986). Causas de mortalidad del lince ibérico en los Montes de Toledo y Sierra Morena. Pp. 183-185. En: *Naturaleza y Sociedad. Jornadas sobre la Conservación de la Naturaleza en España*. Principado de Asturias. Oviedo.

García-Perea, R., Gisbert, J., Palacios, F. (1985). Review of the biometrical and morphological features of the skull of the Iberian lynx, *Lynx pardina* (Temminck, 1824). *Säugetierk. Mitt.*, 32: 249-259.

Garrote, G., Gil-Sánchez, J. M., McCain, E. B., de Lillo, S., Tellería, J. L., Simón, M. A. (2012). The effect of attractant lures in camera trapping: a case study of population estimates for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *European Journal of Wildlife Research*, 58 (5): 881-884.

Garrote, G., López, G., Gil-Sánchez, J. M., Rojas, E., Ruiz, M., Bueno, J. F., de Lillo, S., Rodríguez-Siles, J., Martín, J. M., Pérez, J., García-Tardío, M., Valenzuela, G., Simón, M. A. (2013). Human-felid conflict as a further handicap to the conservation of the critically endangered Iberian lynx. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (2): 287-290.

Garrote, G., López, G., Ruiz, M., De Lillo, S., Bueno, J. F., Simón, M. A. (2015). Effectiveness of electric fences as a means to prevent Iberian lynx (*Lynx pardinus*) predation on lambs. *Hystrix-Italian Journal of Mammalogy*, 26 (1): 61-62.

Garrote, G., Pérez de Ayala, R. (2015). Assessing unverified observation data used for estimating Iberian lynx distribution. *European Journal of Wildlife Research*, 61 (5): 801-806.

Garrote, G., Pérez de Ayala, R., Pereira, P., Robles, F., Guzmán, N., García, F. J., Iglesias, M. C., Hervás, J., Fajardo, I., Simón, M., Barroso, J. L. (2011). Estimation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) population in the Doñana area, SW Spain, using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (2): 355-362.

Garrote, G., Pérez de Ayala, R., Tellería, J. (2014). A comparison of scat counts and camera-trapping as means of assessing Iberian lynx abundance. *European Journal of Wildlife Research*, 60 (6): 885-889.

Gastón, A., Blázquez-Cabrera, S., Garrote, G., Mateo-Sánchez, M. C., Beier, P., Simón, M. A., Saura, S. (2016). Response to agriculture by a woodland species depends on cover type and behavioural state: insights from resident and dispersing Iberian lynx. *Journal of Applied Ecology*, 53 (3): 814-824.

Gil Sánchez, J. M. (2016). El lince ibérico. Pp. 269-305. En: Lozano, J., Lacasa, M. (Eds.). *El libro de los carnívoros*. Photodigiscoping, Barcelona. 323 pp.

Gil-Sánchez, J. M., Ballesteros-Duperon, E., Bueno-Segura, J. F. (2006). Feeding ecology of the Iberian lynx *Lynx pardinus* in eastern Sierra Morena (southern Spain). *Acta Theriologica*, 51 (1): 85-90.

Gil-Sánchez, J. M., McCain, E. B. (2011). Former range and decline of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) reconstructed using verified records. *Journal of Mammalogy*, 92 (5): 1081-1090.

Gil-Sánchez, J. M., Moral, M., Bueno, J., Rodríguez-Siles, J., Lillo, S., Pérez, J., Martín, J. M., Valenzuela, G., Garrote, G., Torralba, B., Simón-Mata, M. A. (2011). The use of camera trapping for estimating Iberian lynx (*Lynx pardinus*) home ranges. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (6): 1203-1211.

Gil-Sánchez, J. M., Sánchez-Clemot, J. F., Molino, F., Valenzuela, G., Moleón, M. (1998). Presencia actual del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en la provincia de Granada. *Galemys*, 10: 47-52.

- Godoy, J. A., Casas-Marce, M., Fernández, J. (2009). Genetic issues in the implementation of the Iberian Lynx Ex situ Programme. Pp. 87-99. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.
- Goeritz, F., Vargas, A., Martínez, F., Hildebrandt, T. B., Naidenko, S. V., Palomares, F., López-Bao, J. V., Pérez, M. J., Quevedo, M. A., Jewgenow, K. (2009). Ultrasonographical assessment of structure and function of the male and female reproductive organs in the Eurasian and the Iberian lynx. Pp. 366-375. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.
- Goncalves, A., Igrejas, G., Radhouani, H., Santos, T., Monteiro, R., Pacheco, R., Alcaide, E., Zorrilla, I., Serra, R., Torres, C., Poeta, P. (2013). Detection of antibiotic resistant enterococci and *Escherichia coli* in free range Iberian Lynx (*Lynx pardinus*). *Science of the Total Environment*, 456: 115-119.
- González Oreja, J. A. (1998). Non-natural mortality of the Iberian lynx in the fragmented population of Sierra de Gata (W Spain). *Misc. Zool.*, 21: 31-35.
- González Oreja, J. A., González Vázquez, J.G. (1996). Situación del lince ibérico en Sierra de Gata. *Doñana Act. Vert.*, 23: 91-98.
- Graells, M.P. (1897). *Fauna Mastodológica Ibérica*. Real Academia de Ciencias, Madrid.
- Guil, F., Agudín, S., El-Khadir, N., Fernández-Olalla, M., Figueredo, J., Domínguez, F. G., Garzón, P., González, G., Muñoz-Igualada, J., Oria, J., Silvestre, F. (2010). Factors conditioning the camera-trapping efficiency for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *European Journal of Wildlife Research*, 56 (4): 633-640.
- Guzmán, J. N., García, F. J., Garrote, G., Pérez de Ayala, R., Iglesias Llamas, M. C. (2003). Censo-diagnóstico de las poblaciones de lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España, 2000-2002. *Boletín de los programas de Conservación de Especies Amenazadas y del Inventario de Biodiversidad*, 5: 9-11.
- Jewgenow, K., Braun, B. C., Goeritz, F., Voigt, C. C., Martínez, F., Anaya, L., Vargas, A., Dehnhard, M. (2009). Pregnancy diagnosis in Iberian lynx (*Lynx pardinus*) based on urinary and blood plasma hormones. Pp. 376-388. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.
- Jewgenow, K., Naidenko, S.V., Goeritz, F., Vargas, A., Dehnhard, A. (2006). Monitoring testicular activity of male Eurasian (*Lynx lynx*) and Iberian (*Lynx pardinus*) lynx by fecal testosterone metabolite measurement. *General and Comparative Endocrinology*, 149 (2): 151-158.
- Jiménez, M. A., Sánchez, B., García, P., Pérez, M. D., Carrillo, M. E., Moreno, F. J., Pena, L. (2009). Diseases of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*): histopathological survey, lymphoid depletion, glomerulonephritis and related clinical findings. Pp. 210-218. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.
- Johnson, W. E., Godoy, J. A., Palomares, F., Delibes, M., Fernandes, M., Revilla, E., O'Brien, S. J. (2004). Phylogenetic and phylogeographic analysis of Iberian lynx populations. *J. Hered.*, 95: 19-28.
- Johnson, W. E., O'Brien, S. J. (1997). Phylogenetic reconstruction of the Felidae using 16S rRNA and NADH-5 mitochondrial genes. *J. Mol. Evol.*, 44: S98-S116.
- Kurtén, B. (1968). *Pleistocene mammals of Europe*. Weidenfeld & Nicolson, London.
- Kurtén, B. (1978). The lynx from Etouaires, *Lynx issiodorensis* (Croizet and Jobert), late Pliocene. *Ann. Zool. Fenn.*, 15: 314-322.

Kurtén, B., Granqvist, E. (1987). Fossil pardel lynx (*Lynx pardina spelaea* Boule) from a cave in southern France. *Ann. Zool. Fenn.*, 24: 39-43.

Lauk, H. D. (1976). Tierknochenfunde aus bronzezeitlichen Siedlungen bei Monachil und Purullena (provinz Granada). *Studien über frühe Tierknochenfunde von der Iberischen Halbinsel*, 6: 1-117.

León, C. I., García-Bocanegra, I., McCain, E., Rodríguez, E., Zorrilla, I., Gómez, A. M., Ruiz, C., Molina, I., Gómez-Guillamón, F. (2017). Prevalence of selected pathogens in small carnivores in reintroduction areas of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *The Veterinary Record*, 180 (10): 252.

León-Quinto, T., Simón, M. A., Cadenas, R., Jones, J., Ruiz, V., Moreno, J. M., Soria, B. (2009). An Iberian lynx Biological Resource Bank and its applications to the in situ and ex situ conservation of the species. Pp. 316-324. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

León-Quinto, T., Simón, M. A., Sánchez, A., Martín, F., Soria, B. (2011). Cryobanking the genetic diversity in the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*) from skin biopsies. Investigating the cryopreservation and culture ability of highly valuable explants and cells. *Cryobiology*, 62 (2): 145-151.

López, G., López, M., Fernández, L., Ruiz, G., Arenas, R., del Rey, T., Gil, J. M., Garrote, G., García, M., Simón, M. (2012). Population development of the Iberian lynx since 2002. *Cat News*, 57: 34.

López, G., López-Parra, M., Fernández, L., Martínez-Granados, C., Martínez, F., Meli, M. L., Gil-Sánchez, J. M., Viqueira, N., Díaz-Portero, M. A., Cadenas, R., Lutz, H., Vargas, A., Simón, M. A. (2009). Management measures to control a feline leukemia virus outbreak in the endangered Iberian lynx. *Animal Conservation*, 12 (3): 173-182.

López, G., López-Parra, M., Garrote, G., Fernández, L., del Rey-Wamba, T., Arenas-Rojas, R., García-Tardío, M., Ruiz, G., Zorrilla, I., Moral, M., Simon, M. A. (2014). Evaluating mortality rates and causalities in a critically endangered felid across its whole distribution range. *European Journal of Wildlife Research*, 60 (2): 359-366.

López, G., Martínez, F., Meli, M. L., Bach, E., Martínez-Granados, C., López-Parra, M., Fernández, L., Ruiz, G., Vargas, A., Molina, I., Díaz-Portero, M. A., Gil-Sánchez, J. M., Cadenas, R., Pastor, J., Lutz, H., Simon, M. A. (2009b). A feline leukemia virus (FeLV) outbreak in the Doñana Iberian lynx population. Pp. 234-246. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

López, G., López-Parra, M., Fernández, L., Simon, M. A. (2011). Feline leukaemia virus outbreak in the Iberian lynx in 2007: analysing partial data may lead to misconceptions. *Animal Conservation*, 14 (3): 246-248.

López, I., Pineda, C., Muñoz, L., Raya, A., López, G., Aguilera-Tejero, E. (2016). Chronic Vitamin D Intoxication in Captive Iberian Lynx (*Lynx pardinus*). *Plos One*, 11 (5): e0156331.

López-Bao, J. V., Palomares, F., Rodríguez, A., Delibes, M. (2010). Effects of food supplementation on home-range size, reproductive success, productivity and recruitment in a small population of Iberian lynx. *Animal Conservation*, 13 (1): 35-42.

López-Bao, J. V., Palomares, F., Rodríguez, A., Ferreras, P. (2011). Intraspecific interference influences the use of prey hotspots. *Oikos*, 120 (10): 1489-1496.

López-Bao, J. V., Rodríguez, A., Ales, E. (2008). Field observation of two males following a female in the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) during the mating season. *Mammalian Biology*, 73 (5): 404-406.

López-Bao, J. V., Rodríguez, A., Delibes, M., Fedriani, J. M., Calzada, J., Ferreras, P., Palomares, F. (2014). Revisiting food-based models of territoriality in solitary predators. *Journal of Animal Ecology*, 83 (4): 934-942.

López-Bao, J. V., Rodríguez, A., Palomares, F. (2008). Behavioural response of a trophic specialist, the Iberian lynx, to supplementary food: Patterns of food use and implications for conservation. *Biological Conservation*, 141 (7): 1857-1867.

López-Bao, J. V., Rodríguez, A., Palomares, F. (2009). Competitive asymmetries in the use of supplementary food by the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *PLoS ONE*, 4 (10): e7610.

López-Bao, J. V., Rodríguez, A., Palomares, F. (2010). Abundance of wild prey modulates consumption of supplementary food in the Iberian lynx. *Biological Conservation*, 143 (5): 1245-1249.

Lozano, J., Fuente, U., Atienza, J. C., Cabezas, S., Aransay, N., Hernández, C., Virgós, E. (Coord.) (2016). *Zonas Importantes para los Mamíferos (ZIM) de España*. SECEM-Tundra Ediciones, Castellón. 780 pp.

Luaces, I., Aguirre, E., García-Montijano, M., Velarde, J., Tesouro, M. A., Sánchez, C., Galka, M., Fernández, P. Sainz, A. (2005). First report of an intraerythrocytic small piroplasm in wild Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Wildlife Diseases*, 41 (4): 810-815.

Luaces, I., Domenech, A., García-Montijano, M., Collado, V. M., Sánchez, C., Tejerizo, J. G., Galka, M., Fernández, P., Gómez-Lucía, E. (2008). Detection of feline leukemia virus in the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 20 (3): 381-385.

Manhart, H., von den Driesch, A., Liesau, C. (2000). Investigaciones arqueozoológicas en Fuente Álamo. Pp. 223-240. En: Schubart, H., Pingel, V., Arteaga, O. (Eds.). *Fuente Álamo. Las excavaciones arqueológicas 1977-1991 en el poblado de la Edad del Bronce*. Consejería de Cultura de la Junta de Andalucía, Sevilla.

Martín-Atance, P., León-Vizcaino, L., Palomares, F., Revilla, E., González-Candela, M., Calzada, J., Cubero-Pablo, M. J., Delibes, M. (2006). Antibodies to *Mycobacterium bovis* in wild carnivores from Donana National Park (Spain). *Journal of Wildlife Diseases*, 42 (3): 704-708.

Martín Penela, A. J. (1988). Los grandes mamíferos del yacimiento achelense de la Solana del Zamborino, Fonelas (Granada, España). *Antropol. Paleoecol. Humana*, 5: 29-188.

Martínez, F., López, G., Pastor, J., Zorrilla, I., Muñoz, A., García, I., Pena, L., Jiménez, M. A., Pérez, M. J., Molina, I., Aguilar, J. M., Quevedo, M. A., Meli, M. L., Lutz, H., Vargas, A. (2009). Integrating health issues into the conservation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). Pp. 166-182. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Martínez de la Puente, J., Méndez, M., Ruiz, S., Godoy, J. A., Soriguer, R. C., Figuerola, J. (2015). Individual identification of endangered species using mosquito blood meals: a proof-of-concept study in Iberian lynx. *Parasitology Research*, 114 (4): 1607-1610.

Masot, A. J., Gil, M., Risco, D., Jiménez, O. M., Núñez, J. I., Redondo, E. (2017). Pseudorabies virus infection (Aujeszky's disease) in an Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Spain: a case report. *BMC Veterinary Research*, 13: 6.

Matjuschkina, E. N. (1978). *Der luchs*. A. Ziemsen, Wittenberg.

Meli, M. L., Cattori, V., Martínez, F., López, G., Vargas, A., Simon, M. A., Zorrilla, I., Muñoz, A., Palomares, F., López-Bao, J. V., Pastor, J., Tandon, R., Willi, B., Hofmann-Lehmann, R., Lutz, H. (2009). Feline leukemia virus and other pathogens as important threats to the survival of the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *PLoS ONE*, 4 (3): e4744.

Meli, M., Cattori, V., Martínez, F., López, G., Vargas, A., Simon, M., Zorrilla, I., Muñoz, A., Palomares, F., López-Bao, J. V., Pastor, J., Tandon, R., Willi, B., Hofmann-Lehmann, R., Lutz, H. (2009b). Threats to the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) by feline pathogens. Pp. 220-233. En:

Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Millán, J., Candela, M. G., López-Bao, J. V., Pereira, M., Jiménez, M. A., León-Vizcaíno, L. (2009). Leptospirosis in wild and domestic carnivores in natural areas in Andalusia, Spain. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 9 (5): 549-554.

Millán, J., Casanova, J. C. (2007). Helminth parasites of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*) and sympatric carnivores. *Journal of Helminthology*, 81 (4): 377-380.

Millán, J., Naranjo, V., Rodríguez, A., Pérez de la Lastra, J. M., Mangold, A. J., de la Fuente, J. (2007). Prevalence of infection and 18S rRNA gene sequences of *Cytauxzoon* species in Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Spain. *Parasitology*, 134 (7): 995-1001.

Millán, J., Ruiz-Fons, F., Márquez, F. J., Viota, M., López-Bao, J. V., Martín-Mateo, M. P. (2007). Ectoparasites of the endangered Iberian lynx *Lynx pardinus* and sympatric wild and domestic carnivores in Spain. *Medical and Veterinary Entomology*, 21 (3): 248-254.

Miller, G. S. (1912). *Catalogue of the mammals of western Europe*. British Museum, London.

Monterroso, P., Alves, P. C., Ferreras, P. (2014). Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: implications for species coexistence. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 68 (9): 1403-1417.

Monterroso, P., Garrote, G., Serronha, A., Santos, E., Delibes-Mateos, M., Abrantes, J., Pérez de Ayala, R., Silvestre, F., Carvalho, J., Vasco, I., Lopes, A. M., Maio, E., Magalhaes, M. J., Mills, L. S., Esteves, P. J., Simón, M. A., Alves, P. C. (2016). Disease-mediated bottom-up regulation: An emergent virus affects a keystone prey, and alters the dynamics of trophic webs. *Scientific Reports*, 6: 36072.

Nowell, K., Jackson, P. (1996) *Wild cats: status survey and conservation action plan*. International Union for the Conservation of Nature, Gland.

Núñez-Díaz, J. A., Balebona, M. C., Alcaide, E. M., Zorrilla, I., Morinigo, M. A. (2017). Insights into the fecal microbiota of captive Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *International Microbiology*, 20 (1): 31-41.

Palma, L. A. (1980). Sobre distribuição, ecologia y conservação do lince ibérico em Portugal. *Actas I Reunión Iberoamer. Zool. Vert.*: 569-586.

Palma, L., Beja, P., Rodrigues, M. (1999). The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution. *J. Appl. Ecol.*, 36: 812-824.

Palomares, F. (2001). Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *J. Appl. Ecol.*, 38: 9-18.

Palomares, F. (2009). Considerations for planning Iberian lynx translocations into Doñana National Park. Pp. 436-442. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Aldama, J., Revilla, E., Calzada, J., Fernández, N. (2003). Estructura de la metapoblación de lince de Doñana. Pp. 505-526. En: Pérez, J.M. (Ed.). *In Memoriam al Prof. Dr. Isidoro Ruiz Martínez*. Universidad de Jaén, Jaén.

Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Calzada, J., Revilla, E. (2000). Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal, and postdispersal habitats. *Conserv. Biol.*, 14: 809-818.

Palomares, F., Delibes, M., Godoy, J. A., Píriz, A., Revilla, E., Ruiz, G., Rivilla, J. C., Conradi, S. (1999). *Determinación de la presencia y tamaño poblacional del lince ibérico usando técnicas moleculares y un sistema de información geográfico*. Informe de circulación restringida. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y CSIC, Sevilla.

- Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J., Fedriani, J. M. (2001). Spatial ecology of the Iberian lynx and abundance of European rabbit in southwestern Spain. *Wildl. Monogr.*, 148: 1-36.
- Palomares, F., Ferreras, P., Fedriani, J. M., Delibes, M. (1996). Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *J. Appl. Ecol.*, 33: 5-13.
- Palomares, F., Ferreras, P., Travaini, A., Delibes, M. (1998). Co-existence between Iberian lynx and Egyptian mongooses: estimating interaction strength by structural equation modelling and testing by an observational study. *J. Anim. Ecol.*, 67: 967-978.
- Palomares, F., Gaona, P., Ferreras, P., Delibes, M. (1995). Positive effects of top predators on game species by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses and rabbits. *Conserv. Biol.*, 9: 295-305.
- Palomares, F., Godoy, J. A., López-Bao, J. V., Rodríguez, A., Roques, S., Casas-Marce, M., Revilla, E., Delibes, M. (2012). Possible Extinction Vortex for a Population of Iberian Lynx on the Verge of Extirpation. *Conservation Biology*, 26 (4): 689-697.
- Palomares, F., Godoy, J. A., Piriz, A., O'Brien, S. J., Johnson, W. E. (2002). Faecal genetic analysis to determine the presence and distribution of elusive carnivores: design and feasibility for the Iberian lynx. *Mol. Ecol.*, 11: 2171-2182.
- Palomares, F., López-Bao, J. V., Rodríguez, A. (2011). Feline leukaemia virus outbreak in the endangered Iberian lynx and the role of feeding stations: a cautionary tale. *Animal Conservation*, 14 (3): 242-245.
- Palomares, F., Rivilla, J. C. (2003). Primeros resultados sobre la alimentación suplementaria de lince ibérico en libertad mediante el uso de corrales. *Galemys*, 15: 31-41.
- Palomares, F., Revilla, E., Calzada, J., Fernández, N., Delibes, M. (2005). Reproduction and pre-dispersal survival of Iberian lynx in a subpopulation of the Donana National Park. *Biological Conservation*, 122 (1): 53-59.
- Palomares, F., Rodríguez, A., Laffitte, R., Delibes, M. (1991). The status and distribution of the Iberian lynx, *Felix pardina* (Temminck) in Coto Doñana area, SW Spain. *Biol. Conserv.*, 57: 159-169.
- Palomares, F., Rodríguez, A., Revilla, E., López-Bao, J. V., Calzada, J. (2011). Assessment of the Conservation Efforts to Prevent Extinction of the Iberian Lynx. *Conservation Biology*, 25 (1): 4-8.
- Pastor, J., Bach-Raich, E., Mesalles, M., García, I., Martínez, F., Vargas, A., Cuenca, R., Lavin, S. (2009). Haematological reference values for the Iberian lynx. Pp. 184-196. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.
- Pelican, K. M., Abaigar, T., Vargas, A., Rodríguez, J. M., Bergara, J., López, J., Vázquez, A., Chaparro, J. M., Brown, J., Wildt, D. E. (2009). Unusual gonadal hormone profiles in the Iberian lynx as determined by fecal monitoring. Pp. 340-351. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.
- Pérez, J., Calzada, J., León Vizcaíno, L., Cubero, M. J., Velarde, J., Mozos, E. (2001). Tuberculosis in an Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Vet. Rec.*, 148: 414-415.
- Pérez, J. M., Palma, R.L. (2001). A new species of *Felicola* (Phthiraptera: Trichodectidae) from the endangered Iberian lynx: Another reason to ensure its survival. *Biodiv. Conserv.*, 10: 929-937.
- Pertoldi, C., García-Perea, R., Godoy, J. A., Delibes, M., Loeschcke, V. (2006). Morphological consequences of range fragmentation and population decline on the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology*, 268 (1): 73-86.

- Pires, A. E., Fernandes, M. L. (2003). Last lynxes in Portugal? Molecular approaches in a pre-extinction scenario. *Conserv. Genet.*, 4: 525-532.
- Rau, J. R., Beltrán, J. F., Delibes, M. (1985). Can the increase of fox density explain the decrease in lynx numbers at Doñana? *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 40: 145-150.
- Real, R., Barbosa, A. M., Rodríguez, A., García, F. J., Vargas, J. M., Palomo, L. J., Delibes, M. (2009). Conservation biogeography of ecologically interacting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distributions*, 15 (3): 390-400.
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, P., Delibes, M. (2004). Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: From individual behavior to metapopulation-level parameters. *American Naturalist*, 164 (5): E130-E153.
- Rivas, A., Martínez, F., Sánchez, I., Aguilar, J. M., Quevedo, M. A., Bergara, J., Vázquez, E., Cuadrado, M., Vargas, A. (2009). Hand-rearing of Iberian lynx cubs. Pp. 108-124. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.
- Robinson, I. A., Delibes, M. (1988). The distribution of faeces by the Spanish Lynx (*Felis pardina*). *J. Zool., Lond.*, 216: 577-582.
- Rodríguez, A. (1997). *Fragmentación de poblaciones y conservación de carnívoros*. Tesis doctoral. Universidad Complutense. Madrid.
- Rodríguez, A. (2002). *Lynx pardinus* (Temminck, 1827) Lince ibérico. Pp. 302-305. En: Palomo, L.J., Gisbert, J. (Eds.). *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Rodríguez, A. (2007). *Lynx pardinus* (Temminck, 1827). Pp. 342-344. En: Palomo, L. J., Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. 586 pp.
- Rodríguez, A., Barrios, L., Delibes, M. (1995) Experimental release of an Iberian lynx *Lynx pardinus*. *Biodivers. Conserv.*, 4: 382-394.
- Rodríguez, A., Calzada, J. (2015). *Lynx pardinus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*: e.T12520A50655794.
- Rodríguez, A., Carbonell, E. (1998) Gastrointestinal parasites of the Iberian lynx and other wild carnivores from central Spain. *Acta Parasitol.*, 43: 128-136.
- Rodríguez, A., Delibes, M. (1990). *El lince ibérico en España. Distribución y problemas de conservación*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Rodríguez, A., Delibes, M. (1992). Current range and status of the Iberian lynx (*Felis pardina* Temminck 1824) in Spain. *Biol. Conserv.*, 61: 189-196.
- Rodríguez, A., Delibes, M. (2002). Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx. *Ecography*, 25: 314-328.
- Rodríguez, A., Delibes, M. (2003). Population fragmentation and extinction in the Iberian lynx. *Biol. Conserv.*, 109: 321-331.
- Rodríguez, A., Delibes, M. (2004). Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40 year period of range contraction. *Biol. Conserv.*, 118: 151-161.
- Rodríguez, A., Delibes, M., Palomares, F. (2003). *Lince ibérico: Bases para la reintroducción del lince en las sierras de Cádiz*. GIASA, Consejería de Obras Públicas y Transporte. Sevilla.
- Rodríguez, R., Ramírez, O., Valdiosera, C. E., García, N., Alda, F., Madurell-Malapeira, J., Marmi, J., Doadrio, I., Willerslev, E., Gotherstrom, A., Arsuaga, J. L., Thomas, M. G., Lalueza-Fox, C., Dalen, L. (2011). 50,000 years of genetic uniformity in the critically endangered Iberian lynx. *Molecular Ecology*, 20 (18): 3785-3795.

Rodríguez, A., Vargas, A., Delibes, M. (2001). Elementos para elaborar una estrategia para la conservación del lince ibérico. Pp. 434-445. En: Camprodon J., Plana, E. (Eds.). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada*. Edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona.

Rodríguez-Varela, R., Tagliacozzo, A., Ureña, I., García, N., Cregut-Bonnoure, E., Mannino, M. A., Arsuaga, J. L., Valdiosera, C. (2015). Ancient DNA evidence of Iberian lynx palaeoendemism. *Quaternary Science Reviews*, 112: 172-180.

Roelke, M. E., Johnson, W. E., Millán, J., Palomares, F., Revilla, E., Rodríguez, A., Calzada, J., Ferreras, P., León-Vizcaíno, L., Delibes, M., O'Brien, S. J. (2008). Exposure to disease agents in the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *European Journal of Wildlife Research*, 54 (2): 171-178.

Roldán, E. R. S., Gomendio, M., Garde, J. J., Ganán, N., González, R., Crespo, C., Arregui, L. (2009). A genetic resource bank and assisted reproduction for the critically endangered Iberian lynx. Pp. 304-314. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Ruiz, G., López, M., Fernández, L., Franco, J. A., López, G., Simón, M. A. (2009). Short communication on the first Iberian lynx translocation from Sierra Morena to the Doñana population. Pp. 444-450. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Sáenz de Santa María, A., Tellería, J. L. (2015). Wildlife-vehicle collisions in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 61 (3): 399-406.

Sánchez, J. L., Molina, J., Samblás, F. J., Virgós, E. (1998). Nuevos datos sobre las poblaciones de lince Ibérico *Lynx pardinus* (Temminck, 1827) en el sur de la provincia de Jaén (sur de España). *Galemys*, 10: 121-127.

Santos-Silva, M. M., Melo, P., Santos, N., Antunes, S., Duarte, L. R., Ferrolho, J., Milhano, N., Santos, P. T., Domingos, A., Santos, A. S. (2017). PCR screening of tick-borne agents in sensitive conservation areas, Southeast Portugal. *Molecular and Cellular Probes*, 31: 42-45.

Sarmiento, P., Cruz, J., Ferreira, C., Monterroso, P., Serra, R., Tarroso, P., Negroes, N. (2009). Conservation status and action plan for the recovery of Iberian lynx populations in Portugal. Pp. 32-40. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Sarmiento, P., Cruz, J., Monterroso, P., Tarroso, P., Ferreira, C., Negroes, N., Eira, C. (2009). Status survey of the critically endangered Iberian lynx *Lynx pardinus* in Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 55 (3): 247-253.

Sarmiento, P., Gomes, P., Caim, F., López-Parra, M., Sáez, J. M., Fernández, L., Sanabria, R., Valero, A., López, G., Simón, M. A. (2014). A long distance dispersal of a male Iberian lynx. *Cat News*, 61: 12-14.

Simón, M. A., Cadenas, R., Gil-Sánchez, J. M., López-Parra, M., García, J., Fernández, L., Ruiz, G., López, G. (2009). Conservation of free-ranging Iberian lynx (*Lynx pardinus*) populations in Andalusia. pp. 42-45. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.

Simón, M. A., Gil-Sánchez, J. M., Ruiz, G., Garrote, G., McCain, E. B., Fernández, L., López-Parra, M., Rojas, E., Arenas-Rojas, R., Del Rey, T., García-Tardío, M., López, G. (2012). Reverse of the Decline of the Endangered Iberian Lynx. *Conservation Biology*, 26 (4): 731-736.

Sobrino, R., Dubey, J. P., Pabón, M., Linarez, N., Kwok, O. C., Millán, J., Arnal, M. C., Luco, D. F., López-Gatius, F., Thulliez, P., Gortazar, C., Almería, S. (2008). *Neospora caninum* antibodies in wild carnivores from Spain. *Veterinary Parasitology*, 155 (3-4): 190-197.

- Sobrino, R., Ferroglio, E., Oleaga, A., Romano, A., Millán, J., Revilla, A., Arnal, M. C., Triscioglio, A., Gortazar, C. (2008). Characterization of widespread canine leishmaniasis among wild carnivores from Spain. *Veterinary Parasitology*, 155 (3-4): 198-203.
- Soto, C., Palomares, F. (2015). Coexistence of sympatric carnivores in relatively homogeneous Mediterranean landscapes: functional importance of habitat segregation at the fine-scale level. *Oecologia*, 179 (1): 223-235.
- Torres, J., García Perea, R., Gisbert, J., Feliú, C. (1998). Helminth fauna of the Iberian lynx, *Lynx pardinus*. *J. Helminthol.*, 72: 221-226.
- Valverde, J. A. (1957). Notes écologiques sur le lynx d'Espagne *Felis lynx pardina* Temminck. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 1: 51-67.
- Valverde, J. A. (1960). Vertebrados de las marismas del Guadalquivir. *Archivos del Instituto de Aclimatación de Almería*, 9: 1-168.
- Valverde, J. A. (1963). *Información sobre el lince español*. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza, Madrid.
- Valverde, J. A. (1967). *Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres*. Monografías de la Estación Biológica de Doñana, CSIC. Madrid.
- Vargas, A., Sánchez, I., Martínez, F., Rivas, A., Godoy, J. A., Roldan, E., Simón, M. A., Serra, R., Pérez, M. J., Sliwa, A., Delibes, M., Aymerich, M., Breitenmoser, U. (2009). Interdisciplinary methods in the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) conservation breeding programme. Pp. 56-71. En: Vargas, A., Breitenmoser, C., Breitenmoser, U. (Eds.). *Conservación Ex situ del Lince Ibérico: Un Enfoque Multidisciplinar*. Fundación Biodiversidad, Madrid. 533 pp.
- Werdelin, L. (1981). The evolution of lynxes. *Ann. Zool. Fenn.*, 18: 37-71.
- Werdelin, L. (1990). Taxonomic status of the pardin lynx. *Cat News*, 13: 18.
- Vicente, J., Palomares, F., Ruiz de Ibañez, R., Ortiz, J. (2004). Epidemiology of *Ancylostoma* spp. in the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in the Donana National Park, south-west Spain. *Journal of Helminthology*, 78 (2): 179-183.
- Von Arx, M., Breitenmoser-Wursten, C. (2011). *Lynx pardinus*. En: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- Willi, B., Filoni, C., Catao-Dias, J. L., Cattori, V., Meli, M. L., Vargas, A., Martínez, F., Roelke, M. E., Ryser-Degiorgis, M. P., Leutenegger, C. M., Lutz, H., Hofmann-Lehmann, R. (2007). Worldwide occurrence of feline hemoplasma infections in wild felid species. *Journal of Clinical Microbiology*, 45 (4): 1159-1166.
- Yerga, J., Calzada, J., Manteca, X., Herrera, I., Vargas, A., Rivas, A. (2016). Lactation and Suckling Behavior in the Iberian Lynx. *Zoo Biology*, 35 (3): 216-221.
- Yerga, J., Calzada, J., Manteca, X., Vargas, A., Pérez, M. J., Palomares, F., Rivas, A. (2015). Ontogeny of daily activity and circadian rhythm in the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Applied Animal Behaviour Science*, 169: 62-68.
- Yerga, J., Calzada, J., Manteca, X., Vargas, A., Rivas, A. (2014). Early Development and Growth in Captive-Born Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Zoo Biology*, 33 (5): 381-387.
- Zapata, S. C., Perea, R. G., Beltrán, J. F., Ferreras, P., Delibes, M. (1997). Age determination of Iberian lynx (*Lynx pardinus*) using canine radiograph and cementum annuli enumeration. *Z. Säugetierk.*, 62: 119-123.