

## **Ciervo – *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758**

**Juan Carranza**

Cátedra de Biología y Etología, Facultad de Veterinaria  
Universidad de Extremadura, 10071 Cáceres

Unidad de Investigación en Ungulados  
Cátedra de Recursos Cinegéticos y Piscícolas (CRCP)  
Universidad de Córdoba, 14071 Córdoba

Versión 28-08-2017

Versiones anteriores: 29-10-2004; 9-04-2007; 7-08-2008; 17-02-2011; 24-02-2011



## Descripción

El ciervo ibérico posee un pelaje donde predomina el color marrón uniforme, con la zona ventral de tono más claro, y un escudo anal también de tono más claro hasta casi blanco, flanqueado por bandas oscuras, con la cola corta de color marrón claro. Los cervatillos tienen un pelaje característico con fondo marrón y manchas o "pintas" blancas que mantienen durante aproximadamente los tres primeros meses de vida (Geist, 1998).

Las hembras poseen 4 mamas en posición ventro-posterior.

La fórmula dental en el ciervo es I 0/3, C 1/1, P 3/3, M 3/3. Carece de incisivos superiores y el canino inferior se ha modificado hasta adoptar forma de incisivo. Presentan dentadura juvenil o de leche que van renovando progresivamente. El patrón de emergencia de las piezas dentales permanentes es útil en la determinación de la edad durante los tres primeros años de vida (Azorit et al., 2002a). A partir de esa edad se utilizan los anillos de crecimiento del cemento dental tanto en la raíz de incisivos y caninos como entre las raíces de los molares (Azorit et al. 2002b,c,d). Los dientes permanentes no crecen más una vez han emergido y se van desgastando con el uso. Los machos desgastan los dientes a una tasa mayor que las hembras, especialmente durante la madurez reproductiva (entre los 6 y los 9 años), de modo que agotan completamente los primeros molares hacia los 12 años mientras que las hembras lo hacen después de los 16 (Carranza et al., 2004).

Existe dimorfismo sexual en tamaño. En áreas ocupadas por ecosistemas de tipo mediterráneo esclerófilo, los machos, a partir de dos años de edad, tienen una longitud total cabeza-cola entre 160 y 220 cm, una altura a la cruz entre 90 y 120 cm, tarso entre 35 y 47 cm, y peso entre 80 y 160 kg. Las hembras a partir de dos años miden de la cabeza a la cola entre 160 y 195 cm, altura a la cruz entre 90 y 110 cm, tarso entre 35 y 45 cm, y peso entre 50 y 100 kg (Alarcos et al., en preparación). El crecimiento corporal y desarrollo de las cuernas está fuertemente relacionado con las condiciones ambientales y con la densidad poblacional (Azorit et al., 2002e; 2003; Fierro et al., 2002), por lo que el tamaño y el peso corporal son caracteres altamente variables entre poblaciones. No es extraño encontrar en determinadas poblaciones sobre todo en áreas de bosques caducifolios del norte de la Península Ibérica cifras que sobrepasan ampliamente los rangos de valores citados arriba para el monte mediterráneo. Tamaño y masa corporal son mucho más variables en los machos que en las hembras. Las diferencias ambientales entre poblaciones se manifiestan más en el tamaño y peso de los machos que en el de las hembras y producen por tanto variaciones en el dimorfismo sexual (Alarcos et al., en preparación).

Los machos desarrollan a partir del primer año cuernas de origen óseo, que renuevan todos los años. Las hembras carecen de cuernas. Las cuernas son caracteres producidos por selección sexual que se emplean en las luchas que tienen lugar durante el período de celo. Están formadas por un tronco central que se ramifica en puntas o candiles. En el ciervo adulto, pueden distinguirse de abajo arriba los siguientes tipos de puntas, aunque no todas están presentes en todos los ejemplares: dos pares de luchaderas, un par de puntas centrales, y un número muy variable de puntas en la parte superior llamada corona. Las cuernas de los animales de un año suelen consistir en un par de varas no ramificadas, aunque pueden presentar ya varias puntas en algunos ejemplares. Al segundo año puede tener ya entre 6 y 12 puntas, y tiende a aumentar su tamaño y número de puntas en los años siguientes. En su máximo desarrollo, que en los ejemplares ibéricos en libertad suele ocurrir en torno a los 7 u 8 años, algunos ejemplares llegan a superar el metro de longitud y pueden tener un número de puntas total cercano a las 20. A partir de los 9 años, aproximadamente, la cuerna se produce cada año de menor tamaño, y especialmente con menor número de puntas.

La primera cuerna comienza a crecer (según datos obtenidos en cautividad) con una edad media de 38,5 semanas (rango = 34 - 44) y un peso medio de 68,3 kg (rango = 57,0 – 78,8) kg (Gaspar-López et al., 2007).<sup>1</sup> El tamaño de la primera cuerna está relacionado con la cantidad de leche proporcionada por la madre (Gaspar-López et al., 2008).<sup>1</sup>

La inversión en la formación de las cuernas en machos mayores de dos años depende de la edad más que de la masa corporal o la condición física (Gómez et al., 2012).<sup>3</sup>

La composición mineral de la cuerna refleja la composición mineral de la dieta (Estévez et al., 2009).<sup>2</sup> La formación de las cuernas es costosa pues en individuos mantenidos en cautividad la profundidad del hueso cortical y el porcentaje mineral y de proteínas es mayor que la

observada en individuos en libertad (Ceacero y Gallego, 2008).<sup>1</sup> El estado de hidratación de los cuernos afecta a sus propiedades mecánicas. La cuerna está seca durante el periodo de las peleas entre machos, lo que le permite absorber mejor los golpes y dificulta su rotura (Currey et al., 2009)<sup>2</sup>.

El cariotipo es  $2n = 68$ .

### Variación geográfica

En la península Ibérica hay dos taxones descritos, *Cervus elaphus hispanicus* Hilzheimer 1909, descrito de “entre el río Odiel y el Guadalquivir, Huelva” (Bützler, 1986) y *Cervus elaphus bolivari* Cabrera 1911, descrito de El Pardo (Madrid) (Cabrera, 1911)<sup>3</sup>.

Las poblaciones ibéricas se han asignado a la subespecie *Cervus elaphus hispanicus* (Geist, 1998; Carranza, 2002), por su talla menor a la de la subespecie nominal, coloración más gris y cráneo más pequeño (Bützler, 1986). El taxón *Cervus elaphus bolivari* Cabrera 1911 (Cabrera, 1911, 1914) se ha considerado sinónimo de *C. e. hispanicus*.

La taxonomía subespecífica de *C. elaphus*, basada en caracteres morfológicos y de coloración, debería ser reexaminada de acuerdo con recientes estudios filogeográficos (Lovari et al., 2016)<sup>3</sup>.

Las poblaciones europeas presentan una estructura filogeográfica con tres linajes mitocondriales, occidental, oriental y mediterráneo, que sugiere aislamiento en refugios separados durante la última glaciación. El linaje occidental podría haberse originado en un refugio ibérico y el linaje mediterráneo en Cerdeña o en el norte de África (Skog et al., 2009)<sup>2</sup>.

Hay dos clados diferenciados en Europa, uno formado por los linajes del Cerdeña y el norte de África y otro formado por los linajes occidental y oriental. El linaje occidental está formado por dos grupos, por un lado las poblaciones del oeste de la península Ibérica (Extremadura) y por otro las poblaciones del centro y sur de la península Ibérica y del norte de Europa. La diferenciación entre los linajes oriental y occidental habría tenido lugar hace 227.000 años. La diferenciación entre el grupo occidental ibérico y el resto habría tenido lugar hace 109.000 años (Fernández-García et al., 2014<sup>3</sup>; Carranza et al., 2016)<sup>3</sup>.

En poblaciones históricamente aisladas como las de Doñana y Fraga/Caspe la diversidad genética es baja mientras que en poblaciones en las que se han introducido ejemplares de otras poblaciones la diversidad genética es mayor (Queiros et al., 2014)<sup>3</sup>.

En poblaciones con mayor disponibilidad de recursos (Sierra de San Pedro) la relación genética fue alta entre individuos cercanos geográficamente mientras que era baja entre individuos distantes. Por el contrario, en poblaciones con menor disponibilidad de recursos (Los Santos-Hornachuelos) la relación genética entre individuos era independiente de la distancia geográfica (Pérez-González et al., 2012)<sup>3</sup>.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 7-08-2008; 2. Alfredo Salvador. 17-02-2011; 3. Alfredo Salvador. 28-08-2017

### Hábitat

El ciervo existe en la mayor parte de los hábitats presentes en la Península Ibérica, que cuenten con praderas junto a cobertura vegetal leñosa al menos como refugio, desde llanuras a nivel del mar hasta áreas de alta montaña. Es un animal que utiliza preferentemente las áreas de transición (ecotonos) entre zonas boscosas o cubiertas con vegetación arbustiva y áreas abiertas donde exista producción de plantas herbáceas. El uso de áreas con cobertura vegetal y praderas abiertas sufre variaciones tanto diarias como estacionales. La actividad de alimentación tiene lugar preferentemente durante la noche, pero principalmente en ambos crepúsculos, y para ello pueden utilizar hábitats abiertos o de cobertura vegetal. El descanso, principalmente en horas centrales del día tiene lugar en zonas cubiertas. La alimentación del ciervo es mixta entre el pastoreo y el ramoneo, e incluye una amplia variedad de especies tanto herbáceas como arbustivas. La dieta se compone fundamentalmente de herbáceas en invierno y sobre todo en primavera (al menos hasta un 75%), aumentando la proporción de uso de las leñosas y frutos forestales en verano y otoño, lo cual se corresponde con el uso estacional de

los hábitats (Braza et al., 1984; Braza y Alvarez, 1989; Escós y Alados, 1992; Costa y Sáenz de Buruaga, 1994; Lazo et al., 1994; Aranda et al., 1995a; San José et al., 1997; Carvalho et al., 2012<sup>3</sup>; Alves et al., 2014<sup>3</sup>).

Selecciona positivamente los prados con dominancia de *Agrostis* sp. y negativamente aquellos en los que predomina *Brachypodium rupestre*, según un estudio realizado en el nordeste de Portugal (Bellu et al., 2012)<sup>3</sup>.

Evita pueblos y carreteras (Torres et al., 2014)<sup>3</sup>. Un fenómeno reciente es la presencia de ciervos en áreas situadas entre bosques y zonas urbanas. En el sur de Andalucía ha aumentado la presencia de ciervos en zonas con campos de golf y baja densidad de viviendas (Duarte et al., 2015)<sup>3</sup>.

Los machos seleccionan menos las zonas abiertas que las hembras (Carranza et al., 1991)<sup>3</sup>. Hay segregación de sexos en el uso de hábitat durante la primavera y el verano. Los machos se encuentran a menores altitudes cerca de campos de cultivo mientras que las hembras permanecen en sitios a mayor altitud. Las hembras con cría seleccionan áreas más cerradas que las hembras sin cría (Alves et al., 2013)<sup>3</sup>.

Los ciervos frotan las cuernas con los árboles, seleccionando troncos pequeños en el borde del bosque y en grandes claros (Ramos et al., 2006)<sup>1</sup>.

### **Tamaño de población**

Desde el punto de vista numérico, el ciervo en Iberia se encuentra en expansión. Aunque no existen censos fiables para todo el territorio nacional, se puede estimar que en la actualidad el número total de ciervos en España sobrepasa los trescientos mil individuos.

### **Abundancia**

La distribución actual suele ser en núcleos aislados, muchas veces con elevadas densidades que llegan a sobrepasar los 40 individuos por kilómetro cuadrado, rodeados de áreas de muy baja o nula densidad (Escós y Alados, 1988; Alvarez-Giménez, 1988; Saenz de Buruaga et al., 1991; Camina, 1995; Aranda et al., 1995b; Carranza, 1999).

La abundancia de ciervos en hábitats mediterráneos de Montes de Toledo, valle del río Guadiana y Sierra Morena se estima en 0,04 - 66,77 ciervos/100 ha (media= 19,51; n= 22 poblaciones) (Acevedo et al., 2008)<sup>2</sup>.

En el centro de Portugal se han estimado densidades de 3,1 ind./100 ha (Valente et al., 2017)<sup>3</sup>. En el Área Nacional de caza de Lombada y Serra de Montesinho (Portugal), se ha estimado una abundancia de 3,38 indiv./100 ha (Torres et al., 2015)<sup>3</sup>.

Hay pocos datos sobre capacidad de carga de ciervos según tipos de hábitat. En un hábitat mediterráneo (Quintos de Mora, Toledo) se ha estimado la capacidad de carga en 20-25 indiv./km<sup>2</sup> (Perea et al., 2014)<sup>3</sup>.

### **Estatus de conservación**

Categoría global IUCN (2015): Preocupación Menor LC (Lovari et al., 2016)<sup>3</sup>. Incluida anteriormente en la misma categoría (Lovari et al., 2010)<sup>2</sup>. Catalogada anteriormente como LR/lc (Deer Specialist Group, 1996)<sup>1</sup>.

Categoría España IUCN (2006): Preocupación menor LC (Blanco, 2007)<sup>1</sup>.

El ciervo es una especie cinegética, y ha sido desde siempre una pieza fundamental en la actividad venatoria humana. En las últimas temporadas se vienen cazando en España más de 60.000 ciervos al año, de ambos sexos. Es la pieza clave de la montería tradicional española, y muchos terrenos se organizan y se gestionan alrededor de este aprovechamiento. La explotación de la caza mayor, con el ciervo como pieza fundamental, constituye uno de los principales aprovechamientos de muchas áreas de dehesa y monte mediterráneo del suroeste español. La gestión adecuada de este recurso natural se ve hoy como un modo interesante de

compatibilizar el rendimiento económico y la conservación de esas áreas de alto valor natural (Carranza, 1999).

### Amenazas

Desde el punto de vista numérico no sufre amenaza alguna. Sin embargo, a pesar de su elevado número y de la tendencia a la expansión de sus poblaciones y áreas de distribución (Gortázar et al., 2000), el ciervo ibérico se enfrenta a un riesgo real de alteración genética (Carranza y Martínez, 2002; Carranza et al., 2003a; Fernández-García et al., 2014<sup>3</sup>). Estos riesgos se derivan de criterios erróneos en su manejo como especie de caza. Las principales amenazas son:

- la entrada de ejemplares procedentes de otras poblaciones europeas: principalmente de *Cervus elaphus hyppelaphus*, introducidos con la finalidad de cruzarlos con los autóctonos y producir individuos con trofeos de mayor tamaño. Existe igualmente la posibilidad de entrada de material genético (semén) sin que se importen ejemplares (Carranza et al., 2003a).

El mantenimiento de la diversidad genética del ciervo en la península Ibérica también requiere evitar las traslocaciones de ejemplares entre poblaciones de los dos linajes ibéricos (Carranza et al., 2016)<sup>3</sup>.

- los cambios genéticos producto de la fragmentación y aislamiento de sus poblaciones: tanto las cercas cinegéticas como la desproporción de sexos en muchas áreas sin cercas cinegéticas, pueden contribuir a acentuar la pérdida de variabilidad genética (Martínez et al., 2002).

La pérdida de diversidad genética puede producir un incremento de parásitos (Fernández de Mera et al., 2009)<sup>2</sup>.

- la selección artificial de los reproductores, especialmente en condiciones de cría en cautividad para su posterior introducción en la naturaleza: los criterios utilizados en la selección artificial producen cambios genéticos que difieren de los seleccionados por la selección natural y que son posteriormente introducidos en las poblaciones naturales (Carranza y Martínez, 2002).

De los tres factores anteriores, podemos diferenciar el primero como más grave y los otros dos como secundarios. La introgresión genética por importación de animales centroeuropeos ha ocurrido durante las últimas décadas y está ocurriendo en la actualidad. Estos animales se utilizan para producir híbridos que fenotípicamente son difíciles de diferenciar de los puros autóctonos, y que se incorporan con facilidad a las poblaciones naturales. La demanda de ejemplares con trofeos de mayor calidad en las fincas cinegéticas hace que los híbridos sean apreciados y puedan utilizarse para repoblaciones en otros terrenos y por tanto extenderse por todo el territorio nacional.

El alimento suplementario durante la época de la reproducción puede afectar a factores importantes de la selección sexual; se ha comprobado que afecta a la distribución de las hembras, observándose que el nivel de agregación de las hembras y el tamaño medio del harén aumentan en aquellas poblaciones en que el alimento suplementario determina la distribución de las hembras (Pérez-González et al., 2010)<sup>2</sup>.

El manejo de poblaciones mediante alimento suplementario debería tener en cuenta sus efectos sobre la dinámica de poblaciones. Las ciervas de poblaciones que reciben alimento suplementario pesan más y tienen más probabilidad de quedar preñadas que las que no reciben alimento suplementario. La probabilidad de quedar preñadas está fuertemente influida por el peso de la hembra; la proporción de hembras de un año que quedan preñadas es inferior en poblaciones que no reciben alimento suplementario. Se han observado efectos de la cohorte sobre el peso de las ciervas (negativo de la densidad y positivo de la lluvia en la época de nacimientos) en las poblaciones sin alimento suplementario (Rodríguez-Hidalgo et al., 2010)<sup>2</sup>.

El uso de barreras artificiales altera el comportamiento especial de los ciervos, lo que afecta al uso de las zonas próximas. A corto plazo, se ha observado experimentalmente que la longitud de las herbáceas es mayor en las zonas menos usadas; a largo plazo, puede afectar al mantenimiento y composición de los pastizales (Sánchez-Prieto et al., 2010)<sup>2</sup>.

La sequía afecta negativamente al peso y al tamaño de las cuernas y estos efectos son más acusados en poblaciones de densidad elevada (Torres-Porras et al., 2009)<sup>2</sup>.

Se ha observado altas concentraciones de plomo en hígado y hueso de ciervos en una zona minera del valle de Alcudia y Sierra Madrona, aunque los niveles registrados están por debajo de los niveles de envenenamiento (Reglero et al., 2009<sup>2</sup>; Rodríguez-Estival et al., 2013)<sup>3</sup>. Se ha detectado contaminación por mercurio en ciervos del antiguo distrito minero de Almadén (Ciudad Real) (Patiño Ropero et al., 2016)<sup>3</sup>.

Una elevada densidad de ciervos puede retrasar la recuperación de plantas leñosas después de un incendio (Silva et al., 2014)<sup>3</sup>.

En lo que se refiere a mortalidad por atropello en carreteras de España, PMVC (2003) registraron 36 ciervos entre un total de 14.644 mamíferos<sup>3</sup>.

### **Medidas de conservación**

La conservación del ciervo como elemento de la fauna pasa por evitar realizar sobre él los manejos propios de ganadería doméstica y en cambio explotarlo cinegéticamente como un recurso natural renovable.

Las medidas de prevención de los efectos de la selección artificial, deben basarse en reducir las repoblaciones en áreas naturales con animales procedentes de granjas cinegéticas donde se realice selección artificial sobre los reproductores.

Los efectos de la fragmentación pueden paliarse con las siguientes medidas:

a) Reducción de la existencia de cercados cinegéticos: esta medida no se puede adoptar de modo indiscriminado, y siempre se debe garantizar que no va a haber repercusiones negativas, como por ejemplo sesgo en la proporción de sexos, o cambio de uso de la tierra. En el caso de mantenerse los cercados, promover el restablecimiento de los flujos génicos mediante la introducción periódica de algunos ejemplares de áreas colindantes.

El tipo de manejo de las fincas de caza afecta a la estructura de población de los ciervos. En fincas no valladas se cazan más los machos adultos que los jóvenes que en las fincas valladas, probablemente por competencia entre los propietarios vecinos. En fincas no valladas se sacrifican menos hembras que en fincas valladas. Como resultado, en fincas abiertas hay más machos jóvenes y la razón de sexos está muy desviada hacia las hembras. Se recomienda reducir el número de machos cazados en fincas abiertas e incrementar el de hembras para obtener poblaciones más equilibradas y sostenibles (Torres-Porras et al., 2014)<sup>3</sup>.

b) Promover el equilibrio de sexos mediante gestiones comarcales o normativas que limiten la presión cinegética (por ejemplo en forma de cupos, etc.).

Los efectos de la introgresión genética con ejemplares de otras subespecies, pueden combatirse por medio de al menos dos procedimientos:

a) Las normativas autonómicas en contra de la importación de ejemplares no autóctonos, pero que por desgracia tienen una efectividad limitada.

b) Control genético de los trofeos presentados a la Junta de Homologación. El fin de los grandes trofeos es su homologación por la Junta Nacional de Homologación, dependiente del Ministerio de Medio Ambiente. El rechazo de los trofeos que presenten evidencias genéticas de cruce con otras subespecies les hace perder su valor y puede desincentivar las importaciones y promover el mantenimiento de la pureza genética de las poblaciones autóctonas (Carranza et al., 2003b).

Adicionalmente, las autoridades en materia de gestión de caza y fauna silvestre pueden adoptar medidas de control de calidad en la gestión de las poblaciones, de modo que puedan incentivarse todas las actuaciones que contribuyan a paliar los efectos indeseables, tales como limitar las densidades y la presión de caza, mantener equilibrio de sexos y edades, evitar las traslocaciones, así como favorecer la actuación de la selección natural frente a la artificial.

En monterías selectivas se cazan machos de menor talla y de cuernas más pequeñas que en monterías comerciales; este efecto selectivo es mayor en machos inmaduros (Torres-Porras et al., 2009)<sup>2</sup>.

El ciervo evita las carreteras, lo que puede reducir la calidad de hábitat a gran escala. Se recomienda a escala regional optimizar la red de carreteras cerrando al tráfico aquellas que están en desuso y las no asfaltadas (D'Amico et al., 2016)<sup>3</sup>.

En condiciones de baja densidad algunas características estructurales de las cuernas mejoran pero no pueden compensar deficiencias minerales, lo que sí puede hacer la alimentación suplementaria (Landete-Castillejos et al., 2013)<sup>3</sup>.

El examen de los riñones y grasa asociada permite analizar la condición física optimizando el esfuerzo de muestreo (Santos et al., 2013)<sup>3</sup>.

Las dehesas están amenazadas por la falta de reclutamiento de encinas. En dehesas con ungulados silvestres se observó mayor abundancia y diversidad de matorrales. Varias especies de matorrales (*Erica australis*, *Genista hirsuta*, *Rosmarinus officinalis*) facilitaban el establecimiento y crecimiento de encinas gracias al manejo de ungulados silvestres. En dehesas sometidas a manejo de ungulados silvestres la densidad de semillas de encina era tres veces superior a la de dehesas sometida a manejo de ganado ovino y nueve veces superior a dehesas sometidas a manejo de ganado vacuno (Perea et al., 2016)<sup>3</sup>.

En España se han designado Zonas Importantes para los Mamíferos (ZIM) relacionadas entre otras especies con *C. elaphus* (Lozano et al., 2016)<sup>3</sup>.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 7-08-2008; 2. Alfredo Salvador. 17-02-2011; 3. Alfredo Salvador. 28-08-2017

## Distribución geográfica

El ciervo es un animal euroasiático. Su área natural de distribución se extiende desde Europa occidental hasta Asia central, incluyendo las islas de Córcega y Cerdeña y el Magreb. Las poblaciones originales más orientales son las del Tíbet y el Turquestán, y las más occidentales las del sur de Portugal (Geist, 1998). Las poblaciones de Portugal desaparecieron en su mayor parte durante la primera mitad del siglo 20, habiéndose producido recientes reintroducciones así como colonizaciones naturales desde España. Ha sido reintroducido en el centro de Portugal en los años 90 del siglo XX (Valente et al., 2017)<sup>2</sup>.

El ciervo ha sido introducido desde Europa, principalmente desde el Reino Unido, hacia diversos lugares del mundo, tales como Sudamérica o Nueva Zelanda, con fines cinegéticos o comerciales.

En la Península Ibérica existe registro fósil de la presencia del género *Cervus* que se remonta hasta hace varios millones de años, y hay registros de la existencia de *Cervus elaphus* desde al menos el Pleistoceno superior (hace 120.000 años) (Mariezcurrera y Altuna, 1983; Pérez-Legido y Cerdeño, 1992; López-González et al., 1997; López-González y Grandal-D'Anglade, 1998; Vila-Taboada et al., 1999, 2001; Pike-Tay, 2000; Van der Made, 2001; Zachos et al., 2003). La Península Ibérica ha sido un área de refugio para el ciervo durante los últimos pulsos glaciales que afectaron mucho más a las poblaciones distribuidas por el centro y norte de Eurasia, contribuyendo a la diferenciación de la subespecie ibérica.

La distribución original en la Península durante los últimos siglos puede haber estado más localizada en la mitad suroccidental, coincidiendo con los hábitats ocupados por el bosque y matorral mediterráneo esclerófilo. La distribución actual es reflejo de una expansión que ha venido ocurriendo en las últimas décadas, debido a expansiones naturales y a reintroducciones cinegéticas (Gortázar et al., 2000). En estos momentos el ciervo se extiende casi por todo el territorio peninsular, con la excepción de la parte más occidental de Galicia y la costa levantina (Braza et al., 1989; Carranza, 2002, 2007)<sup>1</sup>.

En Andalucía el ciervo expandió su distribución a partir de poblaciones relictas y de reintroducción artificial en fincas de caza (Galarza et al., 2015)<sup>2</sup>. Se ha observado en el este de Sierra Nevada (Palomares y Amaya, 2014)<sup>2</sup>.

Las poblaciones actuales se encuentran fragmentadas como consecuencia de las infraestructuras, la transformación de los hábitats, y la gestión cinegética (Carranza, 1999). Los mallados cinegéticos suponen un importante elemento de fragmentación de las poblaciones en subpoblaciones aisladas de entre pocos cientos hasta unos mil individuos. En las áreas en que no existen mallas cinegéticas, el ciervo se extiende por comarcas en las que normalmente un

conjunto de fincas o acotados realizan la explotación cinegética de la población, normalmente con poca coordinación entre ellos lo que suele dar lugar a la reducción general del número de machos reproductores y por tanto del tamaño efectivo de la población. Tanto el aislamiento debido a las mallas cinegéticas como la gestión inadecuada en las comarcas no malladas provocan efectos genéticos no deseables (Alvarez-Orti et al., 1999; Pérez et al., 1998; Martínez et al., 2002).

Bajo escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, los modelos proyectan aumentos en la distribución potencial actual en España peninsular entre un 1% y un 9% y el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 68% y un 73% en 2041-2070 (Araújo et al., 2011)<sup>2</sup>.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 7-08-2008; 2. Alfredo Salvador. 28-08-2017

## Ecología trófica

Los estudios que se han llevado a cabo sobre la alimentación del ciervo ibérico se han centrado principalmente en las áreas ocupadas por los ecosistemas mediterráneos de la mitad sur de la Península. La situación ecológica y las estrategias alimenticias del ciervo en este tipo de ecosistemas difieren respecto a otras zonas de Europa. Es probable que en algunas áreas del norte de la Península la ecología trófica de la especie sea más parecida a la de sus vecinos centroeuropeos (Garín et al., 2001). Sin embargo hay al menos dos hechos que nos hacen mirar con especial atención a las adaptaciones al monte mediterráneo del sur de Iberia. Uno es que la historia filogenética del ciervo ibérico sugiere que se ha diferenciado de otras poblaciones europeas durante un largo período de aislamiento en su refugio glacial del sur de Iberia, por lo que es probable que el ciervo ibérico haya coevolucionado con la vegetación de esta área geográfica. El otro es que aún hoy la mayoría de las poblaciones actuales de ciervo en Iberia se encuentran en áreas donde predomina este tipo de ecosistemas (Carranza, 2002).

La alimentación del ciervo combina el pastoreo de herbáceas y el ramoneo sobre plantas leñosas (Rodríguez-Berrocal 1978). Las proporciones en que herbáceas y leñosas entran en la dieta son variables en función de zonas, épocas del año, e incluso sexos (Rodríguez-Berrocal, 1978; Palacios et al., 1989; Alvarez y Ramos, 1991; Alvarez et al., 1991; García-González y Cuartas, 1992; Garín et al., 2001; Bugalho et al., 2001). El denominador común es una preferencia por las plantas herbáceas, especialmente por las praderas con alta proporción de leguminosas, y el uso de especies leñosas conforme escasean las hierbas verdes. Así, lo general es que las herbáceas predominen de finales de otoño a primavera o principios de verano y las leñosas en verano.

Según Rodríguez-Berrocal (1978) para Sierra Morena, las hierbas entran en la dieta del ciervo desde más de un 75% en primavera hasta poco más de un 20% en verano, completando el resto a base de hojas de plantas leñosas y frutos forestales. El ramoneo sobre plantas leñosas, especialmente durante el verano, es un importante amortiguador de las condiciones de sequía que hacen del verano la época limitante para los herbívoros en los ecosistemas mediterráneos (Bugalho y Milne, 2003). De hecho, según datos del sur de Portugal, en los años más secos los ciervos pueden conseguir hasta un 89% de su dieta durante el verano de las plantas leñosas, comparado con un 47% en los años más lluviosos (Bugalho et al., 2001).

En Sierra Morena en verano consumen ocasionalmente plantas acuáticas (*Ranunculus aquatilis*, *Lemna minor*, *Myriophyllum alterniflorum*) (Azorit et al., 2012)<sup>3</sup>. El consumo de plantas acuáticas durante el verano parece estar relacionado con su mayor contenido de minerales esenciales y especialmente proteínas (Ceacero et al., 2014)<sup>3</sup>.

Las plantas leñosas más consumidas incluyen la olivilla o labiérnago (*Phyllirea angustifolia*), el acebuche (*Olea europea*), el madroño (*Arbutus unedo*), los brotes de quercíceas (*Quercus spp*), el mirto (*Mirtus communis*), el lentisco (*Pistacia lentiscus*), los brezos (*Erica sp.*), y algunas cistáceas (*Cistus sp.*) entre otras (Rodríguez-Berrocal, 1978; Palacios et al., 1989; Alvarez y Ramos, 1991; Alvarez et al., 1991; Patón et al., 1999). La jara pringosa (*Cistus ladanifer*) es interesante por su gran abundancia en los montes mediterráneos en etapas tempranas de la sucesión ecológica. Es una de las plantas que más presente ha debido estar en la evolución del ciervo en la península Ibérica. Sus hojas son en general poco consumidas por los ciervos debido a la alta concentración de defensas químicas. Sin embargo, tanto las



plántulas más jóvenes como incluso las hojas de plantas de mayor porte pueden ser consumidas en ciertas cantidades mezcladas con otros alimentos ricos, especialmente en épocas de escasez (Carranza, observ pers.). Tratamiento aparte merecen los frutos o trompos de las jaras. Estas cápsulas repletas de semillas están libres de defensas químicas ya que la planta está interesada en que sean consumidas por los ciervos. Los trompos constituyen un alimento importante para el momento en que comienza a escasear la hierba verde, a principios de verano; y los ciervos son un importante vehículo de dispersión de las semillas de jaras (Malo y Suarez, 1995, 1996, 1998; Malo et al., 2000).

En Ciudad Real se ha registrado el consumo de *Pistacia* sp. en primavera, *Cistus* sp. y *Halimium ocymoides* en otoño e invierno y *Caryophyllaceae*, *Quercus* sp., *Rosa* sp. y *Rubus ulmifolius* en invierno (Miranda et al., 2012a)<sup>3</sup>.

El ciervo muestra preferencia por plantas con bajo contenido en Ca, Mg, K, P, S, Cu, Sr y Zn, pareciendo evitar el contenido excesivo de azufre (Ceacero et al., 2015)<sup>3</sup>.

Debido al dimorfismo sexual en tamaño, machos y hembras responden de modo diferente a la competencia intraespecífica por el alimento. En las praderas herbáceas, debido a su menor tamaño las hembras cortan la hierba a menor altura que los machos. Eso produce una situación de desventaja para éstos, que tienen grandes dificultades en obtener alimento en las zonas utilizadas por las hembras. Esta razón ha sido esgrimida como causa de la segregación espacial entre sexos que ocurre durante la mayor parte del año, excepto durante el celo (Clutton-Brock et al., 1982; Gordon y Illius, 1988). Cuando se trata de consumir plantas leñosas, en cambio, el mayor tamaño de los machos podría aportarles la ventaja de poder alcanzar aquellas partes de los arbustos o árboles donde las hembras no pueden llegar (Bugalho et al., 2001).

Se ha observado que durante la berrea los machos seleccionaban más gramíneas y dicotiledóneas y menos matorrales que las hembras y los juveniles. Los machos mostraron preferencia por plantas con más celulosa y las hembras y juveniles por plantas con más nitrógeno, taninos y lignina (Miranda et al., 2012b)<sup>3</sup>.

El desgaste de los dientes puede estar relacionado con menor eficiencia en la masticación. Machos y hembras muestran diferentes estrategias de desgaste de dentina a lo largo de su vida. Los machos tienen mayores tasas de desgaste que las hembras y aquellos machos que tienen los dientes más desgastados son más pesados y tienen cuernas más grandes hasta la edad senil (Carranza et al., 2008).<sup>1</sup>

No se ha detectado variación estacional en el contenido mineral de las plantas consumidas por los ciervos. En un estudio mediante alimento suplementario se observó preferencia por compuestos de sodio y sulfato de zinc, especialmente en primavera y verano, lo que podría responder a requerimientos metabólicos del crecimiento de la cuerna, gestación y lactancia (Estévez et al., 2010)<sup>2</sup>.

La osteofagia sirve a los ciervos como suplemento de minerales naturales. Los machos consumen cuernas sobre todo al final del periodo de crecimiento de las cuernas y las hembras después de los partos. En septiembre vuelve a haber un incremento del consumo de cuernas por parte de machos y hembras (Gambín et al., 2017)<sup>3</sup>.

Dado que el verano es la época de menor disponibilidad de alimento para el ciervo, las explotaciones en las que este tipo de animales se producen con fines cinegéticos suelen estar interesadas en aumentar la oferta alimenticia durante esa época limitante. Hay diferentes procedimientos para conseguir ese objetivo, de entre los cuales el más natural puede ser la intercalación de suficientes áreas de matorral aprovechando la tendencia natural del ciervo a utilizar el alimento procedente de las leñosas en verano (Carranza, 1999). Otro procedimiento que se utiliza en muchas explotaciones es la suplementación diaria de alimento. Esta práctica debe realizarse con precaución debido a sus efectos sobre la competencia entre los machos y sobre el sistema de apareamiento (Sánchez-Prieto et al., 2004).

La provisión de alimento suplementario hace que los ciervos incrementen el ramoneo de aquellas plantas que complementan el suplemento proporcionado (Miranda et al., 2015)<sup>3</sup>.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 7-08-2008; 2. Alfredo Salvador. 17-02-2011; 3. Alfredo Salvador. 28-08-2017

## Biología de la reproducción

El ciervo es un ungulado típicamente poligínico, donde los machos basan su éxito reproductivo en aparearse con cuantas hembras les sea posible (Carranza, 2000), mientras que las hembras aportan todo el cuidado parental a las crías (Carranza, 2002), de modo que su éxito se basa en su capacidad fisiológica para producir y criar cervatillos saludables (Landete-Castillejos et al., 2002, 2003).

La posibilidad de que las condiciones ambientales sean adecuadas para criar con éxito marca el momento del año en que las hembras inician su reproducción. La época de mayor disponibilidad de alimento es la primavera avanzada, por lo que las ciervas ajustarán su fenología reproductiva para que el final de la gestación y principio de la lactancia tengan lugar en ese momento. Los partos suelen producirse hacia el mes de mayo. La gestación dura unos 235-240 días, de modo que la época de celo debe tener lugar aproximadamente en la segunda mitad de septiembre. Existe una considerable variación entre poblaciones en el momento en que ocurre el celo y por tanto los partos. Las ciervas tratarán de producir las crías en el momento adecuado, pero si ellas se encuentran débiles, desnutridas, etc., no se decidirán a comenzar la reproducción hasta recuperar la condición física, lo cual puede ocurrir cuando caigan las bellotas en otoño o incluso cuando empiece a salir la nueva hierba tras las primeras lluvias. Si en ese momento entran en celo, entonces habrá una época de celo o berrea tardía.

La época de celo se conoce como brama o berrea. Estos términos hacen referencia al sonido que emiten los machos en celo. La berrea o bramido es una señal básicamente dirigida a otros machos rivales. Se ha visto que tiene también efectos sobre las hembras, por ejemplo les puede influir en que adelanten su entrada en celo, pero ha sido producida por la selección natural sobre todo para mantener a raya a otros machos sin necesidad de entrar en luchas constantes con todos ellos (Clutton-Brock y Albon, 1979). Parece ser que la tasa de berridos por unidad de tiempo que emite un macho está relacionada con su capacidad de ganar en una pelea, por lo que puede ser utilizada por los rivales para decidir retar o no a un oponente (Clutton-Brock y Albon, 1979; Reby y McComb, 2003).

El repertorio vocal del ciervo ibérico se caracteriza por poseer tres tipos de bramidos (Volodin et al., 2013)<sup>3</sup>. Los bramidos largos se caracterizan por tener una frecuencia fundamental alta y los bramidos cortos por una frecuencia fundamental baja. Los bramidos largos podrían favorecer la eficiencia vocal y los bramidos cortos la comunicación del tamaño corporal (Passilongo et al., 2013)<sup>3</sup>.

La duración de la berrea en una finca o área concreta debe ser corta, de unos 25 días o así, si todas las hembras entran en celo en el momento adecuado, es decir, si todas están en buenas condiciones. Cuando hay hembras en malas condiciones la berrea se alarga, y si casi todas están mal, la berrea en general se retrasa. Todos los retrasos producirán crías tardías que generalmente se desarrollarán peor que las nacidas en el mejor momento. Una vez que el fotoperíodo se está acortando y la hembra está en buena condición física, comienza a producir ovulaciones cada 19 días aproximadamente (García et al., 2003). La selección natural favorece a las hembras que quedan preñadas en las primeras ovulaciones que producirán partos en la época adecuada. El estrés debido a altas densidades, excesivas concentraciones de animales o actividades humanas que causan disturbios en las poblaciones, pueden favorecer que algunas ovulaciones no culminen en cópulas efectivas y gestaciones, con el consiguiente retraso de los partos.

En la mitad sur de la Península Ibérica los machos emplean diferentes estrategias para conseguir hembras. Contrariamente a lo que ocurre en centro y norte de Europa, el celo en el sur de Iberia ocurre en un momento en el que la disponibilidad de comida es muy baja, tras el largo verano seco y caluroso. Eso hace que aquellos lugares que por alguna causa especial tengan comida se conviertan en focos de atracción para las hembras en ese momento, lo cual es aprovechado por los machos. Los machos luchan por hacerse dueños de esos lugares y después tratan de retener a las hembras que llegan allí (Carranza et al., 1990). En cualquier área puede haber algunos de estos lugares defendibles, tales como vaguadas que mantienen humedad y hierba verde durante el verano. Es esperable que los mejores machos se hagan dueños, año tras año, de esos territorios con comida, así como también de los lugares estratégicos relacionados con ellos como las veredas de acceso (Carranza 1992, 1995). Los machos que no tengan territorio tratarán de defender grupos de hembras (harenes) de modo que ambas estrategias coexisten en casi cualquier población de ciervo ibérico. Por el momento,

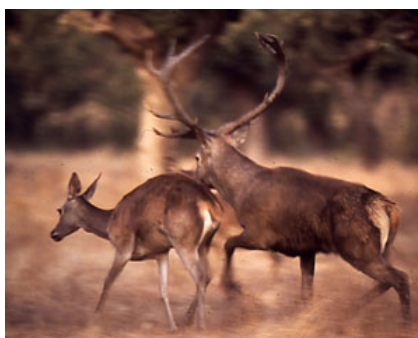
sólo en la Península Ibérica se ha descrito la coexistencia de estas estrategias de apareamiento (Carranza et al., 1996).



**Figura 1.** Durante la época de apareamiento los machos emiten un sonido grave llamado brama o berrea, de gran importancia en las interacciones de dominancia entre machos y posiblemente con efectos también hacia las hembras. (C) J. Carranza



**Figura 2.** El éxito reproductivo de los machos se basa en su capacidad para ganar peleas. Conservar la existencia de estos comportamientos supone conservar la actuación de un elemento fundamental de selección natural (en este caso selección sexual) que mantiene el diseño biológico de esta especie. (C) Novatoma ([www.novatoma.com](http://www.novatoma.com))



**Figura 3.** Macho acosando a una hembra durante la época de celo. El acoso sexual puede resultar costoso para las hembras y puede constituir una fuerza importante que promueva el agrupamiento de las hembras, contribuyendo a la formación de harenes en determinadas áreas de apareamiento. (C) S. J. Hidalgo de Trucios

Durante el celo los machos muestran una mancha ventral negra producida por la impregnación de sustancias que podrían funcionar como señales químicas. Los machos de más edad tienen mayores proporciones de ácido benzoico, androstenediona y menores de m-cresol (Martín et al., 2014)<sup>3</sup>.

Las cuernas de los machos pueden indicar su calidad o el estrés sufrido durante su desarrollo anual, lo que podría reflejarse en la asimetría entre éstas. Los machos más grandes tienen cuernas no sólo más grandes sino también más simétricas. La asimetría fluctuante de las cuernas se correlaciona negativamente con la condición individual (medida como peso corregido por la edad). La relación entre asimetría fluctuante de las cuernas y edad tiene forma de U, con valores mínimos entre 6 y 8 años, lo que podría ser indicativo de estar seleccionado sexualmente (Mateos et al., 2008).<sup>2</sup>

El tamaño relativo de las cuernas y su complejidad se asocia con el tamaño relativo testicular y la velocidad de los espermatozoides. Por tanto, las cuernas de los machos pueden indicar no sólo su capacidad de lucha sino también su fertilidad (Malo et al., 2005).<sup>1</sup>

Durante la época de celo las hembras se suelen distribuir en función de la distribución de la comida y los machos se desplazan hacia las zonas donde hay más hembras. Las zonas buenas de berrea suelen ser por tanto las mejores zonas de alimentación para las hembras en septiembre. A pesar de esta afirmación general, también es cierto que algunas hembras durante la berrea se acercan a las "zonas de berrea", es decir que la distribución espacial de las hembras durante la berrea se hace un poco más contagiosa, es decir agrupada hacia aquellos "puntos calientes" donde previamente había más hembras que en otros. Digamos que a las hembras de zonas con poca densidad les interesa agruparse hacia las áreas con más densidad, dejando casi vacías las zonas de baja densidad. Las razones de este comportamiento pueden estar en la evitación del acoso de machos subadultos al incluirse en harenes defendidos por machos mayores (Carranza y Valencia, 1999). Una vez en la zona de berrea las hembras se dedican a comer, pero con su pasividad provocan la competencia entre los machos, de modo que simplemente con aceptar al ganador tienen una buena forma de elegir a un buen padre para sus hijos, con lo cual no se descartan posibles beneficios genéticos del comportamiento de agruparse en las áreas donde hay mayores harenes y más competencia entre los machos.

La agregación de hembras interactúa con la estructura de población influyendo en el grado de poliginia. Bajo condiciones de elevada agregación de hembras los machos son incapaces de monopolizar a todas las hembras del grupo. Las relaciones entre la agregación de hembras con la varianza del éxito reproductivo de los machos estuvieron influenciadas por la razón de sexos y la proporción de machos competitivos en la población. Las oportunidades potenciales de selección sexual eran mayores en machos adultos que en machos jóvenes o subadultos (Pérez-González y Carranza, 2011)<sup>3</sup>.

Debido a que la berrea ocurre cuando todavía hay poca comida en el campo, en las fincas en que se aporta comida ésta afectará al desarrollo de la berrea (Carranza et al., 1995; Sanchez-Prieto et al., 2004). Un efecto claro es que influirá en la dispersión espacial de las hembras y por tanto en la ubicación de los territorios de los machos. Una excesiva concentración de la comida provocará que ningún macho sea capaz de monopolizar a los grandes grupos de hembras que se forman en el lugar de comedero, por lo que se provocará un desorden general. Ese desorden conlleva aumento de las luchas, roturas de cuernas, hembras que no aceptan la cópula por falta de tranquilidad y al final partos retrasados. Por otra parte, si unos pocos machos son capaces que conseguir algunos de estos grandes harenes concentrados alrededor de la comida, podrían ser padres de muchos cervatillos. Eso significa que muchos cervatillos serán hermanos de padre, lo cual contribuirá al indeseable efecto de aumento de la consanguinidad (Martínez et al., 2002).

A partir de su nacimiento hacia el mes de mayo, los cervatillos son amamantados durante al menos unos 4 meses, aunque pronto comienzan a incluir progresivamente algo de hierba en la dieta. Los partos dobles son extremadamente raros, aunque es fácil que una cierva pueda amamantar a algún cervatillo ajeno (Landete-Castillejos et al., 2000), por lo que las observaciones de campo de ciervas seguidas de dos crías corresponden con toda probabilidad a adopciones más que a partos dobles.

### **Estructura y dinámica de poblaciones**

Un macho termina la mayor parte de su desarrollo corporal hacia los 5 años y es esperable que a partir de esa edad, quizás a los 6, tenga ya un harén durante la berrea. La parte de su vida en la cual disfruta de éxito reproductivo alto es corta, no más de unos 4 años. A los 9 normalmente empiezan a decaer en cuanto a su condición corporal, envejecen y suelen morir por causas naturales si se les deja hacia los 12-13 años. Este esquema de ciclo vital puede alargarse un poco, es decir retrasarse el momento en que empiezan a mostrar rasgos de vejez, si las condiciones ambientales que afectan a la población son muy buenas.

**Tabla 1.** Distribución de frecuencias de machos (n=2.141) y hembras (n=739) de diferentes edades, según datos recogidos en cacerías celebradas en el sudoeste de España (Carranza et al., 2004).

Edad (años)	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
hembras	196	125	93	69	66	50	36	36	25	19	8	4	5	5	0	1	1
machos	879	433	293	232	125	70	48	34	17	7	2	1					

Los ciervos en libertad en España, incluso sin presión cinegética, difícilmente alcanzan edades superiores a los 12 ó 13 años. Las hembras son más longevas, llegando a sobrepasar los 20 años de edad (Tabla 1). En correspondencia con las diferencias entre sexos en las posibilidades reproductivas a lo largo de la edad, el envejecimiento en los machos ocurre más prematuramente que en las hembras y está previsto desde su nacimiento. Los dientes molariformes, por ejemplo, se producen en los machos con un tamaño menor de lo esperado en base a su tamaño corporal, lo cual explica su mayor tasa de desgaste y prematuro agotamiento (Carranza et al., 2004).

La selección independiente en distintas poblaciones puede resultar en diferencias de longevidad. La esperanza de vida varía entre poblaciones, siendo cuatro años más corta en machos ibéricos que en hembras ibéricas y machos de Escocia. Sin embargo, los machos de Escocia solo mostraron un año menos de esperanza de vida que las hembras de Escocia (Pérez-Barbería et al., 2015)<sup>3</sup>.

Desde los 2 años en adelante y prácticamente hasta su muerte, las hembras pueden producir una cría cada año, que puede sobrevivir o no, por lo que el éxito anual promedio de una cierva es siempre algo menor de uno. La mortalidad es mayor en crías macho que en crías hembra, incluso desde el momento de la concepción, es decir tanto intrauterina como durante la lactancia y primer año de vida (Clutton-Brock et al., 1982). La proporción de sexos intrauterina y perinatal suele estar sesgada hacia machos, aunque no tiene por qué mantenerse este sesgo a la independencia (destete) debido a las diferencias en mortalidad. También la longevidad en machos es menor que en hembras incluso sin caza, por lo que la proporción de sexos en las poblaciones de adultos tiende de modo natural a sesgarse hacia hembras (Clutton-Brock et al., 1982; Clutton-Brock y Albon, 1989).

Las ciervas en peores condiciones para criar (subordinadas, inferior condición física o más jóvenes) suelen producir con mayor probabilidad un cervatillo hembra y en caso contrario macho (Clutton-Brock et al., 1984; Kruuk et al., 1999; Landete-Castillejos et al., 2004). No obstante existe actualmente un debate en cuanto a si estas diferencias entre hembras de distinta condición o rango se mantienen cuando cambian las condiciones poblacionales, por ejemplo al aumentar la densidad (Kruuk et al., 1999).

Los machos pueden contribuir a las desviaciones en la sex-ratio en el nacimiento. Los machos más fértiles producen más hijos que hijas (Gomendio et al., 2006).<sup>1</sup>

La calidad de las crías puede estar favorecida por la disimilitud genética entre los padres, pero los beneficios pueden diferir entre hijos e hijas. En una muestra de 20 poblaciones ibéricas, los linajes parentales eran más diferentes en hijas que en hijos. De media, cada madre estaba menos relacionada con su pareja que con la muestra de padres en la población cuando produjeron hijas pero no hijos (Carranza et al., 2009)<sup>3</sup>.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 9-04-2007; 2. Alfredo Salvador. 7-08-2008; 3. Alfredo Salvador. 28-08-2017

## Interacciones entre especies

Los ciervos, como herbívoros adaptados a una alimentación mixta entre el pastoreo y el ramoneo, interactúan en competencia ecológica con otras especies de herbívoros tanto domésticos como silvestres. En este sentido, parece que compiten poco con el ganado vacuno, y más con ovejas o cabras. Los muflones y sobre todo los gamos (Braza y Alvarez, 1989; Recarte et al., 1992; Carranza, 1995) suelen representar problemas para los ciervos en tanto copan y apuran con gran efectividad las áreas de praderas. En el caso del corzo, parece que es esta especie la que se ve perjudicada por la presencia de los ciervos (San José et al., 1997), aunque los estudios de este tipo de interacciones de competencia ecológica son muy escasos.

La interacción entre corzo y ciervo parece tener efectos asimétricos. La presencia del ciervo tiene un efecto negativo sobre la del corzo mientras que la presencia del corzo tiene un efecto positivo sobre la del ciervo (Torres et al., 2012)<sup>4</sup>.

La introducción de ciervos en una zona montañosa del sur de España por motivos cinegéticos ha provocado solapamiento de nicho con la cabra montés (*Capra pyrenaica*) (Acevedo y Cassinello, 2009)<sup>3</sup>.

El efecto espacialmente heterogéneo de la herbivoría ejercida por el ciervo sobre *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris* en la sierra de Baza puede producir estructuras de vegetación diversas en ecotonos (Herrero et al., 2016)<sup>4</sup>. Un estudio realizado en Doñana mostró que el ramoneo por parte del ciervo indujo un estado de sucesión detenida en *Juniperus macrocarpa*, manteniendo plantas pequeñas y zonas abiertas (Muñoz-Reinoso, 2017)<sup>4</sup>. En poblaciones mediterráneas de elevada densidad de ciervos (>30 indiv./km<sup>2</sup>), se reduce la diversidad de plantas (Perea et al., 2014)<sup>4</sup>.

El ciervo actúa sobre todo como un depredador de semillas, aunque el porcentaje de semillas no dañadas encontrado fue del 50% para *Corema album* y del 75% para *Rubus ulmifolius* (Perea et al., 2013)<sup>4</sup>. El ciervo dispersa semillas de plantas, aunque las tasas de germinación fueron bajas en un estudio realizado en el nordeste de Portugal (Hittorf y Cortez, 2013)<sup>4</sup>.

### Depredadores

En la Península Ibérica el ciervo es una especie presa del lobo en ciertos lugares donde las poblaciones de lobos son abundantes y coexisten con cierta densidad de ciervos, como por ejemplo en la Sierra de la Culebra (Zamora) (Vicente et al., 1999). Las crías de ciervo pueden ser esporádicamente depredadas por el linco cuando no existen otras presas más adecuadas (Delibes, 1980; Gil-Sánchez et al., 1997).

En el noroeste ibérico, el lobo depreda preferentemente sobre el corzo, seguido de ciervo y jabalí (Barja, 2009)<sup>3</sup>. Un oso pardo (*Ursus arctos*) detectó una cría de ciervo por su olor y realizó una búsqueda intensiva en una zona de 0,5-1 ha durante 15 min hasta localizarla y capturarla (Blanco et al., 2011)<sup>4</sup>. Se han encontrado juveniles de ciervo en la dieta del águila real (*Aquila chrysaetos*) en el sur de España (Bautista et al., 2016)<sup>4</sup>.

### Parásitos y enfermedades

La presencia de los parásitos en las poblaciones de ciervos es afectada por las condiciones medioambientales, variando por tanto entre años, y su incidencia en individuos concretos depende de las características individuales de resistencia y condición física. Los parásitos han coevolucionado con los ciervos en los ecosistemas mediterráneos. Hay pocas evidencias claras de que la presencia de parásitos suponga una reducción general de la supervivencia, desarrollo o reproducción en las poblaciones naturales de ciervo (Vicente et al., 2004), aunque puede afectar a individuos concretos con especial predisposición o deficiente condición física.

En la península Ibérica se citan los siguientes:

Digenea: *Paramphistomum cervi*, *Fasciola hepatica*, *Dicrocoelium dendriticum* (Cordero del Campillo et al., 1994; Arias et al., 2012)<sup>4</sup>. *F. hepatica* y *D. dendriticum* se localizan en los conductos hepáticos causando problemas en el desarrollo bajo ciertas circunstancias de parasitación (García Romero et al., 2000).

Cestodos: *Moniezia benedeni*, *Taenia hydatigena* (Cordero del Campillo et al., 1994)<sup>4</sup>.

Nematodos: *Camelostromylus mentulatus*, *Dictyocaulus eckerii*, *Dictyocaulus viviparus*, *Elaeophora elaphi*, *Elaphostromylus cervi*, *Gongylonema pulchrum*, *Haemonchus contortus*, *Muellerius capillaris*, *Nematodirus filicollis*, *Oesophagostomum cervi*, *Oesophagostomum venulosum*, *Onchocerca flexuosa*, *Ostertagia circumcincta*, *Ostertagia drozdzi*, *Ostertagia kolchida*, *Ostertagia leptospicularis*, *Ostertagia lyrata*, *Ostertagia ostertagi*, *Ostertagia ryjkovi*, *Spiculoptera asyymetrica*, *Spiculoptera böhmi*, *Spiculoptera mathevossiani*, *Spiculoptera quadrispiculata*, *Spiculoptera spiculoptera*, *Strongyloides papillosus*, *Trichostrongylus axei*, *Trichostrongylus vitrinus*, *Trichuris globulosa*, *Trichuris guevarai*, *Trichuris ovis*, *Trichuris skrjabini* (Corrigal et al., 1980; Hernández et al., 1980; Hernández

Rodríguez et al., 1986; Reina et al., 1992; Cordero del Campillo et al., 1994<sup>4</sup>; Carrasco et al., 1994, 1995; Vicente y Gortázar, 2000; Santín-Duran et al., 2000, 2001; Valcárcel y García-Romero, 2002; Santín-Duran et al., 2002; San-Miguel et al., 2003; Santín-Durán et al., 2004<sup>1</sup>; Santín-Durán et al., 2008<sup>3</sup>; Carreño et al., 2009<sup>3</sup>; Hidalgo et al., 2015<sup>4</sup>).

El tamaño del bazo se correlaciona negativamente con la intensidad de la infección del nematodo *Elaphostrongylus cervi* en hembras subadultas y machos adultos. La condición física, medida como grasa en los riñones, se correlaciona negativamente con la intensidad de la infección solamente en machos adultos (Vicente et al., 2007).<sup>2</sup>

La intensidad y prevalencia de helmintos en el abomaso es mayor en individuos de mayor edad, especialmente en machos (Santín-Durán et al., 2008)<sup>3</sup>.

*Elaeophora elaphi* se detectó en el 14,7% de los ciervos examinados (n = 183) en dos regiones climáticas de España. La prevalencia fue mayor en el área seca (21,5%) que en el área semi-húmeda (5,3%) (Valcárcel, 2003)<sup>1</sup>.

En una muestra de ciervos del centro de España (n = 196), el 68,88% estaban infectados por *Spiculopteragia asymmetrica* y el 67,3 % por *Oesophagostomum venulosum* (Valcárcel et al., 2002).

**Ácaros:** *Boophilus annulatus*, *Dermacentor marginatus*, *Dermacentor niveus*, *Dermacentor reticulatus*, *Haemaphysalis punctata*, *Haemaphysalis hispanica*, *Hyalomma lusitanicum*, *Hyalomma marginatum*, *Ixodes ricinus*, *Rhipicephalus annulatus*, *Rhipicephalus bursa*, *Rhipicephalus pusillus* (Hueli y Díaz-Saez, 1987; Cordero del Campillo et al., 1994<sup>4</sup>; Estrada, 1995; García Romero et al., 2000; Ruiz-Fons et al., 2006<sup>1</sup>; Valcárcel et al., 2016<sup>4</sup>).

Los machos presentan mayor carga de garrapatas que las hembras (Ruiz-Fons et al., 2013)<sup>4</sup>.

Se ha observado casos de sarna sarcóptica en ciervos de Asturias (Oleaga et al., 2008)<sup>3</sup>. Se ha detectado sarna sarcóptica en seis ciervos de una muestra (n= 22) recogida en Asturias durante el periodo 2003-2010 (Oleaga et al., 2012)<sup>4</sup>.

**Dípteros:** Entre los organismos parásitos más estudiados figuran los dípteros de la familia Oestridae como *Pharyngomyia picta* y *Cephenemyia auribarbis* que provocan la acumulación de larvas en fosas nasales (Gil-Collado et al., 1985; Martínez-Gómez et al., 1990a; Ruiz-Martínez y Palomares, 1993; Ruiz et al., 1993; Notario y Castresana, 1997; Bueno de la Fuente et al., 1998; De la Fuente et al., 2000; Vicente et al., 2004), los popularmente conocidos como "barros" (*Hypoderma sp.*, especialmente *Hypoderma actaeon* en la Península Ibérica; Pérez et al., 1995; Colwell et al., 1998), que se evidencian al alojarse las formas larvarias bajo la piel del lomo (Martínez-Gómez et al., 1990b; Pérez Jiménez et al., 2001; De la Fuente-López et al., 2001; San-Miguel et al., 2001; Otranto et al., 2003).

**Protista:** *Eimeria sordida*, *Sarcocystis cervicanis* (Hernández-Rodríguez et al., 1981; Szarek et al., 1987; Cordero del Campillo et al., 1994<sup>4</sup>; Rojo Vázquez et al., 2000), *Theileria sp.* (Pereira et al., 2016)<sup>4</sup>, *Besnoitia sp.* (Gutiérrez-Expósito et al., 2014)<sup>4</sup>, *Cryptosporidium sp.* (Korsholm y Henriksen, 1984; Blewett, 1988); *Trypanosoma sp.* (Olmeda et al., 2001)<sup>4</sup>.

Se ha detectado *Toxoplasma gondii* con una prevalencia del 18% en una muestra (n= 22) del sudoeste ibérico (Calero-Bernal et al., 2015)<sup>4</sup>. Se ha registrado en Quintos de Mora (Toledo) una prevalencia de anticuerpos de *Toxoplasma gondii* del 13% y de *Neospora caninum* del 1% (n= 131) (San Miguel et al., 2016)<sup>4</sup>.

**Bacterias:** *Anaplasma centrale*, *Anaplasma marginale*, *Anaplasma phagocytophilum* (Olmeda et al., 2000a, b; Habela et al., 2000; García Pérez et al., 2000; Olmeda et al., 2001; De la Fuente et al., 2004; Portillo et al., 2011<sup>4</sup>; Pereira et al., 2016)<sup>4</sup>, *Brucella sp.* (Arenas et al., 1991; León-Vizcaino et al., 1985), *Chlamydia sp.* (Cubero-Pablo et al., 2000); *Chlamydia psittaci* (Gortázar et al., 1998), *Corynebacterium pseudotuberculosis* (Matos et al., 2015)<sup>4</sup>, *Leptospira sp.* (Espí et al., 2010)<sup>3</sup>, *Mycobacterium bovis* (Vieira-Pinto et al., 2011)<sup>4</sup>, *Mycobacterium caprae* (Rodríguez et al., 2011)<sup>4</sup>, *Pasteurella sp.* (Arenas et al., 1997), *Staphylococcus aureus* (Porrero et al., 2014)<sup>4</sup>.

Los manejos humanos sobre las poblaciones de ciervos, incluido el contacto con el ganado doméstico, pueden producir situaciones preocupantes de contagio mutuo de enfermedades como por ejemplo la tuberculosis bovina (Aranaz et al., 2004). En algunas áreas de distribución del ciervo se ha comprobado que determinadas cepas del bacilo de la tuberculosis se han

contagiado desde el ganado vacuno doméstico a los ciervos, luego a los jabalíes, han sido diseminados por éstos en amplias zonas a lo largo de los cursos de agua por donde suelen desplazarse estos suidos, pasando de nuevo a otras poblaciones de ciervos y luego infectando la cabaña ganadera de áreas previamente saneadas (Hermoso, com. pers.).

Se ha observado en Extremadura un incremento de la prevalencia de la tuberculosis bovina en ciervos desde 1997 hasta 2002 (Parra et al., 2006).<sup>1</sup>

Se ha registrado una seroprevalencia de *Mycobacterium bovis* del 4% en una muestra de ciervos de Andalucía (n= 530) recogida durante 2006-2010 (García-Bocanegra et al., 2012)<sup>4</sup>.

Se ha detectado *Mycobacterium avium* subsp. paratuberculosis en 32 ciervos de una muestra de Portugal (n= 877) (Matos et al., 2017)<sup>4</sup>. Se ha detectado una prevalencia del 30,16% de paratuberculosis en ciervos ibéricos (Reyes-García et al., 2008)<sup>3</sup>.

Se ha detectado *Coxiella burnetii* en 23 de 47 poblaciones ibéricas examinadas (González-Barrio et al., 2015)<sup>4</sup>.

Virus: Virus de la hepatitis E (Boadella et al., 2010)<sup>4</sup>.

Se ha registrado una prevalencia de Flavivirus del 2,4% en una muestra de ciervos de España (n= 3.073), mostrando circulación endémica del virus del Nilo occidental, virus Usutu y virus Meaban (García-Bocanegra et al., 2016)<sup>4</sup>.

La diarrea viral bovina circula entre poblaciones de ciervo y ganado extensivo en el centro-sur ibérico, con una prevalencia del 19,5% en ciervo y del 45,6% en ganado (Rodríguez-Prieto et al., 2016)<sup>4</sup>.

Se ha detectado una prevalencia del 66% del virus de la lengua azul en ciervos del sur de España (García et al., 2009)<sup>3</sup>. Hay asociación espacial entre los brotes del virus de la lengua azul en el ganado y la infección en ciervos (Lorca-Oró et al., 2014)<sup>4</sup>.

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 9-04-2007; 2. Alfredo Salvador. 7-08-2008; 3. Alfredo Salvador. 17-02-2011; 4. Alfredo Salvador 28-08-2017

## Actividad

El ciervo en la Península Ibérica tiene una actividad principalmente crepuscular, con una clara disminución de la actividad en el mediodía y en la medianoche, pero siendo el nivel de actividad nocturna mayor que el diurno (Carranza et al., 1991).

La comparación entre estaciones muestra que el patrón general de actividad cambia poco aunque se pueden observar algunas diferencias estacionales. Durante el verano y la época de celo (otoño) la caída de la actividad al amanecer tiene lugar antes que en invierno y primavera, probablemente debido al progresivo avance en la hora de la salida del sol y el incremento de las temperaturas.

La comparación entre machos y hembras muestra que los patrones de actividad de los machos parecen ser más extremos, con gran actividad al amanecer y niveles de actividad menores en el mediodía y en la medianoche.

Los ciervos de otras poblaciones han sido también descritos como crepusculares, pero con los niveles de actividad diurna similares a los niveles nocturnos (Catt y Staines, 1987), o incluso mayores en el caso de la Isla de Rum, especialmente en invierno (Clutton-Brock et al., 1982). La mayor actividad nocturna de los ciervos podría ser una adaptación contra la depredación, y las menores temperaturas durante la noche podrían favorecer la mayor actividad en los crepúsculos. Este mismo conflicto básico entre depredación y temperatura podría sesgar la actividad hacia la noche en los ecosistemas mediterráneos, y podría ser una explicación a las diferencias estacionales observadas entre las poblaciones del norte de Europa y las peninsulares: en ambas poblaciones los ciervos son más diurnos en invierno (Carranza et al., 1991; Clutton-Brock et al., 1982).

## Dominio vital

El movimiento es utilizado por los animales para la obtención de diferentes tipos de recursos que necesitan en los distintos momentos del ciclo diario o estacional. Básicamente los animales



se desplazan en busca de alimento, refugio, o parejas reproductoras. El ciervo, como la mayor parte de las especies animales, no es nómada sino que vive en áreas delimitadas donde lleva a cabo sus actividades diarias. Estas áreas se denominan áreas de campeo o dominio vital.

En la isla de Rum en Escocia, siguiendo a los animales que reconocían individualmente gracias a marcas naturales individuales obtuvieron áreas de campeo de aproximadamente 110 ha en el caso de los machos y 190 ha para las hembras (Clutton-Brock et al., 1982). Sin embargo, en un trabajo con una población distinta, también en Escocia, pero en una zona de bosque, y mediante la utilización de crotales y collares radioemisores que permiten localizar a los animales a larga distancia sin necesidad de acercarse a ellos y perturbar su comportamiento, describen tamaños de áreas de campeo de 2.060 ha para los machos, y de 760 ha para las hembras (Catt y Staines, 1987). En general, el tamaño de las áreas de campeo de los machos han sido de manera más frecuente descritas como mayores que las de las hembras (Georgii y Schröder, 1983), lo cual podría estar relacionado con mayores requerimientos nutricionales debidos a su mayor tamaño corporal y al uso de áreas de peor calidad para evitar la competencia con las hembras.

Los estudios realizados en la Península Ibérica describen áreas de campeo menores que las descritas en el norte y centro de Europa, y en todos los casos áreas de campeo mayores para los machos que para las hembras. En el Parque Natural de Monfragüe, mediante el seguimiento de animales marcados y equipados con collares radioemisores, se encontró un tamaño medio de área de campeo de 258 ha para las hembras (n= 4) y de 655 ha para un macho (Carranza et al., 1991). En Sierra Morena se obtuvo un tamaño medio de área de campeo de 1.185 ha para los machos (n= 3) y de 417 ha para las hembras (n= 6) (Lazo et al., 1994; Soriguer et al., 1994). En el Parque Nacional de Doñana, también mediante el radiomarcaje de individuos adultos, se ha encontrado una gran variación entre individuos en el tamaño del área de campeo, que en promedio resultó de 1.050 ha para los machos y 240 ha en el caso de las hembras (Sánchez-Prieto y Carranza, 2003).

Este menor tamaño de las áreas de campeo del ciervo en la Península Ibérica podría reflejar la idoneidad de los ecosistemas mediterráneos para esta especie, que además presentan mayores densidades que la mayoría de los ecosistemas más norteños (Carranza, 1999; Catt y Staines, 1987).

La densidad poblacional debe estar también relacionada con el tamaño de las áreas de campeo. Aunque no existen estudios científicos que analicen comparativamente zonas de diferente densidad, sabemos que los animales son vistos con frecuencia en áreas periféricas cuando la densidad poblacional es alta (Carranza, datos no publicados).

## Movimientos

En cuanto a la distancia que los ciervos ibéricos recorren al día, mediante la utilización de animales marcados y seguidos durante ciclos de 24 horas y uniendo las sucesivas localizaciones obtenidas a intervalos de tres horas, se ha podido estimar el mínimo desplazamiento diario, es decir, la distancia mínima que se desplazan si asumimos que realizan desplazamientos en línea recta entre las localizaciones sucesivas. Esta distancia mínima recorrida por los ciervos a lo largo de un día oscila entre 3,04 y 4,21 km en el caso de la Península Ibérica (Carranza et al., 1991), siendo en general algo menor en el caso de las hembras, excepto durante la época de celo en la que los machos tienden a restringir sus movimientos a áreas particulares. Esta distancia recorrida no significa que necesariamente los ciervos se alejen 3 ó 4 kilómetros entre las zonas de descanso y alimentación. Se trata más bien de un cálculo de cuánto se han desplazado durante sus actividades diarias, y buena parte de este movimiento puede suponer girar alrededor de un área y repetir el paso por ciertas zonas. La distancia en línea recta que se separan diariamente entre áreas de alimentación y descanso puede ser de aproximadamente la mitad de esas cifras. En poblaciones en el norte de Europa se han descrito distancias de desplazamiento diario que van desde 1,8 km en invierno a 3,0 km en verano (Clutton-Brock et al., 1982).

Tanto los cambios en el ciclo biológico del ciervo, como en la climatología y por tanto en la productividad vegetal, pueden provocar cambios estacionales en los tamaños de las áreas de campeo. Durante la época de celo, en otoño, los tamaños de las áreas de campeo disminuyen, en especial de las de los machos, que restringen sus movimientos a las zonas donde se

concentra la actividad de celo (Carranza et al., 1996). En el caso de las hembras, en la Península Ibérica se han descrito desplazamientos de hembras hacia las zonas donde se agrupan los machos en la berrea (Carranza y Valencia, 1999), y en centro Europa desplazamientos a áreas agrícolas (Szemethy et al., 2003a, b), que en ninguno de los casos están explicados por cambios en la disponibilidad de alimento.

### **Dispersión**

En los mamíferos, como es el caso del ciervo, la dispersión de los animales juveniles hacia áreas alejadas de las de su lugar de nacimiento es un fenómeno ampliamente descrito, y que afecta de manera diferencial a los dos sexos, siendo los machos los individuos que más frecuentemente se dispersan y a lugares más alejados. No existen datos sobre dispersión en ciervo ibérico, pero en el ciervo europeo la edad a la que suelen dispersarse son los dos años, aunque oscila entre los 2 y los 5 años, y hasta un 70% de los jóvenes machos fueron encontrados a más de 2 kilómetros de distancia de su lugar de nacimiento, siendo la mayor distancia a la que se ha movido un individuo de 22 km (Clutton-Brock et al., 1982). En otros estudios, de cinco machos capturados cuatro se dispersaron y la distancia media a la que se dispersaron fue de 15 km y no hubo una dirección constante de dispersión (Catt y Staines, 1987). Sin embargo no se conoce cual es el motivo de que unos machos se dispersen y otros no, tan sólo parece haberse encontrado que los machos que se dispersan tienen mayor peso que los que no lo hacen (Clutton-Brock et al., 1982), lo cual podría interpretarse como un umbral de condición corporal necesario para afrontar las incertidumbres de desplazarse a zonas nuevas y desconocidas.

En poblaciones no valladas de la Sierra de San Pedro, la sex-ratio está desviada hacia las hembras y hay una elevada proporción de machos jóvenes. Como consecuencia, la competición por el emparejamiento es menor que en otras poblaciones y la dispersión es mayor en las hembras que en los machos. Además, la competición por el emparejamiento está relacionada positivamente con la dispersión de los machos y negativamente con la dispersión de las hembras. Los machos pueden no dispersarse si la competencia intrasexual es baja y entonces las hembras pueden dispersarse en respuesta a la filopatria de los machos (Pérez-González y Carranza, 2009)<sup>2</sup>.

La dispersión de los individuos jóvenes es un proceso que entraña riesgos. Se sabe que en muchas especies la dispersión es una de las principales causas de mortalidad. En el caso del ciervo es importante tener en cuenta que el comportamiento de dispersión hace que sea muy probable encontrar machos jóvenes e inexpertos (de unos dos años de edad) que se desplazan por zonas que no conocen, atravesando barreras naturales o artificiales, y asumiendo por tanto riesgos mayores que los animales que habitualmente residen en esas zonas. Incluso cabe esperar encontrar ocasionalmente a estos machos dispersantes atravesando zonas no ocupadas de modo habitual por el ciervo. Por otro lado, la dispersión no tiene por qué ser un desplazamiento puntual en el tiempo, sino que un macho joven podría mantener una alta movilidad durante varios años hasta asentarse definitivamente en una zona donde intentará tener opciones reproductivas.

### **Patrón social y comportamiento**

El ciervo es un animal moderadamente gregario (Alvarez y Braza, 1989). Su tendencia a formar grupos se sitúa en un grado intermedio entre el corzo (muy poco gregario o prácticamente solitario) y el gamo (muy gregario). Los grupos de ciervo mantienen relaciones comunicativas entre sí, que juegan un importante papel en la coordinación y cohesión del grupo, así como en la optimización de los beneficios derivados de la vigilancia común (Recuerda y Arias de Reyna, 1987).

Los ciervos muestran bajos niveles de agresión entre parientes de primer, segundo y tercer grado lo que sugiere que tienen un sistema complejo de reconocimiento de parentesco (Ceacero et al., 2007).<sup>1</sup>

Machos y hembras se mantienen en grupos separados durante la mayor parte del año, exceptuando la época de celo (Carranza, 1986; Carranza y Valencia, 1992). En las hembras, la unidad social básica es el grupo familiar, liderado por la hembra de más edad, seguida por la

cría del año, la del año anterior (hembra joven o primala o vareto si es macho), e incluso la hija de dos años de edad si fue hembra (Carranza y Arias de Reyna, 1987). Si fue macho lo normal es que ya se haya dispersado para integrarse en grupos de machos. Dado que las hembras cuando crían por primera vez tienden a establecer áreas de campeo que solapan con las de sus madres, es frecuente que las familias emparentadas coincidan en las mismas áreas de alimentación y formen temporalmente agrupaciones de varias familias.

Los machos tienden a reunirse en grupos de edad similar, dentro de los cuales se establece una fuerte jerarquía lineal de dominancia. En los grupos de hembras, existen igualmente relaciones jerárquicas, siendo la hembra líder la dominante. Sin embargo, el comportamiento de la hembra dominante provoca cambios en las relaciones de dominancia de los demás miembros de la familia, favoreciendo por ejemplo a la cría, o al vareto en las etapas previas a su independencia del grupo familiar (Carranza, 1988).

Otras contribuciones: 1. Alfredo Salvador. 7-08-2008; 2. Alfredo Salvador. 17-02-2011

## Bibliografía

- Acevedo, P., Cassinello, J. (2009). Human-induced range expansion of wild ungulates causes niche overlap between previously allopatric species: red deer and Iberian ibex in mountainous regions of southern Spain. *Annales Zoologici Fennici*, 46 (1): 39-50.
- Acevedo, P., Ruiz-Fons, F., Vicente, J., Reyes-García, A. R., Alzaga, V., Gortazar, C. (2008). Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology*, 276 (1): 37-47.
- Alvarez, F., Braza, F. (1989). Tendencias gregarias del ciervo (*Cervus elaphus*) en Doñana. *Doñana Acta Vertebrata*, 16 (1): 143-155.
- Alvarez, G., Martínez, T., Martínez, E. (1991). Winter diet of red deer stag (*Cervus elaphus* L.) and its relationship to morphology and habitat in central Spain. *Folia Zoologica*, 40 (2): 117-130.
- Alvarez, G., Ramos, J. (1991). Estrategias alimentarias del ciervo (*Cervus elaphus* L.) en Montes de Toledo. *Doñana Acta Vertebrata*, 18 (1): 63-99.
- Alvarez-Jiménez, G. (1988). Problemas asociados a la aplicación del transecto lineal para el censo de las poblaciones de cérvidos en un biotopo Mediterráneo (Quintos de Mora, Montes de Toledo). *Ecología*, 2: 233-249.
- Alvarez-Orti, M., Escribano, J., Garde, J., García, A., Ortiz, N., Gallego, L., Fernández, J. A. (1999). Evaluación de la variabilidad genética en poblaciones cinegéticas de ciervo ibérico, *Cervus elaphus hispanicus*, mediante métodos moleculares. *Galemys*, 11 (1): 27-39.
- Alves, J., da Silva, A. A., Soares, A. M. V. M., Fonseca, C. (2013). Sexual segregation in red deer: is social behaviour more important than habitat preferences? *Animal Behaviour*, 85 (2): 501-509.
- Alves, J., da Silva, A. A., Soares, A. M. V. M., Fonseca, C. (2014). Spatial and temporal habitat use and selection by red deer: The use of direct and indirect methods. *Mammalian Biology*, 79 (5): 338-348.
- Aranaz, A., de Juan, L., Montero, N., Sanchez, C., Galka, M., Delso, C., Alvarez, J., Romero, B., Bezos, J., Vela, A. I., Briones, V., Mateos, A., Dominguez, L. (2004). Bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*) in wildlife in Spain. *Journal of Clinical Microbiology*, 42 (6): 2602-2608.
- Aranda, Y., Orueta, J. F., Fandos, P. (1995a). Análisis de la selección de escodaderos por parte del ciervo (*Cervus elaphus* L.) en ambiente mediterráneo. *Ecología*, 9: 395-401.
- Aranda, Y., Orueta, J. F., Fandos, P. (1995b). Influencia de la caza sobre la estima de la densidad, mediante el transecto lineal, en una población Mediterránea de ciervo (*Cervus elaphus*). *Gibier Faune Sauvage*, 12(3): 231-246.

- 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.
- Arenas, A., Astorga, R., Tarradas, C., Maldonado, A., Luque, I., Perea, A. (1997). Control of an outbreak of septicaemic pasteurellosis in wild red deer (*Cervus elaphus*). *Erkrankungen der Zootiere*, 38: 323-325.
- Arenas, A., Perea, A., Espejo, J., Molera, M., Tarradas, C., García, R., Anguiano, A., Molina, J. M. (1991). Serological survey of some interesting bacterial agents in feral red deer (*Cervus elaphus*) from west 'Sierra Morena' Spain. *Erkrankungen der Zootiere*, 33: 241-244.
- Arias, M. S., Martínez-Carrasco, C., León-Vizcaíno, L., Paz-Silva, A., Díez-Baños, P., Morrondo, P., Alonso, F. (2012). Detection of antibodies in wild ruminants to evaluate exposure to liver trematodes. *Journal of Parasitology*, 98 (4): 754-759.
- Azorit, C., Analla, M., Calvo, J. A., Muñoz-Cobo, J., Carrasco, R. (2002a). Teeth eruption pattern in red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) in southern Spain. *Anales de Biología* (Murcia), 24: 107-114.
- Azorit, C., Analla, M., Carrasco, R., Muñoz-Cobo, J. (2002e). Influence of age and environment on antler traits in Spanish red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). *Zeitschrift fur Jagdwissenschaft*, 48 (3): 137-144.
- Azorit, C., Analla, M., Hervas, J., Carrasco, R., Muñoz-Cobo, J. (2002d). Growth marks observation: preferential techniques and teeth for ageing of Spanish red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). *Anatomia Histologia Embryologia*, 31 (5): 303-307.
- Azorit, C., Analla, M., Muñoz-Cobo, J. (2003). Variation of mandible size in red deer *Cervus elaphus hispanicus* from southern Spain. *Acta Theriologica*, 48 (2): 221-222.
- Azorit, C., Hervas, J., Analla, M., Carrasco, R., Muñoz-Cobo, J. (2002c). Histological thin-sections: a method for the microscopic study of teeth in Spanish red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). *Anatomia Histologia Embryologia*, 31 (4): 224-227.
- Azorit, C., Muñoz-Cobo, J., Analla, M. (2002b). Seasonal deposition of cementum in first lower molars from *Cervus elaphus hispanicus*. *Mammalian Biology*, 67 (4): 243-245.
- Azorit, C., Tellado, S., Oya, A., Moro, J. (2012). Seasonal and specific diet variations in sympatric red and fallow deer of southern Spain: a preliminary approach to feeding behaviour. *Anim. Prod. Sci.*, 52: 720-727.
- Barbosa, A. M., Carranza, J. (2010). Lack of intraspecific variation in two Y-chromosomal introns of *Cervus elaphus* (Cetartiodactyla: Cervidae), and a new sex marker for this species. *Journal of Negative Results*, 7: 1-4.
- Barbosa, A. M., Fernández-García, J. L., Carranza, J. (2009). A new marker for rapid sex identification of red deer (*Cervus elaphus*). *Hystrix It. J. Mamm.*, 20 (2): 169-172.
- Barja, I. (2009). Prey and prey-age preference by the Iberian wolf *Canis lupus signatus* in a multiple-prey ecosystem. *Wildlife Biology*, 15 (2): 147-154.
- Bautista, J., Moleón, M., Gil, J. M. (2016). Dieta del águila real en el sur de España. *Quercus*, 364: 17-23.
- Bellu, A., Bugalho, M. N., Monteiro-Henriques, T., Costa, J. C., Rego, F. C. (2012). Habitat use at fine spatial scale: how does patch clustering criteria explain the use of meadows by red deer? *European Journal of Wildlife Research*, 58 (4): 645-654.
- Blanco, J. C. (2007). Estado de conservación de los mamíferos de España. Pp. 66-70. 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.

- Blanco, J. C., Ballesteros, F., García-Serrano, A., Herrero, J., Nores, C., Palomero, G. (2011). Behaviour of brown bears killing wild ungulates in the Cantabrian Mountains, Southwestern Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (3): 669-673.
- Blewett, D. A. (1988). Cryptosporidiosis in red deer. En: Reid, H. W. (Ed.). *The Management and Health of Farmed Deer*. Kluwer Academic, Boston.
- Boadella, M., Casas, M., Martín, M., Vicente, J., Segales, J., de la Fuente, J., Gortázar, C. (2010). Increasing Contact with Hepatitis E Virus in Red Deer, Spain. *Emerging Infectious Diseases*, 16 (12): 1994-1996.
- Braza, F., Alvarez, F. (1989). Habitat use by red deer and fallow deer in Donana National Park. *Miscellanea Zoologica*, 11: 363-367.
- Braza, F., Alvarez, F., Geldof, R., Byloo, H. (1984). Desplazamientos de ungulados silvestres a través de una zona de ecotono en Doñana. *Doñana Acta Vertebrata*, 11 (2): 275-287.
- Braza, F., Varela, I., San José, C., Cases, V. (1989). Distribution actuelle du chevreuil (*Capreolus capreolus*), du daim (*Dama dama*) et du cerf (*Cervus elaphus*) en Espagne. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 54 (6): 393-396.
- Bueno de la Fuente, M. L., Moreno, V., Pérez, J. M., Ruiz-Martinez, I., Soriguer, R. C. (1998). Oestrosis in red deer from Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 34 (4): 820-824.
- Bugalho, M. N., Milne, J. A. (2003). The composition of the diet of red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean environment: a case of summer nutritional constraint? *Forest Ecology and Management*, 181 (1-2): 23-29.
- Bugalho, M. N., Milne, J. A., Racey, P. A. (2001). The foraging ecology of red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean environment: Is a larger body size advantageous? *Journal of Zoology* (London), 255 (3): 285-289.
- Bützler, W. (1986). *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758 - Rothirsch. Pp. 107-139. En: Niethammer, J., Krapp, F. (Eds.). *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 2/II Paarhufer - Artiodactyla (Suidae, Cervidae, Bovidae). Aula Verlag, Wiesbaden.
- Cabrera, A. (1911). Los ciervos de España. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 11: 556-559.
- Cabrera, A. (1914). *Fauna Ibérica*. Mamíferos. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Calero-Bernal, R., Saugar, J. M., Frontera, E., Pérez-Martín, J. E., Habela, M. A., Serrano, F. J., Reina, D., Fuentes, I. (2015). Prevalence and Genotype Identification of *Toxoplasma gondii* in Wild Animals from Southwestern Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 51 (1): 233-238.
- Camina, A. (1995). Comparación de tres técnicas de censo en una población de ciervo (*Cervus elaphus* L.) de las montañas del Sistema Ibérico. *Munibe*, 47: 137-141.
- Carranza, J. (1986). Configuración espacial de los grupos mixtos en el ciervo (*Cervus elaphus*) durante el período de celo. *Misc. Zool.*, 10: 347-352.
- Carranza, J. (1988). Dominance relationships in female groups of red deer: seasonal changes. *Acta Theriologica*, 33-31: 435-442.
- Carranza, J. (1992). Lekking in red deer? - a comment on the concept of lek. *Etología*, 2: 83-90.
- Carranza, J. (1995). Female attraction by males versus sites in territorial rutting red deer. *Animal Behaviour*, 50 (2): 445-453.
- Carranza, J. (1999). Aplicaciones de la Etología al manejo de las poblaciones de ciervo del suroeste de la Península Ibérica: producción y conservación. *Etología*, 7: 5-18.
- Carranza, J. (2000). Environmental effects on the evolution of mating systems in endotherms. Pp. 106-139. En: Apollonio, M., Festa-Bianchet, M., Mainardi, D. (Eds.). *Vertebrate Mating Systems*. World Scientific.

- Carranza, J. (2002). La Evolución del Cuidado Parental. Pp. 193-212. En: Soler, M. (Ed.). *Evolución, la base de la Biología*. Proyecto Sur Ediciones, Granada.
- Carranza, J. (2002). *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758. Ciervo rojo. Pp. 310-313. En: Palomo, L. J., Gisbert, J. (Eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Carranza, J. (2007). *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758. Pp. 352-355. 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.
- Carranza, J., Alarcos, S., Sánchez-Prieto, C.B., Valencia, J., Mateos, C. (2004). Disposable soma senescence mediated by sexual selection in an ungulate. *Nature*, 432: 215-218.
- Carranza, J., Alvarez, F., Redondo, T. (1990). Territoriality as a mating strategy in red deer. *Animal Behaviour*, 40 (1): 79-88.
- Carranza, J., Arias de Reyna, L. M. (1987). Spatial organization of female groups in red deer (*Cervus elaphus* L.). *Behavioural Processes*, 14: 125-135.
- Carranza, J., Fernández-García, J. L., Martínez, J. G., Alvarez-Alvarez, R., Sanchez-Fernández, B., Sanchez-Prieto, C., Valencia, J., Alarcos, S. (2003b). The preservation of Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) from genetic introgression by other European subspecies. *IUCN Deer Specialist Group Newsletter*, 18: 2-4.
- Carranza, J., Fernández-Llario, P., Gomendio, M. (1996). Correlates of territoriality in rutting red deer. *Ethology*, 102 (10): 793-805.
- Carranza, J., García-Muñoz, A. J., Vargas, J. D. (1995). Experimental shifting from harem defence to territoriality in rutting red deer. *Anim. Behav.*, 49: 551-554.
- Carranza, J., Hidalgo de Trucios, S. J., Medina, R., Valencia, J., Delgado, J. (1991). Space use by red deer in a Mediterranean ecosystem as determined by radio-tracking. *Applied Animal Behaviour Science*, 30 (3-4): 363-371.
- Carranza, J., Martínez, J. G. (2002). Consideraciones Evolutivas en la Gestión de Especies Cinegéticas. Pp. 373-387. En: Soler, M. (Ed.). *Evolución, la base de la Biología*. Proyecto Sur Ediciones, Granada.
- Carranza, J., Martínez, J. G., Sanchez-Prieto, C., Fernández-García, J. L., Sánchez-Fernández, B., Álvarez-Alvarez, R., Valencia, J., Alarcos, S. (2003a). Game species: extinctions hidden by census numbers. *Animal Biodiversity and Conservation*, 26 (2): 81-84.
- Carranza, J., Mateos, C., Alarcos, S., Sánchez-Prieto, C. B., Valencia, J. (2008). Sex-specific strategies of dentine depletion in red deer. *Biological Journal of the Linnean Society*, 93 (3): 487-497.
- Carranza, J., Pérez-González, J., Mateos, C., Fernández-García, J. L. (2009). Parents' genetic dissimilarity and offspring sex in a polygynous mammal. *Molecular Ecology*, 18 (23): 4964-4973.
- Carranza, J., Salinas, M., de Andrés, D., Pérez-González, J. (2016). Iberian red deer: paraphyletic nature at mtDNA but nuclear markers support its genetic identity. *Ecology and Evolution*, 6 (4): 905-922.
- Carranza J., Trucios S. J., Medina R., Valencia J., Delgado J. (1991). Space use by red deer in a Mediterranean ecosystem as determined by radio-tracking. *Applied Animal Behaviour Science*, 30: 363-371.
- Carranza, J., Valencia, J. (1992). Organización social del ciervo en hábitat mediterráneo. *Miscellanea Zoologica*, 16: 223-232.
- Carranza, J., Valencia, J. (1999). Red deer females collect on male clumps at mating areas. *Behavioral Ecology*, 10 (5): 525-532.

- Carrasco, L., Fierro, Y., Castillejo, J. M., Bautista, M. J., Martín de las Mulas, J., Sierra, M. A. (1994). Vascular changes produced by *Elaeophora elaphi* in red deer (*Cervus elaphus*). *Erkrankungen der Zootiere*, 36: 405-408.
- Carrasco, L., Fierro, Y., Sánchez-Castillejo, J. M., Bautista, M. J., Gómez-Villamandos, J. C., Sierra, M. A. (1995). Elaeophorosis in red deer caused by *Elaeophora elaphi*: lesions of natural disease. *Veterinary Pathology*, 32 (3): 250-257.
- Carreño, R. A., Díez-Baños, N., Hidalgo-Arguello, M. R., Nadler, S. A. (2009). Characterization of *Dictyocaulus* species (Nematoda: Trichostrongyloidea) from three species of wild ruminants in northwestern Spain. *Journal of Parasitology*, 95 (4): 966-970.
- Carvalho, J., Martins, L., Silva, J. P., Santos, J., Torres, R. T., Fonseca, C. (2012). Habitat suitability model for red deer (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758): spatial multi-criteria analysis with GIS application. *Galemys*, 24: 47-56.
- Castillo, L., Fernández-Llario, P., Carranza, J., Bermejo, F., Hermoso de Mendoza, J. (2010). First seropositive cases of *Coxiella burnetti* in red deer populations in the southwest of Iberian Peninsula. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 41: 468-473.
- Castillo, L., Fernández-Llario, P., Mateos, C., Carranza, J., Benítez-Medina, J.M., García-Jiménez, W., Bermejo-Martín, F., Hermoso de Mendoza, J. (2011). Management practices and their association with *Mycobacterium tuberculosis* complex prevalence in red deer populations in Southwestern Spain. *Preventive Veterinary Medicine*, 98: 58-63.
- Catt, D. C., Staines, B. W. (1987). Home range use and habitat selection by Red deer (*Cervus elaphus*) in a Sitka spruce plantation as determined by radio-tracking. *Journal of Zoology*, 211: 681-693.
- Ceacero, F., Gallego, L. (2008). Population management and bone structural effects in composition and radio-opacity of Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) antlers. *European Journal of Wildlife Research*, 54 (2): 215-223.
- Ceacero, F., Landete-Castillejos, T., García, A. J., Estévez, J. A., Gallego, L. (2007). Kinship discrimination and effects on social rank and aggressiveness levels in Iberian red deer hinds. *Ethology*, 113 (12): 1133-1140.
- Ceacero, F., Landete-Castillejos, T., Miranda, M., García, A. J., Martínez, A., Gallego, L. (2014). Why do cervids feed on aquatic vegetation? *Behavioural Processes*, 103: 28-34.
- Ceacero, F., Landete-Castillejos, T., Olguin, A., Miranda, M., García, A., Martínez, A., Cassinello, J., Miguel, V., Gallego, L. (2015). Avoiding Toxic Levels of Essential Minerals: A Forgotten Factor in Deer Diet Preferences. *Plos One*, 10 (1): e0115814.
- Clutton-Brock, T. H., Albon, S. D. (1979). The roaring of red deer and the evolution of honest advertisement. *Behaviour*, 69: 145-170.
- Clutton-Brock, T. H., Albon, S. D. (1989). *Red deer in the Highlands*. BSP Professional Books, Oxford.
- Clutton-Brock, T. H., Albon, S. D., Guinness, F. E. (1984). Maternal dominance, breeding success, and birth sex ratios in red deer. *Nature*, 308: 358-360.
- Clutton-Brock, T., Guinness, F. E., Albon, S. D. (1982) *Red deer: Behavior and Ecology of Two Sexes*. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Colwell, D. D., Martínez, F. J., Martínez, A., Henández, S., De la Fuente, C., Alunda, J. M., Hall, M. J. R. (1998). Comparative scanning electron microscopy of third-instar *Hypoderma* spp. (Diptera: Oestridae). *Medical and Veterinary Entomology*, 12: 181-186.
- Cordero del Campillo, M., Castañón Ordóñez, L., Reguera Feo, A. (1994). *Índice- catálogo de zooparásitos ibéricos*. Segunda edición. Secretariado de publicaciones, Universidad de León. 650 pp.

- Corrigan, W., Easton, J.F., Hamilton, W. J. (1980) Dictyocaulus infection in red deer (*Cervus elaphus*) and the fallow deer (*Dama dama*). *Veterinary Record*, 106: 335-339.
- Costa, L., Saenz de Buruaga, M. (1994). Impacto del escodado por cérvidos en la vegetación forestal de la montaña cantábrica (España). *Investigación Agraria Sistemas y Recursos Forestales*, 3 (2): 183-198.
- Cubero-Pablo, M. J., Plaza, M., Perez, L., Gonzalez, M., León-Vizcaino, L. (2000). Seroepidemiology of chlamydial infections of wild ruminants in Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 36 (1): 35-47.
- Currey, J. D., Landete-Castillejos, T., Estevez, J., Ceacero, F., Olguin, A., García, A., Gallego, L. (2009). The mechanical properties of red deer antler bone when used in fighting. *Journal of Experimental Biology*, 212 (24): 3985-3993.
- D'Amico, M., Periquet, S., Román, J., Revilla, E. (2016). Road avoidance responses determine the impact of heterogeneous road networks at a regional scale. *Journal of Applied Ecology*, 53 (1): 181-190.
- Deer Specialist Group (1996). *Cervus elaphus*. En: *IUCN Red List of Threatened Species*. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.
- De la Fuente, C., San-Miguel, J. M., Santin, M., Alunda, J. M., Domínguez, I., López, A., Carballo, M., González, A. (2000). Pharyngeal bot flies in *Cervus elaphus* in central Spain: prevalence and population dynamics. *Journal of Parasitology*, 86 (1): 33-37.
- De la Fuente, C., Vicente, J., Hofle, U., Ruiz-Fons, F., de Mera, I. G. F., Van Den Bussche, R. A., Kocan, K. M., Gortázar, C. (2004). Anaplasma infection in free-ranging Iberian red deer in the region of Castilla-La Mancha, Spain. *Veterinary Microbiology*, 100 (3-4): 163-173.
- De la Fuente-Lopez, C., Santin-Duran, M., Alunda, J. M. (2001). Seasonal changes in prevalence and intensity of *Hypoderma actaeon* in *Cervus elaphus* from central Spain. *Medical and Veterinary Entomology*, 15 (2): 204-207.
- Delibes, M. (1980). El lince ibérico. Ecología y comportamiento alimentarios en el Coto Doñana, Huelva. *Doñana, Acta Vertebrata*, 7-3 (Número especial): 1-128.
- Drózd, J. (1967) Studies on helminths and helminthiasis in Cervidae. III. Historical formation of helminthofauna in Cervidae. *Acta Parasitologica Polonica*, 14 (30): 287-300.
- Duarte, J., Farfán, M. A., Fa, J. E., Vargas, J. M. (2015). Deer populations inhabiting urban areas in the south of Spain: habitat and conflicts. *European Journal of Wildlife Research*, 61 (3): 365-377.
- Escós, J., Alados, C. L. (1988). Estimating mountain ungulate density in Sierras de Cazorla y Segura. *Mammalia*, 52 (3): 425-428.
- Escós, J., Alados, C. L. (1992). Habitat preference of Spanish ibex and other ungulates in Sierras de Cazorla y Segura (Spain). *Mammalia*, 56 (3): 393-406.
- Espi, A., Prieto, J. M., Alzaga, V. (2010). Leptospiral antibodies in Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*), fallow deer (*Dama dama*) and European wild boar (*Sus scrofa*) in Asturias, Northern Spain. *Veterinary Journal*, 183 (2): 226-227.
- Estévez, J. A., Landete-Castillejos, T., García, A. J., Ceacero, F., Martínez, A., Gaspar-López, E., Calatayud, A., Gallego, L. (2010). Seasonal variations in plant mineral content and free-choice minerals consumed by deer. *Animal Production Science*, 50 (3): 177-185.
- Estévez, J. A., Landete-Castillejos, T., Martínez, A., García, A. J., Ceacero, F., Gaspar-López, E., Calatayud, A., Gallego, L. (2009). Antler mineral composition of Iberian red deer *Cervus elaphus hispanicus* is related to mineral profile of diet. *Acta Theriologica*, 54 (3): 235-242.
- Estrada, A. (1995). *Catálogo Geográfico de las garrapatas en la Península Ibérica*. Ed. Mallinckrodt Veterinary.



Fernández de Mera, I. G., Vicente, J., Naranjo, V., Fierro, Y., Garde, J. J., de la Fuente, J., Gortazar, C. (2009). Impact of major histocompatibility complex class II polymorphisms on Iberian red deer parasitism and life history traits. *Infection Genetics and Evolution*, 9 (6): 1232-1239.

Fernández-García, J. L., Carranza, J., Martínez, J. G., Randi, E. (2014). Mitochondrial D-loop phylogeny signals two native Iberian red deer (*Cervus elaphus*) Lineages genetically different to Western and Eastern European red deer and infers human-mediated translocations. *Biodiversity and Conservation*, 23 (3): 537-554.

Fierro, Y., Gortazar, C., Landete-Castillejos, T., Vicente, J., García, A., Gallego, L. (2002). Baseline values for cast antlers of Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48 (4): 244-251.

Foerster, K., Coulson, T., Sheldon, B. C., Pemberton, J. M., Clutton-Brock, T. H., Kruuk, L. E. B. (2007). Sexually antagonistic genetic variation for fitness in red deer. *Nature*, 447: 1107–1110.

Galarza, J. A., Sánchez-Fernández, B., Fandos, P., Soriguer, R. (2015). The Genetic Landscape of the Iberian Red Deer (*Cervus elaphus hispanicus*) after 30 Years of Big-Game Hunting in Southern Spain. *Journal of Wildlife Management*, 79 (3): 500-504.

Gambín, P., Ceacero, F., García, A. J., Landete-Castillejos, T., Gallego, L. (2017). Patterns of antler consumption reveal osteophagia as a natural mineral resource in key periods for red deer (*Cervus elaphus*). *European Journal of Wildlife Research*, 63 (2): 39.

García, I., Napp, S., Casal, J., Perea, A., Allepuz, A., Alba, A., Carbonero, A., Arenas, A. (2009). Bluetongue epidemiology in wild ruminants from Southern Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 55 (2): 173-178.

García-Bocanegra, I., Paniagua, J., Gutiérrez-Guzmán, A. V., Lecollinet, S., Boadella, M., Arenas-Montes, A., Cano-Terriza, D., Lowenski, S., Gortázar, C., Hofle, U. (2016). Spatio-temporal trends and risk factors affecting West Nile virus and related flavivirus exposure in Spanish wild ruminants. *BMC Veterinary Research*, 12: 249.

García-Bocanegra, I., Pérez de Val, B., Arenas-Montes, A., Paniagua, J., Boadella, M., Gortazar, C., Arenas, A. (2012). Seroprevalence and Risk Factors Associated to Mycobacterium bovis in Wild Artiodactyl Species from Southern Spain, 2006-2010. *Plos One*, 7 (4): e34908.

García Pérez, A., Benedicto, L., Barral, M., Juste, R. A. (2000). Infección por Ehrlichia phagocytophila en rumiantes: resultados recientes acerca de la epidemiología, clínica y diagnóstico de la enfermedad. V Simposium Ibérico sobre Ixodoidea y Enfermedades Transmitidas, 27-29. Madrid, sept. 2000.

García Romero, C., Valcárcel, F., Corchero, J. M., Pérez, J. M., Olmeda, A. S. (2000). Las parasitosis del ciervo en Castilla La Mancha. *Ecología*, 14: 235-249.

García Romero, C., Corchero, J., Valcárcel, F. (2000). Parasitosis hepáticas y cestodosis en el ciervo. *Ovis*, 69: 37-48.

García, A. J., Landete-Castillejos, T., Gómez-Brunet, A., Garde, J. J., Gallego, L. (2003). Characteristics of the oestrous cycle of Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) assessed by progesterone profiles. *Journal of Experimental Zoology*, 298 A (2): 143-149.

García-González, R., Cuartas, P. (1992). Food habits of Capra pyrenaica, Cervus elaphus and Dama dama in the Cazorla Sierra (Spain). *Mammalia*, 56 (2): 195-202.

Garin, I., Aldezebal, A., García-González, R., Aihartza, J. R. (2001). Composición y calidad de la dieta del ciervo (*Cervus elaphus* L.) en el norte de la península ibérica. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (1): 53-63.

Gaspar-López, E., García, A. J., Landete-Castillejos, T., Carrión, D., Estévez, J. A., Gallego, L. (2008). Growth of the first antler in Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). *European Journal of Wildlife Research*, 54 (1): 1-5.

- Gaspar-López, E., García, A. J., Landete-Castillejos, T., Carrión, D., Gómez, J. A., Estévez, J. A., Gallego, L. (2007). Descripción del crecimiento de la primera cuerna en ciervo ibérico (*Cervus elaphus hispanicus*). *Galemys*, 19 (Número especial): 115-127.
- Geist, V. (1998). *Deer of the World: their Evolution, Behavior & Ecology*. Stackpole Books, Mechanicsburg.
- Georgii, B., Schröder, W. (1983). Home range and activity patterns of male red deer (*Cervus elaphus*) in the Alps. *Oecologia*, 58: 238-248.
- Gil-Collado, J., Valls, J. L., Fierro de Riva, Y. (1985). Estudio de las larvas de Oestridae parásitas de Cervidae en España. *Actas do Congresso Iberico de Entomologia*, 2 (1): 467-475.
- Gil-Sánchez, J. M., Molino-Garrido, F., Valenzuela-Serrano, G. (1997). Nota sobre la alimentación del linco Ibérico en el Parque Natural de la Sierra de Andujar (Sierra Morena Oriental). *Doñana, Acta Vertebrata*, 24 (1-2): 204-206.
- Gomendio, M., Malo, A. F., Soler, A. J., Fernández-Santos, M. R., Estesó, M. C., García, A. J., Roldán, E. R. S., Garde, J. (2006). Male Fertility and Sex Ratio at Birth in Red Deer. *Science*, 314 (5804): 1.445-1.447.
- Gómez, J. A., Ceacero, F., Landete-Castillejos, T., Gaspar-López, E., García, A. J., Gallego, L. (2012). Factors affecting antler investment in Iberian red deer. *Animal Production Science*, 52 (9): 867-873.
- González-Barrio, D., Velasco Avila, A. L., Boadella, M., Beltrán-Beck, B., Barasona, J. A., Santos, J. P. V., Queiros, J., García-Pérez, A. L., Barral, M., Ruiz-Fons, F. (2015). Host and Environmental Factors Modulate the Exposure of Free-Ranging and Farmed Red Deer (*Cervus elaphus*) to *Coxiella burnetii*. *Applied and Environmental Microbiology*, 81 (18): 6223-6231.
- Gordon, I. J., Illius, A.W. (1988). Incisor arcade structure and diet selection in ruminants. *Funct. Ecol.*, 2: 15-22.
- Gortázar, C., Fernández de Luco, D., Frolich, K. (1998). Keratoconjunctivitis in a free-ranging red deer (*Cervus elaphus*) population in Spain. *Zeitschrift fur Jagdwissenschaft*, 44 (4): 257-261.
- Gortázar, C., Herrero, J., Villafuerte, R., Marco, J. (2000). Historical examination of the status of large mammals in Aragon, Spain. *Mammalia*, 64 (4): 411-422.
- Gutiérrez-Expósito, D., Ortega-Mora, L. M., Marco, I., Boadella, M., Gortázar, C., San Miguel-Ayanz, J. M., García-Lunar, P., Lavín, S., Álvarez-García, G. (2014). First serosurvey of *Besnoitia* spp. infection in wild European ruminants in Spain. *Veterinary Parasitology*, 197 (3-4): 557-564.
- Habela, M. A., Peña, J., Corchero, E., Sevilla, R. G. (2000). *Garrapatas y hemoparásitos transmitidos de interés veterinario en España*. Facultad de Veterinaria de Cáceres UEX – Schering-Plough Animall Health.
- Hernández, S., Martínez, F., Calero, R., Moreno, T., Navarrete, I. (1980). Parásitos del ciervo (*Cervus elaphus*) en Córdoba. 1. Primera relación. *Revista Ibérica de Parasitología*, 40 (1): 93-106.
- Hernández-Rodríguez, S., Martínez-Gómez, F., Gutiérrez-Palomino, P. (1986). *Elaeophora elaphi* n. sp. (Filarioidea: Onchocercidae) parasite of the red deer (*Cervus elaphus*) with a key of species of the genus *Elaeophora*. *Annales de Parasitologie Humaine et Comparee*, 61 (4): 457-463.
- Hernández-Rodríguez, S., Navarrete, I., Martínez-Gómez, F. (1981). *Sarcocystis cervicanis*, nueve especie parásita del ciervo (*Cervus elaphus*). *Revista Ibérica de Parasitología*, 41 (1): 43-51.

- Herrero, A., Almaraz, P., Zamora, R., Castro, J., Hódar, J. A. (2016). From the individual to the landscape and back: time-varying effects of climate and herbivory on tree sapling growth at distribution limits. *Journal of Ecology*, 104 (2): 430-442.
- Hidalgo, M. R., Martínez, A., Carreño, R. A., González, S., Ferreras, M. C., Díez, N. (2015). Levels of infection, pathology and nodule size of *Onchocerca flexuosa* (Nematoda: Onchocercidae) in red deer (*Cervus elaphus*) from northern Spain. *Journal of Helminthology*, 89 (3): 326-334.
- Hilzeimer, M. (1909). Neigen inselbewohnende Säugetiere zu einer Abnahme der Körpergröße? *Arch. Rass. Gessell. Biol. Leipzig*, 3: 305-321.
- Hittorf, M., Cortez, J. P. (2013). Dispersão de Sementes por Herbívoros Silvestres: Estratégias em Espécies Simpatricas. *Silva Lusitana*, 20: 201-216.
- Hueli, L. E., Díaz-Saez, V. (1987). Ixódidos (Acarina, Ixodidae) parásitos del ciervo (*Cervus elaphus* L.) en Sierra Morena (España). *Revista Ibérica de Parasitología*, 47 (3): 309-310.
- Korsholm, H., Henriksen, S. A. (1984). Infection with *Cryptosporidium* in roe deer (*Capreolus capreolus* L.). A preliminary report. *Nord. Vet. Med.*, 36: 266.
- Kruuk, L. E. B., Clutton-Brock, T. H., Albon, S. D., Pemberton, J. M., Guinness, F. E. (1999). Population density affects sex ratio variation in red deer. *Nature*, 399: 459-461.
- Landete-Castillejos, T., Estévez, J. A., Ceacero, F., García, A. J., Gallego, L. (2013). Effects of public vs. private management on deer antler composition, mechanical and structural variables. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (4): 519-529.
- Landete-Castillejos, T., García, A., Garde, J., Gallego, L. (2000). Milk intake and production curves and allosuckling in captive Iberian red deer, *Cervus elaphus hispanicus*. *Animal Behaviour*, 60 (5): 679-687.
- Landete-Castillejos, T., García, A., Gómez, J. A., Gallego, L. (2003). Lactation under food constraints in Iberian red deer *Cervus elaphus hispanicus*. *Wildlife Biology*, 9 (2): 131-139.
- Landete-Castillejos, T., García, A., Gómez, J. A., Laborda, J., Gallego, L. (2002). Effects of nutritional stress during lactation on immunity costs and indices of future reproduction in Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). *Biology of Reproduction*, 67 (5): 1613-1620.
- Landete-Castillejos, T., Gortazar, C., Vicente, J., Fierro, Y., García, A., Gallego, L. (2004). Age-related foetal sex ratio bias in Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*): are male calves too expensive for growing mothers? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 56 (1): 1-8.
- Lazo, A., Sorriquer, R. C., Fandos, P. (1994). Habitat use and ranging behaviour of a high-density population of Spanish red deer in a fenced intensively managed area. *Applied Animal Behaviour Science*, 40: 55-65.
- León-Vizcaíno, L., Molera, M., Gasca, A., Garrido, F., Rodríguez, M. D., Hierro, M. L. (1985). Serological survey of prevalence of antibodies to brucellosis in wild ruminants in Jaen (Spain). *Erkrankungen der Zootiere*, 27: 455-461.
- López-González, F., Grandal-D'Anglade, A. (1998). Datos sobre *Cervus elaphus* (Cervidae, Artiodactyla, Mammalia) en cavidades cársticas de Galicia (NW España). *Cadernos Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 23: 201-213.
- López-González, F., Grandal-d'Anglade, A., Vidal-Romani, J. R. (1997). Análisis tafonómico de la muestra ósea de Linares sur (Lugo, Galicia). *Cadernos Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 22: 67-80.
- Lorca-Oro, C., López-Olvera, J. R., Ruiz-Fons, F., Acevedo, P., García-Bocanegra, I., Oleaga, A., Gortázar, C., Pujols, J. (2014). Long-Term Dynamics of Bluetongue Virus in Wild Ruminants: Relationship with Outbreaks in Livestock in Spain, 2006-2011. *Plos One*, 9 (6): e100027.

Lovari, S., Lorenzini, R., Masseti, M., Pereladova, O., Carden, R. F., Brook, S. M. (2016). *Cervus elaphus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*: e.T55997072A22155320.

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

Malo, J. E., Jiménez, B., Suarez, F. (2000). Herbivore dunging and endozoochorous seed deposition in a Mediterranean dehesa. *Journal of Range Management*, 53 (3): 322-328.

Malo, A. F., Roldán, E. R. S., Garde, J., Soler, A. J., Gomendio, M. (2005). Antlers honestly advertise sperm production and quality. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 272 (1559): 149-157.

Malo, J. E., Suárez, F. (1995). Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean dehesa. *Oecologia*, 104 (2): 246-255.

Malo, J. E., Suárez, F. (1996). *Cistus ladanifer* recruitment - not only fire, but also deer. *Acta Oecologica*, 17 (1): 55-60.

Malo, J. E., Suarez, F. (1998). The dispersal of a dry-fruited shrub by red deer in a Mediterranean ecosystem. *Ecography*, 21 (2): 204-211.

Mariezkurrena, K., Altuna, J. (1983). Biometría y dimorfismo sexual en el esqueleto de *Cervus elaphus* wurmiense, postwurmiense y actual del Cantábrico. *Munibe*, 35 (3-4): 203-246.

Martín, J., Carranza, J., López, P., Alarcos, S., Pérez-González, J. (2014). A new sexual signal in rutting male red deer: Age related chemical scent constituents in the belly black spot. *Mammalian Biology*, 79 (6): 362-368.

Martínez, J. G., Carranza, J., Farnández, J. L., Sánchez-Prieto, C. B. (2002). Genetic variation of red deer populations under hunting exploitation in South-Western Spain. *Journal of Wildlife Management*, 66 (4): 1273-1282.

Martínez-Gómez, F., Hernández-Rodríguez, S., Ruiz-Sánchez, P., Martínez-Moreno, A., Molina-Rodero, R., Martínez-Moreno, F. J. (1990a). Parasitisation of red deer (*Cervus elaphus*) by *Pharyngodomya picta* (Meigen, 1824) in Sierra Morena. *Erkrankungen der Zootiere*, 32: 217-223.

Martínez-Gómez, F., Hernández-Rodríguez, S., Ruiz-Sánchez, P., Molina-Rodero, R., Martínez-Moreno, A. (1990b). Hypodermosis in the red deer *Cervus elaphus* in Cordoba, Spain. *Medical and Veterinary Entomology*, 4 (3): 311-314.

Mateos, C., Alarcos, S., Carranza, J., Sánchez-Prieto, C. B., Valencia, J. (2008). Fluctuating asymmetry of red deer antlers negatively relates to individual condition and proximity to prime age. *Animal Behaviour*, 75 (5): 1629-1640.

Matos, A. C., Dias, A. P., Morais, M., Figueira, L., Martins, M. H., Matos, M., Pinto, M. L., Coelho, A. C. (2015). Granuloma Coinfection with *Mycobacterium bovis*, *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis*, and *Corynebacterium pseudotuberculosis* in Five Hunted Red deer (*Cervus elaphus*) in Portugal. *Journal of Wildlife Diseases*, 51 (3): 793-794.

Matos, A. C., Figueira, L., Martins, M. H., Matos, M., Alvares, S., Mendes, A., Pinto, M. L., Coelho, A. C. (2017). Detection of *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* in kidney samples of red deer (*Cervus elaphus*) in Portugal: Evaluation of different methods. *Journal of Veterinary Medical Science*, 79 (3): 692-698.

Miranda, M., Cristóbal, I., Díaz, L., Sicilia, M., Molina-Alcaide, E., Bartolomé, J., Fierro, Y., Cassinello, J. (2015). Ecological effects of game management: does supplemental feeding affect herbivory pressure on native vegetation? *Wildlife Research*, 42 (4): 353-361.

Miranda, M., Sicilia, M., Bartolomé, J., Molina-Alcaide, E., Gálvez-Bravo, L., Cassinello, J. (2012a). Contrasting feeding patterns of native red deer and two exotic ungulates in a Mediterranean ecosystem. *Wildlife Research*, 39 (2): 171-182.

- Miranda, M., Sicilia, M., Bartolomé, J., Molina-Alcaide, E., Gálvez-Bravo, L., Cassinello, J. (2012b). Foraging sexual segregation in a Mediterranean environment: Summer drought modulates sex-specific resource selection. *Journal of Arid Environments*, 85: 97-104.
- Muñoz-Reinoso, J. C. (2017). Effects of deer browsing in a Mediterranean coastal juniper stand. *Forestry*, 90 (2): 304-311.
- Navarrete, I., García, J. R., Breña M., Reina, D., Habela, M. (1991). A propósito de una parasitación múltiple en ciervos (*Cervus elaphus*) de la sierra de Villuercas (Cáceres). Pp. 405. En: Sans-Coma, V., Esteban, J. G., Bargues, M. D., Valero, M. A., Galán-Puchades, M. T. (Eds.). *Parasitología en el sur-oeste de Europa*. Congreso ICASEP I, Valencia.
- Notario, A., Castresana, L. (1997). *Pharyngomyia picta* Meigen en *Cervus elaphus* Linnaeus y *Dama dama* Linnaeus: estudio de los porcentajes de infestación y ciclo biológico en el monte de "Lugar Nuevo" (Sierra Moren, Jaén). *Ecología*, 11: 517-534.
- Oleaga, A., Casais, R., González-Quirós, P., Prieto, M., Gortazar, C. (2008) Sarcoptic mange in red deer from Spain: Improved surveillance or disease emergence? *Veterinary Parasitology*, 154 (1-2): 103-113.
- Oleaga, A., Casais, R., Prieto, J. M., Gortázar, C., Balseiro, A. (2012). Comparative pathological and immunohistochemical features of sarcoptic mange in five sympatric wildlife species in Northern Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 58 (6): 997-1000.
- Olmeda, A. S., Caride, E., Mateos, A., García Romero, C., Corchero, J., Valcárcel, F. (2001). Garrapatas y enfermedades transmitidas en ciervo. *Ovis*, 75: 37-48.
- Olmeda, A. S., Caride, E., Valcárcel, F. (2000). Parasitosis hemáticas del ciervo. *Ovis*, 69: 49-60.
- Olmeda, A. S., García Romero, C., Corchero, J., Valcárcel, F. (2000). Dinámica estacional de los ixódidos parásitos de ciervos (*Cervus elaphus*) en tres provincias de Castilla La Mancha. V Simposiym Ibérico sobre Ixodoidea y Enfermedades Transmitidas, Madrid, 27-29 sept.
- Otranto, D., Colwell, D. D., Traversa, D., Stevens, J. R. (2003). Species identification of *Hypoderma* affecting domestic and wild ruminants by morphological and molecular characterization. *Medical and Veterinary Entomology*, 17 (3): 316-325.
- Palacios, F., Martínez, T., Garzón-Heydt, P. (1989). Data on the autumn diet of the red deer (*Cervus elaphus* L. 1758) in the Montes de Toledo (central Spain). *Doñana Acta Vertebrata*, 16(1): 157-163.
- Palomares, F., Amaya, G. C. (2014). First record of *Cervus elaphus* at eastern Sierra Nevada. *Galemys*, 26: 119-120.
- Parra, A., García, A., Inglis, N. F., Tato, A., Alonso, J. M., Hermoso de Mendoza, M. Hermoso; Hermoso de Mendoza, J., Larrasa, J. (2006). An epidemiological evaluation of *Mycobacterium bovis* infections in wild game animals of the Spanish Mediterranean ecosystem. *Research in Veterinary Science*, 80 (2): 140-146.
- Passilongo, D., Reby, D., Carranza, J., Apollonio, M. (2013). Roaring High and Low: Composition and Possible Functions of the Iberian Stag's Vocal Repertoire. *Plos One*, 8 (5): 1-9.
- Patiño Ropero, M. J., Rodríguez Farinas, N., Mateo, R., Berzas Nevado, J. J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C. (2016). Mercury species accumulation and trophic transfer in biological systems using the Almadén mining district (Ciudad Real, Spain) as a case of study. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (7): 6074-6081.
- Patón, D., Núñez-Trujillo, J., Díaz, M. A., Muñoz, A. (1999). Assessment of browsing biomass, nutritive value and carrying capacity of shrublands for red deer (*Cervus elaphus* L.) management in Monfrague Natural Park (SW Spain). *Journal of Arid Environments*, 42 (2): 137-147.

- Perea, R., Delibes, M., Polko, M., Suárez-Esteban, A., Fedriani, J. M. (2013). Context-dependent fruitfrugivore interactions: partner identities and spatio-temporal variations. *Oikos*, 122 (6): 943-951.
- Perea, R., Girardello, M., San Miguel, A. (2014). Big game or big loss? High deer densities are threatening woody plant diversity and vegetation dynamics. *Biodiversity and Conservation*, 23 (5): 1303-1318.
- Perea, R., López-Sánchez, A., Roig, S. (2016). The use of shrub cover to preserve Mediterranean oak dehesas: a comparison between sheep, cattle and wild ungulate management. *Applied Vegetation Science*, 19 (2): 244-253.
- Pereira, A., Parreira, R., Nunes, M., Casadinho, A., Vieira, M. L., Campino, L., Maia, C. (2016). Molecular detection of tick-borne bacteria and protozoa in cervids and wild boars from Portugal. *Parasites & Vectors*, 9: 251.
- Pérez, J. M., Granados, J. E., Ruiz-Martínez, I. (1995). Studies on the hypodermosis affecting red deer in central and southern Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 31 (4): 486-490.
- Pérez, T., Albornoz, J., Nores, C., Domínguez, A. (1998). Evaluation of genetic variability in introduced populations of red deer (*Cervus elaphus*) using DNA fingerprinting. *Hereditas*, 129(1): 85-89.
- Pérez-Barbería, F. J., Carranza, J., Sánchez-Prieto, C. (2015). Wear Fast, Die Young: More Worn Teeth and Shorter Lives in Iberian Compared to Scottish Red Deer. *Plos One*, 10 (8): e0134788.
- Pérez-González, J., Barbosa, A. M., Carranza, J., Torres-Porras, J. (2010). Relative Effect of Food Supplementation and Natural Resources on Female Red Deer Distribution in a Mediterranean Ecosystem. *Journal of Wildlife Management*, 74 (8): 1701-1708.
- Pérez-González, J., Carranza, J. (2009). Female-biased dispersal under conditions of low male mating competition in a polygynous mammal. *Molecular Ecology*, 18 (22): 4617-4630.
- Pérez-González, J., Carranza, J. (2010). Measuring female aggregation in ungulate mating system research: a red deer case study. *Wildlife Research*, 37: 301-310.
- Pérez-González, J., Carranza, J. (2011). Female aggregation interacts with population structure to influence the degree of polygyny in red deer. *Animal Behaviour*, 82 (5): 301-310.
- Pérez-González, J., Carranza, J., Torres-Porras, J., Fernández-García, J. L. (2010b). Low heterozygosity at microsatellite markers in Iberian red deer with small antlers. *Journal of Heredity*, 101: 553-561.
- Pérez-González, J., Frantz, A. C., Torres-Porras, J., Castillo, L., Carranza, J. (2012). Population structure, habitat features and genetic structure of managed red deer populations. *European Journal of Wildlife Research*, 58 (6): 933-943.
- Pérez-González, J., Mateos, C., Carranza, J. (2009). Polygyny can increase rather than decrease genetic diversity contributed by males relative to females: evidence from red deer. *Molecular Ecology*, 18: 1591-1600.
- Pérez Jiménez, J. M., García, C., Corchero, J., Valcárcel, F. (2001). Miasis larvarias: Oestridosis e Hypodermosis. *Ovis*, 75:11-22.
- Pérez-Legido, B., Cerdeño, E. (1992). Los macromamíferos del Pleistoceno superior de Cueva Millán (Burgos). *Estudios Geológicos*, 48 (3-4): 187-192.
- Pike-Tay, A. (2000). Seasonality of archaeofaunas in a multiscale framework: a case study from Cantabrian Spain. Pp. 1-11. En: Rowley-Conwy, P. (Ed.). *Animal bones, human societies*. Oxbow Books, Oxford & Oakville.
- PMVC. (2003). *Mortalidad de vertebrados en carreteras*. Documento técnico de conservación nº 4. Sociedad para la Conservación de los Vertebrados (SCV). Madrid. 350 pp.

- Porrero, M. C., Mentaberre, G., Sánchez, S., Fernández-Llario, P., Casas-Díaz, E., Mateos, A., Vidal, D., Lavín, S., Fernández-Garayzábal, J. F., Domínguez, L. (2014). Carriage of *Staphylococcus aureus* by Free-Living Wild Animals in Spain. *Applied and Environmental Microbiology*, 80 (16): 4865-4870.
- Portillo, A., Pérez-Martínez, L., Santibáñez, S., Santibáñez, P., Palomar, A. M., Oteo, J. A. (2011). *Anaplasma* spp. in wild mammals and Ixodes ricinus from the North of Spain. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 11 (1): 3-8.
- Queiros, J., Vicente, J., Boadella, M., Gortázar, C., Alves, P. C. (2014). The impact of management practices and past demographic history on the genetic diversity of red deer (*Cervus elaphus*): an assessment of population and individual fitness. *Biological Journal of the Linnean Society*, 111 (1): 209-223.
- Ramos, J. A., Bugalho, M. N., Cortez, P., Iason, G. R. (2006). Selection of trees for rubbing by red and roe deer in forest plantations. *Forest Ecology and Management*, 222 (1-3): 39-45.
- Rebi, D., McComb, K. (2003) Anatomical constraints generate honesty: acoustic cues to age and weight in the roars of red deer stags. *Anim. Behav.*, 65: 519-530.
- Recarte, J. M., Recuerda, P., Obregón, F., Bosch, M. D. (1992). Winter habitat and group structure relationships in sympatric red deer and fallow deer in Sierra Morena (Spain). Pp. 287-289. En: Spitz, F., Janeau, G., Gonzalez, G., Aulagnier, S. (Eds.). 'Ongules / Ungulates 91': proceedings of the international symposium 'Ongules / Ungulates 91', Toulouse - France, September 2-6, 1991. Societe Francaise pour l'Etude et la Protection des Mammiferes, Paris & Institut de Recherche sur les Grands Mammiferes, Toulouse.
- Recuerda, P., Arias de Reyna, L. (1987). Individual information analysis of visual communication in red deer (*Cervus elaphus*). *Mammalia*, 51 (2): 201-209.
- Reglero, M. M., Taggart, M. A., Monsalve-Gonzalez, L., Mateo, R. (2009). Heavy metal exposure in large game from a lead mining area: Effects on oxidative stress and fatty acid composition in liver. *Environmental Pollution*, 157 (4): 1388-1395.
- Reina, D., Navarrete, I., Habela, M., Brena, M. (1992). Parasites in red deer (*Cervus elaphus*) in Cáceres province. *Erkrankungen der Zootiere*, 34: 349-354.
- Reyes-García, R., Pérez de la Lastra, J. M., Vicente, J., Ruiz-Fons, F., Garrido, J. M., Gortazar, C. (2008). Large-scale ELISA testing of Spanish red deer for paratuberculosis. *Veterinary Immunology and Immunopathology*, 124 (1-2): 75-81.
- Rodríguez, S., Bezos, J., Romero, B., de Juan, L., Alvarez, J., castellanos, E., Moya, N., Lozano, F., Javed, M. T., Sáez-Llorente, J. L., Liébana, E., Mateos, A., Domínguez, L., Aranaz, A. (2011). Mycobacterium caprae Infection in Livestock and Wildlife, Spain. *Emerging Infectious Diseases*, 17 (3): 532-535.
- Rodríguez-Berrocal, J. (1978). Introducción al estudio y valoración de recursos forestales y arbustivos para el ciervo, en al area ecológica de Sierra Morena. 1. Estudio de la dieta del ciervo. *Archivos de Zootecnia*, 27 (105): 73-82.
- Rodríguez-Estival, J., Pérez de la Lastra, J. M., Ortiz-Santaliestra, M. E., Vidal, D., Mateo, R. (2013). Expression of immunoregulatory genes and its relationship to lead exposure and lead-mediated oxidative stress in wild ungulates from an abandoned mining area. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (4): 876-883.
- Rodríguez-Hidalgo, P., Gortázar, C., Tortosa, F. S., Rodríguez-Vigal, C., Fierro, Y., Vicente, J. (2010). Effects of density, climate, and supplementary forage on body mass and pregnancy rates of female red deer in Spain. *Oecologia*, 164 (2): 389-398.
- Rodríguez-Prieto, V., Kukielka, D., Rivera-Arroyo, B., Martínez-López, B., de las Heras, A. I., Sánchez-Vizcaíno, J. M., Vicente, J. (2016). Evidence of shared bovine viral diarrhea infections

- between red deer and extensively raised cattle in south-central Spain. *BMC Veterinary Research*, 12: 11.
- Rojo, F. A., García Romero, C., Corchero, J., Valcárcel, F. (2000). Protozoosis musculares y digestivas del ciervo. *Ovis*, 69: 61-68.
- Ruiz, I., Soriguer, R. C., Pérez, J. M. (1993). Pharyngeal bot flies (Oestridae) from sympatric wild cervids in southern Spain. *Journal of Parasitology*, 79 (4): 623-626.
- Ruiz-Fons, F., Acevedo, P., Sobrino, R., Vicente, J., Fierro, Y., Fernández de Mera, I. G. (2013). Sex-biased differences in the effects of host individual, host population and environmental traits driving tick parasitism in red deer. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 3 (23): 1-12.
- Ruiz-Fons, F., Fernández de Mera, I. G., Acevedo, P., Hofle, U., Vicente, J., de la Fuente, J., Gortázar, C. (2006). Ixodid ticks parasitizing Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*) and European wild boar (*Sus scrofa*) from Spain: Geographical and temporal distribution. *Veterinary Parasitology*, 140 (1-2): 133-142.
- Ruiz-Martínez, I., Palomares, F. (1993). Occurrence and overlapping of pharyngeal bot flies *Pharyngomyia picta* and *Cephenemyia auribarbis* (Oestridae) in red deer of southern Spain. *Veterinary Parasitology*, 47 (1-2): 119-127.
- Saenz de Buruaga, M., Costa, L., Purroy, F. J. (1991). Distribution and abundance of three wild ungulates in the Cantabrian Mountains of northern Spain. Pp. 627-630. En: Bobek, B., Perzanowski, K., Regelin, W. L. (Eds.). *Global trends in wildlife management*. 18th IUGB Congress, Jagiellonian University. Krakow, Poland: August 1987. Transactions Vol. 1. Swiat Press, Krakow & Warszawa.
- Sánchez-Prieto, C. B., Carranza, J. (2003). Estrategias de apareamiento y uso del espacio en el ciervo ibérico. VI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. Ciudad Real.
- Sánchez-Prieto, C. B., Carranza, J., Pérez González, J., Alarcos, S., Mateos, C. (2010). Effects of small barriers on habitat use by red deer: Implications for conservation practices. *Journal for Nature Conservation*, 18 (3): 196-201.
- Sánchez-Prieto, C. B., Carranza, J., Pulido, F. J. (2004). Reproductive behavior in female Iberian red deer: effects of aggregation and dispersion of food. *Journal of Mammalogy*, 85 (4): 761-767.
- San-José, C., Braza, F., Aragón, S., Delibes, J. R. (1997). Habitat use by roe and red deer in southern Spain. *Miscellanea Zoologica*, 20(1): 27-38.
- San-Miguel, J. M., Alvarez, G., Luzón, M. (1999). Procesos parasitarios detectados en ciervos abatidos en la provincia de Toledo. IV Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos. Segovia, 5-7 diciembre de 1999. SECEM, 112.
- San-Miguel, J. M., Alvarez, G., Luzón, M. (2001). Hypodermosis of red deer in Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 37 (2): 342-346.
- San-Miguel, J. M., Alvarez, G., Rodríguez-Vigal, C., Luzón, M. (2003). Nodular onchocercosis of red deer in central Spain. *Veterinary Parasitology*, 114 (1): 75-79.
- San Miguel, J. M., Gutiérrez-Expósito, D., Aguado-Martínez, A., González-Zotes, E., Pereira-Bueno, J., Gómez-Bautista, M., Rubio, P., Ortega-Mora, L. M., Collantes-Fernández, E., Alvarez-García, G. (2016). Effect of different ecosystems and management practices on *Toxoplasma gondii* and *Neospora caninum* infections in wild ruminants in Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 52 (2): 293-300.
- Santín-Duran, M., Alunda, J. M., de la Fuente, C., Hoberg, E. P. (2001). Onchocercosis in red deer (*Cervus elaphus*) from Spain. *Journal of Parasitology*, 87 (5): 1213-1215.



Santín-Durán, M., Alunda, J. M., Hoberg, E. P., de la Fuente, C. (2004). Abomasal parasites in wild sympatric cervids, red deer, *Cervus elaphus* and fallow deer, *Dama dama*, from three localities across Central and Western Spain: Relationship to host density and park management. *Journal of Parasitology*, 90 (6): 1378-1386.

Santín-Duran, M., Alunda, J. M., Hoberg, E. P., de la Fuente, C. (2008). Age distribution and seasonal dynamics of abomasal helminths in wild red deer from central Spain. *Journal of Parasitology*, 94 (5): 1031-1037.

Santín-Duran, M., Alunda, J. M., San-Miguel, J. M., Hoberg, E. P., de la Fuente, C. (2000). Elaeophorosis in red deer from Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 36 (4): 779-782.

Santín-Duran, M., de la Fuente, C., Alunda, J. M., Rosenthal, B. M., Hoberg, E. P. (2002). Identical ITS-1 and ITS-2 sequences suggest *Spiculoptera* *asymmetrica* and *Spiculoptera* *quadriscopulata* (Nematoda: Trichostrongylidae) constitute morphologically distinct variants of a single species. *Journal of Parasitology*, 88 (2): 417-418.

Santos, J. P. V., Fernández de Mera, I. G., Acevedo, P., Boadella, M., Fierro, Y., Vicente, J., Gortázar, C. (2013). Optimizing the sampling effort to evaluate body condition in ungulates: A case study on red deer. *Ecological Indicators*, 30: 65-71.

Silva, J., Catry, F. X., Moreira, F., Lopes, T., Forte, T., Bugalho, M. N. (2014). Effects of deer on the post-fire recovery of a Mediterranean plant community in Central Portugal. *Journal of Forest Research*, 19 (2): 276-284.

Skog, A., Zachos, F. E., Rueness, E. K., Feulner, P. G. D., Mysterud, A., Langvatn, R., Lorenzini, R., Hmwe, S. S., Lehoczy, I., Hartl, G. B., Stenseth, N. C., Jakobsen, K. S. (2009). Phylogeography of red deer (*Cervus elaphus*) in Europe. *Journal of Biogeography*, 36 (1): 66-77.

Soriguer, R. C., Fandos, P., Bernaldez, E., Delibes, J. R. (1994). *El Ciervo en Andalucía*. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca. Dirección General de Desarrollo Forestal. Sevilla.

Szarek, J., Rotkiewicz, T., Ruta, A. (1987). Comparative pathomorphology of sarcocystosis in the skeletal muscles of wild and domestic animals. *Revista Ibérica de Parasitología*, 47 (3): 229-235.

Szemethy, L., Matrai, K., Biro, Z., Katona, K. (2003a). Seasonal home range shift of red deer in a forest-agriculture area in southern Hungary. *Acta Theriologica*, 48: 547-556.

Szemethy, L., Matrai, K., Katona, K., Orosz, S. (2003b). Seasonal home range shift of red deer hinds, *Cervus elaphus*: are there feeding reasons? *Folia Zoologica*, 52: 249-258.

Torres, R. T., Santos, J., Fonseca, C. (2014). Factors influencing red deer occurrence at the southern edge of their range: A Mediterranean ecosystem. *Mammalian Biology*, 79 (1): 52-57.

Torres, R. T., Valente, A. M., Marques, T. A., Fonseca, C. (2015). Estimating red deer abundance using the pellet-based distance sampling method. *Journal of Forest Science*, 61 (10): 422-430.

Torres, R. T., Virgós, E., Santos, J., Linnell, J. D. C., Fonseca, C. (2012). Habitat use by sympatric red and roe deer in a Mediterranean ecosystem. *Animal Biology*, 62 (3): 351-366.

Torres-Porras, J., Carranza, J., Pérez-González, J. (2009). Combined effects of drought and density on body and antler size of male Iberian red deer *Cervus elaphus hispanicus*: climate change implications. *Wildlife Biology*, 15 (2): 213-221.

Torres-Porras, J., Carranza, J., Pérez-González, J. (2009b). Selective culling of Iberian red deer stags (*Cervus elaphus hispanicus*) by selective montería in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 55 (2): 117-123.

- Torres-Porras, J., Carranza, J., Pérez-González, J., Mateos, C., Alarcos, S. (2014). The tragedy of the commons: unsustainable population structure of Iberian red deer in hunting estates. *European Journal of Wildlife Research*, 60 (2): 351-357.
- Valcárcel, F. (2003). Hepatic helminths in red deer in two climatic regions in Spain. *Research and Reviews in Parasitology*, 63 (1-2): 1-4.
- Valcárcel, F., Corchero, J., Olmeda, A. S., Rojo Vázquez, F. A., García Romero, C. (2002). Gastrointestinal nematode infections of *Cervus elaphus* in Castilla-La Mancha (central Spain). *Research and Reviews in Parasitology*, 62 (3-4): 108-113.
- Valcárcel, F., García-Romero, C. (2002). First report of *Elaphostrongylus cervi* in Spanish red deer *Cervus elaphus hispanicus*. *Journal of Helminthology*, 76 (1): 91-93.
- Valcárcel, F., González, J., Tercero Jaime, J. M., Olmeda, A. S. (2016). Long term study of ixodid ticks feeding on red deer (*Cervus elaphus*) in a meso-Mediterranean climate. *Experimental and Applied Acarology*, 69 (1): 61-72.
- Valente, A., Valente, J., Fonseca, C., Torres, R. (2017). The success of species reintroductions: a case study of red deer in Portugal two decades after reintroduction. *International Journal of Biodiversity Science Ecosystem Services & Management*, 13 (1): 134-138.
- Van der Made, J. (2001). Les ongles d'Atapuerca. *Stratigraphie et biogéographie. Anthropologie*, 105 (1): 95-113.
- Vicente, J. L., Rodríguez, M., Palacios, J. (1999). Relaciones entre lobos y ciervos en la sierra de la Culebra. *Quercus*, 157: 10-15.
- Vicente, J., Fierro, Y., Martínez, M., Gortázar, C. (2004). Long-term epidemiology, effect on body condition and interspecific interactions of concomitant infection by nasopharyngeal bot fly larvae (*Cephenemyia auribarbis* and *Pharyngomyia picta*, Oestridae) in a population of Iberian red deer (*Cervus elaphus hispanicus*). *Parasitology*, 129: 349-361.
- Vicente, J., Gortázar, C. (2000). High prevalence of large spiny-tailed protostrongylid larvae in Iberian red deer. *Veterinary parasitology*, 96: 165-170.
- Vicente, J., Pérez-Rodríguez, L., Gortázar, C. (2007). Sex, age, spleen size, and kidney fat of red deer relative to infection intensities of the lungworm *Elaphostrongylus cervi*. *Naturwissenschaften*, 94 (7): 581-587.
- Vieira-Pinto, M., Alberto, J., Aranha, J., Serejo, J., Canto, A., Cunha, M. V., Botelho, A. (2011). Combined evaluation of bovine tuberculosis in wild boar (*Sus scrofa*) and red deer (*Cervus elaphus*) from Central-East Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (6): 1189-1201.
- Vila-Taboada, M., Fernández-Mosquera, D., López-González, F., Grandal-D'Anglade, A., Vidal-Romani, J. R. (1999). Paleoecological implications inferred from stable isotopic signatures ( $[\delta]^{13}C$ ,  $[\delta]^{15}N$ ) in bone collagen of *Ursus spelaeus* Ros.-Hein. *Cadernos Laboratorio Xeoloxico de Laxe*, 24: 73-87.
- Vila-Taboada, M., López-González, F., Grandal-d'Anglade, A. (2001). Identification of ambiguous fossil bone remains following  $[\delta]^{13}C$  and  $[\delta]^{15}N$  isotopic signals on bone collagen. *Cadernos Laboratorio Xeoloxico de Laxe*, 26: 281-288.
- Volodin, I., Volodina, E., Frey, R., Carranza, J., Torres-Porras, J. (2013). Spectrographic analysis points to source-filter coupling in rutting roars of Iberian red deer. *Acta Ethologica*, 16 (1): 57-63.
- Zachos, F., Hartl, G. B., Apollonio, M., Reutershan, T. (2003). On the phylogeographic origin of the Corsican red deer (*Cervus elaphus corsicanus*): Evidence from microsatellites and mitochondrial DNA. *Mammalian Biology*, 68 (5): 284-298.