

Cómo citar este trabajo: González-Díaz, B., Ruiz-Fernández, J., García-Hernández, C., & González-Díaz, J. A. (2020). The presence of the Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in humanized environments of the Central Asturian Mountain. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (86). <https://doi.org/10.21138/bage.2920>

---

# La presencia del lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en ambientes humanizados de la Montaña Central Asturiana

The presence of the Iberian wolf (*Canis lupus signatus*)  
in humanized environments of the Central Asturian Mountain

**Benjamín González-Díaz** 

[benjaminlaviana@gmail.com](mailto:benjaminlaviana@gmail.com)

**Jesús Ruiz-Fernández** 

[ruizjesus@uniovi.es](mailto:ruizjesus@uniovi.es)

**Cristina García-Hernández** 

[cristingar@hotmail.com](mailto:cristingar@hotmail.com)

**José Antonio González-Díaz** 

[joseantonio.lacuesta@gmail.com](mailto:joseantonio.lacuesta@gmail.com)

*Departamento de Geografía  
Universidad de Oviedo (España)*

## Resumen

Esta investigación, centrada en un territorio altamente humanizado de la Montaña Central de Asturias, confirma la presencia estable del lobo ibérico en un área en la que llevaba décadas ausente. El uso de técnicas de fototrampeo se ha combinado con el análisis de excrementos, la búsqueda de otras evidencias de presencia del lobo y la recopilación de información relativa a

avistamientos, así como a los daños a la cabaña ganadera, introduciendo los datos en un sistema de información geográfica. El método empleado ha permitido identificar la presencia de la especie y profundizar en sus pautas de movilidad espacial, mostrando la elevada capacidad de adaptación de esta especie a la presencia humana en su actual proceso de expansión.

**Palabras clave:** lobo ibérico; ambientes humanizados; fototrampeo; daños a la cabaña ganadera; Asturias.

## **Abstract**

This study, focused on a highly humanized territory of the Central Mountain of Asturias, shows the stable presence of the Iberian wolf in an area where it had been absent for decades. We used phototrap combined with the analysis of excrements, the search for other evidence of the presence of wolves, and the collection of information related to wolf sightings and livestock damage. The data was entered into a geographic information system. This method enabled to identify the presence of Iberian wolf and to delve into its mobility patterns, showing the high adaptive capacity of wolves to adjust to the human presence in their present-day expansion process.

**Key words:** iberian wolf; human landscapes; phototrap; damages; Asturian region.

## **1 Introducción**

El lobo (*Canis lupus*) es un superdepredador con una amplia distribución mundial (principalmente holártica), debida a la gran capacidad de adaptación de la especie a ecosistemas muy diversos (García—Lozano et al., 2015; Blanco, 2017). En el caso de la Península Ibérica, tras una larga persecución histórica que diezmo las poblaciones en buena parte de dicho ámbito (primordialmente al sur del río Duero), la subespecie ibérica del lobo (*Canis lupus signatus*), está experimentando recientemente un proceso de recolonización territorial de ámbitos en los que llevaba décadas sin estar presente, así como de expansión poblacional (Blanco & Cortés, 2002; Cayuela, 2004). Como ejemplo, puede citarse el norte de la Comunidad Autónoma de Madrid, concretamente el área de la Sierra del Guadarrama, donde se considera que la especie desapareció en la década de 1950, volviendo a estar presente a finales del pasado siglo (Viejo Montesinos, 2013). Además, en los Pirineos Orientales se ha producido un hecho destacable, consistente en la reciente irrupción de otra subespecie de lobo (*Canis lupus italicus*) que, a través de Francia, ha irrumpido en este espacio montañoso

procedente de Italia, concretamente del Parque Nacional de los Abruzzos (Lampreave et al., 2011; García-Lozano et al., 2015, 2016).

Estos procesos de recolonización y aumento poblacional han vuelto a reavivar el conflicto de coexistencia entre lobos y seres humanos, principalmente debido a los ataques de este cánido al ganado doméstico (ej. Llaneza et al., 2012; González-Díaz et al., 2019; García-Hernández et al., 2019). La citada expansión ha supuesto la irrupción del lobo en espacios en los que no ha estado presente durante muchas décadas, o en los que su presencia era esporádica, una tendencia que también ha sido constatada en diversos ámbitos fuera de la Península Ibérica como Italia, los Cárpatos polacos o Croacia (ej. Corsi et al., 1999; Gula et al., 2009; Fabbri et al., 2014). En alguno de los casos la especie está colonizando espacios altamente antropizados y con un hábitat fragmentado, e incluso muy próximos a núcleos de población importantes que, junto con el aumento de los daños a la cabaña ganadera (García-Hernández et al., 2019), hacen que el conflicto sea aún más candente. Existen numerosos estudios centrados en aspectos sobre etología (ej. Fernández-Gil, 2013), la dieta (ej. Llaneza et al., 1996; Echegaray et al., 2006), idoneidad del hábitat (ej. Cayuela, 2004; García-Lozano et al., 2015) y otros muchos aspectos ecológicos relacionados con la especie. Sin embargo, los trabajos sobre el lobo en Asturias que inciden en la reciente recolonización y progresión de la especie hacia nuevas áreas de la región en las que no ha estado presente en décadas, así como los daños asociados a la ganadería (es decir, aquellos que tratan más directamente la problemática socio-territorial relacionada con esta especie), deben ser potenciados (ej. García Fernández et al., 2013; González-Díaz et al., 2019; García-Hernández et al., 2019).

El fototrampeo, como técnica no invasiva para el estudio de mamíferos grandes y medianos, viene siendo empleado en los últimos años de forma cada vez más recurrente (Silver, 2004; Kays & Slauson, 2008; Tobler et al., 2009; Monroy-Vilchis et al., 2011). Entre sus ventajas, destaca su menor coste económico frente a métodos de captura y marcaje mediante radio-seguimiento, así como la capacidad de generar registros de observación ininterrumpidos. Esto permite el estudio de un gran elenco de especies que, por su etología, patrones de movilidad o escaso número de individuos, resultaría extremadamente difícil de estudiar mediante los métodos tradicionales de observación directa (Chávez et al., 2013). Su aplicación ha permitido la realización de estudios en diferentes ámbitos geográficos sobre la abundancia de diversas especies (Tobler et al., 2008a, 2008b; Lira y Briones Salas, 2012), los patrones de movilidad y uso de hábitat (Monroy-Vilchis et al., 2007), las dinámicas poblacionales (Larrucea et al., 2007; Trolle & Kéry, 2001; Trolle et al., 2008) y las respuestas a la actividad cinegética (Di Bitetti et al.,

2008), entre otras cuestiones. Específicamente, en el estudio del lobo no es muy común la aplicación de esta técnica, siendo obvios el interés, la calidad y la repercusión de este tipo de investigaciones (Berzi & Groff 2002; Palumbo et al., 2010; Spalton 2002; Galaverni et al., 2009). No obstante, algunos estudios ponen en cuestión la efectividad del uso del fototrampeo cuando la especie en cuestión no presenta patrones corporales distintivos, como en el caso del lobo ibérico, especialmente cuando se trata de hacer aproximaciones poblacionales (Oliveira-Santos et al., 2009). En cambio, este método es altamente eficaz cuando la especie presenta variaciones corporales evidentes, como ocurre por ejemplo en el caso de los jaguares (*Panthera onca*) o los tigres (*Panthera tigris*), e incluso ha sido aplicado con este fin en pumas (*Puma concolor*) (Kelly et al., 2008; Karantha et al., 2006; Chao & Huggins., 2005). En cualquier caso, la aplicación del fototrampeo resulta determinante a la hora de esclarecer la presencia o ausencia de lobos, y sus patrones de movilidad. Por ejemplo, la aplicación de esta técnica ha permitido detectar recientemente la presencia de lobo en el Atlas Medio (Marruecos) por parte de Urios Moliner et al. (2012). No debemos olvidar tampoco que, esta técnica, es muy utilizada por los servicios del medio natural de diversas comunidades autónomas españolas como herramienta de gestión, tal y como ocurre, por ejemplo, en el caso del Principado de Asturias, Madrid, o Cataluña.

En España, aunque son escasos, existen estudios desde una perspectiva biogeográfica que han utilizado el fototrampeo. Por ejemplo, en el caso de Belda et al. (2008, 2016), se ha realizado un análisis de la fauna vertebrada presente en el Parque Natural de la Sierra de Mariola (Comunidad Valenciana). En el Principado de Asturias, el crecimiento poblacional y la recolonización territorial del lobo ibérico, junto con el aumento de los daños a la cabaña ganadera experimentado en las dos últimas décadas (González-Díaz et al., 2019; García-Hernández et al., 2019), y la presencia de esta especie en espacios humanizados, hace necesaria la implementación de este tipo de técnicas (y también otras ya citadas como el radioseguimiento).

En este sentido, el presente trabajo está focalizado en el estudio de la presencia del lobo ibérico en un sector de la cuenca alta del río Nalón (Montaña Central Asturiana), en el que la especie no tenía presencia estable durante la segunda mitad del pasado siglo, con los objetivos específicos de: I) identificar la presencia del lobo a través de indicios indirectos (huellas, excrementos y daños) e indicios directos (aplicación del fototrampeo y avistamientos), II) profundizar en las pautas de movilidad espacial de este cánido, III) debatir la interacción del lobo con la especie humana y su capacidad de adaptación a ambientes antrópicos.

## 2 Área de estudio

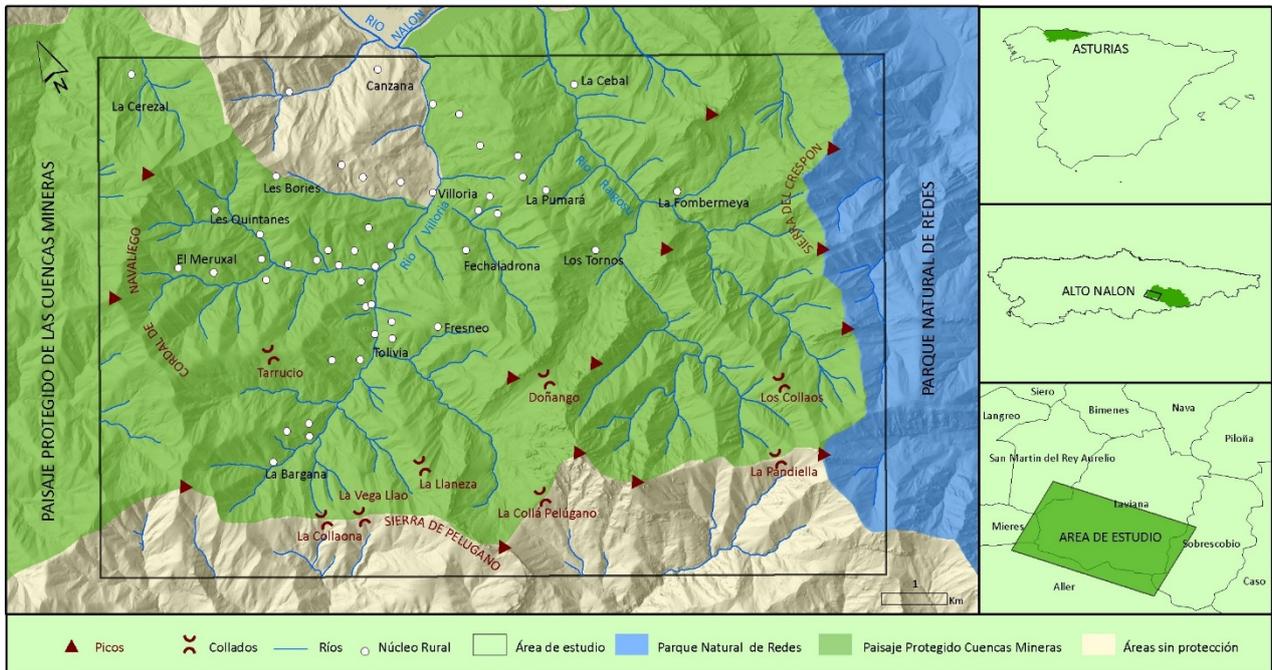
El área de estudio queda delimitada por un rectángulo de ~100 km<sup>2</sup> de superficie situado en el sector de contacto entre el Parque Natural de Redes al oeste, y el Paisaje Protegido de las Cuencas Mineras, al este. Concretamente, el sector estudiado se localiza en la mitad meridional del Concejo de Laviana (Figura 1). El relieve de este ámbito es muy contrastado. Sobre los roquedos más resistentes (calizas y cuarcitas paleozoicas), organizados en mantos y escamas de cabalgamiento, se levantan diversas crestas que dan lugar a los relieves más abruptos y escarpados, en contraposición a los valles, excavados a favor del afloramiento de materiales más deleznable como las pizarras (Álvarez Cañada, 1997). Además de la importancia de los procesos fluviales y torrenciales, tanto de erosión como de sedimentación, el citado armazón morfoestructural ha sido retocado por el periglacialismo acontecido en los momentos fríos del Cuaternario, así como por la dinámica de vertientes, dando lugar a movimientos en masa de diferente tipología (Álvarez Cañada, 1997; Jiménez Sánchez, 1997, 1999).

El área de estudio cuenta con un clima oceánico, definido por temperaturas suaves y precipitaciones abundantes y bien distribuidas a lo largo del año. Las nevadas son comunes en los sectores más elevados, lo que tiene importantes implicaciones para la fauna (García-Hernández et al., 2016). Además de los bosques mixtos, en las partes bajas de los valles son abundantes las formaciones arbóreas dominadas por castaños (*Castanea sativa*) y carbayos (*Quercus robur*) dando lugar, a medida que aumenta la altitud, a los bosques de haya (*Fagus sylvatica*) y roble albar (*Quercus petraea*) (Vázquez et al., 2006). Sin embargo, las formaciones forestales del piso montano, con una fuerte intervención humana pretérita, cedieron paso al establecimiento de praderías y pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera que, en la actualidad, debido a su retroceso, ha dado lugar a la proliferación de amplias superficies de matorral integrado principalmente por formaciones dominadas por tojos, brezos y helechos.

Este sector, no obstante, aún cuenta con una importante presencia ganadera, siendo Laviana uno de los concejos con mayor número de explotaciones de ganado menor en Asturias (SADEI 2016). Nos encontramos, por tanto, ante un paisaje compuesto por una matriz dominante de arbolado y matorral, sobre la que se disponen manchas de praderías, pastizales, cultivos y núcleos de población de manera intercalar, dotándolo de heterogeneidad a la par que de cierto grado de compartimentación (González-Díaz, 2019). Se trata, en suma, de un área fuertemente antropizada con 47 entidades de población y 1555 habitantes, lo que nos ofrece una densidad de población de 16 habitantes por km<sup>2</sup>. Los núcleos se distribuyen por los valles y laderas más

favorables hasta los 800 metros de altitud, con una población que oscila desde un habitante en los Tornos, hasta los 554 de Villoría.

Figura 1. Localización del área de estudio



Fuente: elaboración propia

### 3 Materiales y métodos

Para lograr los objetivos planteados en esta investigación, se ha combinado el trabajo de campo con la aplicación de técnicas SIG y el fototrampeo (Figura 2). En cuanto al trabajo de campo, se procedió a la realización de un total de 33 transectos sistemáticos por el área de estudio entre los meses de octubre de 2016 y abril de 2017, con el objetivo de obtener indicios de la presencia de lobo. Los indicios se pueden dividir en indirectos (huellas, daños, excrementos, puntos de marcaje y rascaduras) o directos (avistamientos y capturas fotográficas a través del fototrampeo). Se empleó la herramienta Orux Maps 7.2.0 en Android, que permitió atribuir coordenadas a los indicios, a la par que incorporar una foto georreferenciada de los mismos. Asimismo, gracias a su vertiente de grabación de *tracks*, se registraron los itinerarios seguidos a lo largo de los mencionados transectos (Figura 2). Concretamente, en la cartografía resultante se incluyeron los daños, los avistamientos y los excrementos. Debido a su abundancia, durante el trabajo de campo no se georreferenciaron las huellas ni otros indicios menores, por motivos operativos y de claridad de la representación cartográfica.

Figura 2. A) Reconocimiento y georreferenciación de indicios mediante trabajo de campo (La Pandiella, noviembre de 2016). B) Detalle de la ubicación de la cámara C4 en el paraje de la Llobetera (diciembre de 2016). C) Captura de pantalla de la aplicación ORUX MAPS. D) Medición de huella trasera de lobo para la diferenciación de ejemplares



Fuente: elaboración propia

Además, se ha tenido en cuenta la información suministrada por la Guardería Forestal del Principado de Asturias, la Guardería del Coto de Laviana y los pastores locales. Se ha otorgado veracidad a los avistamientos realizados tanto por la guardería del Coto Regional de Caza del Raigoso como por la guardería forestal del Principado de Asturias y, por tanto, han sido incorporados como fuentes fiables. La Consejería de Infraestructuras, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno del Principado de Asturias cedió los datos sobre daños de lobo documentados en el municipio de Laviana desde 1997 hasta 2016. Dichos datos se completaron con la recopilación *in situ* de los acaecidos en el área de estudio durante el periodo de octubre

de 2016 a abril de 2017 (Figura 3). Durante las jornadas de campo se procedió a recoger todos los excrementos localizados (82) (Figura 4), que fueron posteriormente analizados siguiendo el protocolo habitual usado en el estudio de la dieta de grandes carnívoros a través de la identificación de pelos en las heces (Figura 5; Teeriknk, 1991., Llana et al., 1994; Llana et al., 2012; Echegaray et al., 2005). Para ello se utilizó un microscopio y una colección de pelos de mamíferos ibéricos propia.

Todos los indicios enumerados anteriormente y dotados de coordenadas, fueron volcados en un SIG (Figura 6). Para ello se utilizó el software ArcGis en su versión 10.1. En la elaboración de la cartografía de base se utilizaron como fuentes el MTN25 en formato vectorial y el MDT05 del Instituto Geográfico Nacional correspondientes al área de estudio, las ortofotos del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea del año 2016, así como la Cartografía Temática Ambiental del Principado de Asturias a escala 1:25 000, a partir de la cual se obtuvieron los usos del suelo. Con la finalidad de lograr interrelaciones entre las distintas variables, se procedió a incorporar una malla de la distribución de la especie de  $\sim 100 \text{ km}^2$  mediante la herramienta Fishnet, que está dentro de la horquilla de extensiones que se utilizan habitualmente en el estudio de grandes carnívoros a nivel mundial (Chávez et al., 2013). La malla se dividió en cuadrados de  $1 \text{ km}^2$  de superficie, lo que permitió posteriormente la unión de la capa generada mediante el Fishnet con las capas de indicios, y determinar así las cuadrículas con mayor intensidad de presencia de la especie (Figura 7). La utilización de mapas de cuadrículas o modelos de distribución de abundancia es una herramienta muy útil para la correcta gestión de las especies silvestres (Ferrier, 2002), habiéndose utilizado en la Península Ibérica para el estudio de presencia y ausencia de diversas especies (ej. Belda et al., 2016). Concretamente, en el caso del lobo ibérico, esta herramienta ha sido empleada en distintos estudios de interés (ej. Echegaray et al., 2007; Llana & Ordiz, 2003).

Asimismo, se procedió a la colocación y mantenimiento de siete cámaras de fototrampeo (Figura 2B) establecidas en un cuadrante de  $\sim 4 \text{ km}^2$ , en el marco de los parajes de la Collada y la Sierra de Pelúgano (sector meridional del concejo de Laviana; Figuras 1, 2B y 6), con la intención de constatar la presencia de la especie en esta área y estudiar sus pautas de movilidad, así como de efectuar una aproximación al número de ejemplares (Chávez et al., 2013; Galaverni et al., 2011). En la elección del área a monitorizar fue determinante el conocimiento previo de los patrones de movilidad de la especie, obtenidos a partir de diversos indicios (fundamentalmente huellas). Los equipos (tres cámaras Ltl Acorn 5310, tres BG 526S IR invisible, y una Keepguard 762), estuvieron funcionando del 17 de octubre de 2016 en el caso de la C1 (cámara de prueba,

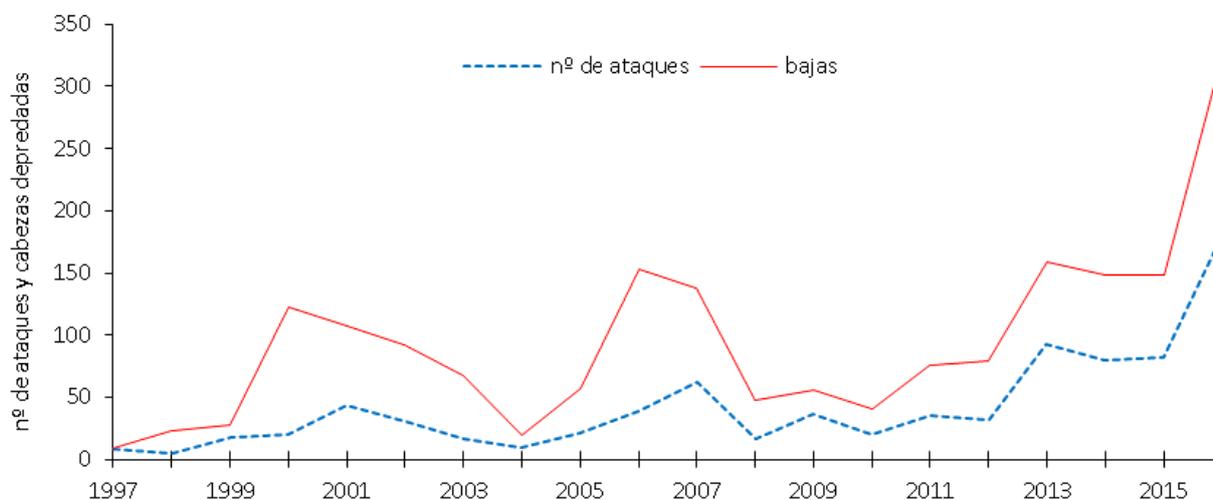
puesta con anterioridad) y el 9 de diciembre del mismo año para el resto (C2 a C7), hasta el 1 de abril de 2017, fecha en la que fueron retirados todos los equipos de forma simultánea. Una vez ubicados los citados equipos, se efectuaron revisiones periódicas de carácter quincenal para la extracción de las imágenes almacenadas en las tarjetas MicroSD de 16 MB de capacidad con las que estaban equipados. La disposición de cada una de las cámaras vino determinada por los condicionantes de cada localización concreta. Se optó por colocar dos equipos con la única opción de tomar fotografías (3 fotografías seguidas, ya que en su caso se situaron en pasos en el monte muy cortos y cerrados por la vegetación, que son cruzados por la fauna en un escaso lapso temporal), mientras que en los 5 equipos restantes se combinó la obtención de fotos y vídeos (3 fotografías consecutivas, seguidas de un video de 10 segundos). Los datos obtenidos a través de la aplicación del fototrampeo, mediante los cuales se realizaron diversos cálculos estadísticos y gráficos descriptivos, han sido sintetizados en las tablas 2, 3A y 3B.

## **4 Resultados**

### **4.1 Daños registrados e indicios de campo**

La evolución de los daños de lobo a la ganadería en el concejo de Laviana ha experimentado un notorio incremento en el periodo 1997–2006, tanto en el número de ataques como en el número de bajas producidas en cada ataque. Los ataques aumentaron un 2162 %, mientras que las bajas lo hicieron un 3937 %. No obstante, como se aprecia en la Figura 3, las curvas que representan ambos parámetros describen un crecimiento en “dientes de sierra”. Así, entre el año 2006 y 2008 los daños vuelven a caer, estableciéndose un tercer mínimo de 16 ataques y 47 bajas y, a partir del 2008, las curvas experimentan nuevamente un crecimiento ininterrumpido hasta el final de la serie estudiada; produciéndose un incremento más acusado a partir del año 2013, y alcanzándose el máximo absoluto de los daños en el año 2016, con 181 ataques y 323 bajas. En los últimos años se han disparado los ataques, que sin embargo han implicado un número menor de bajas por ataque. Por ejemplo, en la década de 1990 se dieron 6,2 bajas de media en cada ataque, en contraposición con el año 2016, en el que se produjeron 1,8 bajas de media por ataque.

Figura 3. Evolución reciente de los daños oficiales en el municipio de Laviana entre 1997 y 2016. Se hace referencia tanto al nº de ataques como al de cabezas depredadas



Fuente: elaboración propia a partir de los datos suministrados por la Consejería de Infraestructuras, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno del Principado de Asturias

La distribución de los daños documentados *in situ* durante el periodo de octubre de 2016 a abril de 2017, refleja una tendencia a la localización en las cercanías de núcleos rurales (Figura 6). La mayor concentración espacial de los ataques se da en el sector comprendido entre las aldeas de Fresnedo y Fechaladrona (cuadrante 6D de la Figura 6), en las cercanías al núcleo rural de Tolivia y la carretera regional AS-232 (cuadrantes 4E y 5E de la Figura 6), o ya en el vecino concejo de San Martín del Rey Aurelio, concretamente en torno al pueblo de la Cerezal (cuadrante 1A de la Figura 6). En la cercanía a las aldeas el daño tipo afecta especialmente a la cabaña ganadera ovina, representando un 64,2 % del total de ataques y el 57,9 % de las cabezas de ganado depredadas (Tabla 1). El otro tipo principal de daños, centrados en este caso en áreas de matorral y arbolado localizadas en los cuadrantes 7E, 9E y 10E de la Figura 6, afecta a los rebaños que pastan en los montes comunales, integrados principalmente por ganado caprino (33,3 % del total de ataques y un 40,9 % de las cabezas damnificadas). Finalmente, los daños al vacuno, que son minoritarios en el balance global (ver Tabla 1), se localizan en las praderías cercadas.

Tabla 1. Distribución de los daños de lobo según la cabaña ganadera afectada, expresado en porcentaje (%) y Cifras absolutas (C.a)

Especie		Oveja	Cabra	Vaca	Caballo	Totales
Cabezas	C.a	95	67	2	0	164
	%	57,9	40,9	1,2	0,0	100,0
Ataques	C.a	52	27	2	0	81
	%	64,2	33,3	2,5	0,0	100,0
Ratio cabezas / ataque		1,8	2,5	1,0	0,0	2,0

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos suministrados por el Servicio de Guardería del Principado de Asturias (octubre 2016–abril 2017)

En cuanto a los excrementos de lobo recogidos en los transectos de campo (Figura 4) y su análisis, de las 82 heces recogidas, 46 correspondieron al ganado menor (cabras y ovejas), 24 a fauna salvaje (ciervo y jabalí) y 12 fueron clasificados como de origen indeterminado (compuestos de manera mayoritaria por restos óseos y tejidos que no han permitido identificar el tipo de presa). En el caso del ganado doméstico, la mayoría de las heces fueron de ganado lanar (concretamente un 43 % frente al 13 % del ganado caprino) (Figura 5). Por lo que respecta a las presas salvajes, las heces predominantes fueron las de jabalí con un 22 % del total, seguidas de las de ciervo con un 2,4 %. La localización de las heces, en su mayoría, se sitúa en líneas de cumbre, collados y pasos entre cordales. Estos puntos se corresponden, en concreto, con la fila G de la Figura 6, con la línea de cumbres que conecta la Sierra de Navaliego con la de Pelúgano, y la Sierra de Peña Mea con la Forcada.

Durante el periodo de estudio (octubre de 2016–abril de 2017), hubo un total de 13 avistamientos de lobos, coincidentes casi todos ellos desde el punto de vista de la cubierta vegetal con áreas de matorral, tal y como se puede ver en la Figura 6, al combinar los usos del suelo con la localización exacta de los avistamientos. Siete tuvieron lugar por parte de la Guardería del Coto Regional de Caza de Laviana (54 %), cuatro durante las tareas de vigilancia y control de la Guardería Forestal del Principado de Asturias (30 %) y, finalmente, los dos restantes fueron detectados durante la fase de trabajo de campo de este estudio (15 %). La mayor concentración espacial de avistamientos se dio en el sector meridional del mapa, con dos focos principales: el primero situado en las cuadrículas 6G/H, 7G, 7H, coincidente con el sector en el que se instalaron las cámaras de fototrampeo (Figura 6), y el segundo en las inmediaciones de la cumbre de la Forcada (cuadrículas 11G y 12G de la Figura 6). Otros dos avistamientos tuvieron lugar en la Peña el Fresneal (7E y 8E, Figura 6), zona cercana a la cuadrícula de mayor

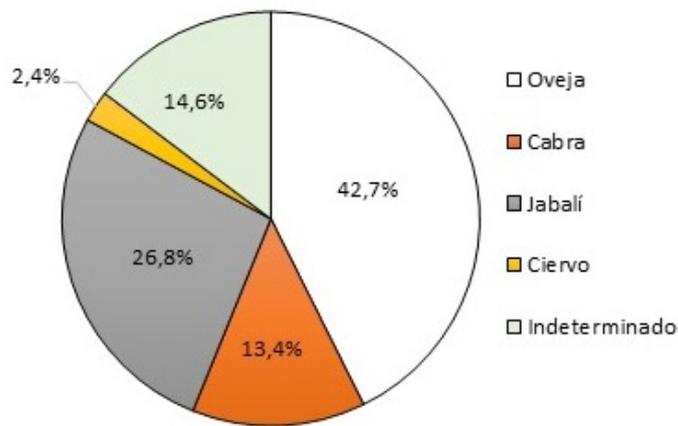
intensidad de depredación (6D). El número de ejemplares divisados en cada uno de los avistamientos oscila entre uno y tres, con una media de 1,6 ejemplares en cada avistamiento.

Figura 4. Fotografías de los principales tipos de heces de lobo clasificadas. A) Excremento con lana de oveja. B) Restos óseos indeterminados. C) Pelos de ciervo con huesos de las costillas. D) Heces integradas principalmente por cerdas de jabalí



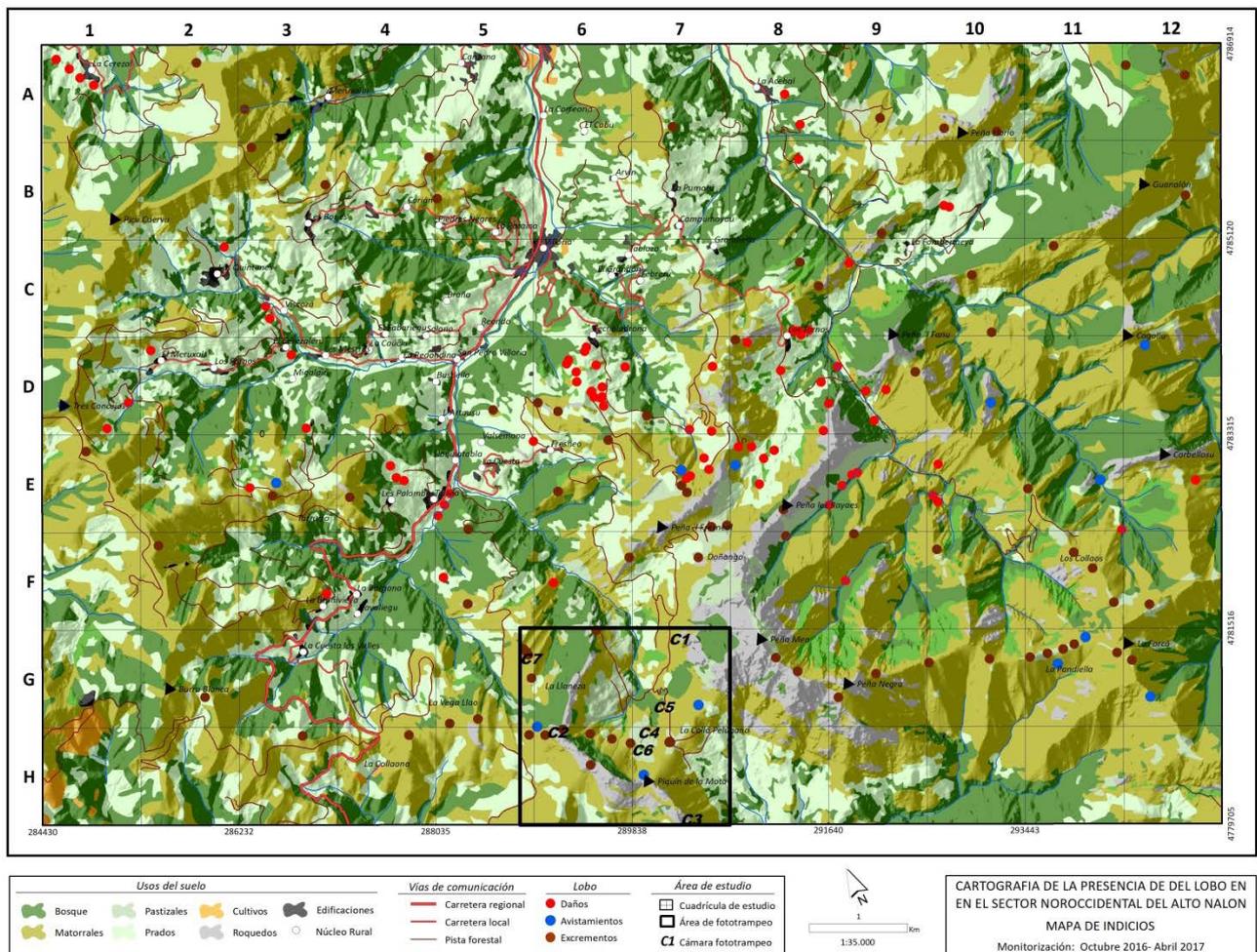
Fuente: elaboración propia

Figura 5. Clasificación de los excrementos recogidos en el área de estudio en función de tipo de presa



Fuente: elaboración propia

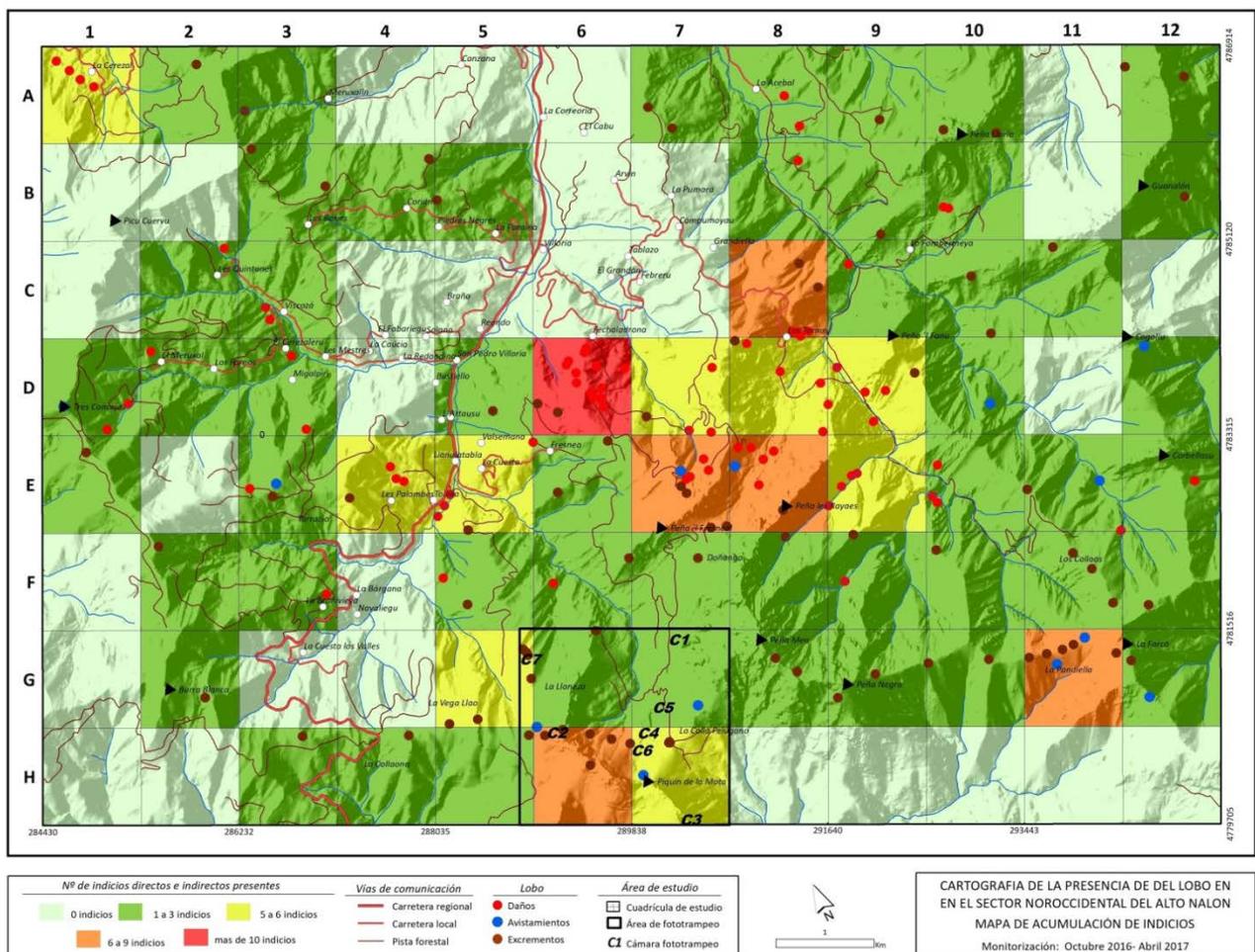
Figura 6. Mapa de distribución de indicios directos e indirectos de la presencia del lobo sobre los usos del suelo en el área de estudio



Fuente: elaboración propia

Mediante el cruce de las coordenadas de cada uno de los tres tipos de indicios georreferenciados (daños, excrementos y avistamientos) en cada cuadrícula de análisis, se obtuvo un mapa de intensidad de presencia del lobo en el área de estudio (Figura 7). Los valores oscilaban entre los 0 indicios y los 17 por cuadrícula, sobre un total de 176 registros, lo que ofrece una media por cuadrícula de 1,8 indicios, con una desviación estándar de 2,4. Se ha registrado un máximo de 17 indicios en la cuadrícula 6D, localizada en las inmediaciones de las aldeas de Fresno y Fechaladrona. Es relevante lo que sucede también en la cuadrícula 1A, con una intensidad de 4 indicios por los daños localizados en el área inmediata de la aldea de la Cerezal (municipio de San Martín del Rey Aurelio). Las cuadrículas 5G, 6H, y 7H reflejan una intensidad de presencia alta, con una acumulación de indicios por cuadrícula de entre 6 y 9, lo que justifica la localización de las cámaras de fototrampeo en este sector de la malla confeccionada.

Figura 7. Mapa de intensidad de presencia del lobo ibérico en el área de estudio según la acumulación de indicios por cuadrícula



Fuente: elaboración propia

## 4.2 La aplicación de la técnica del fototrampeo

El periodo de actividad de las cámaras osciló entre 115 días (C2 a C7) y 141 (C1), lo que supuso un mínimo de 2760 horas de fototrampeo por localización, y un máximo de 3384 horas en el caso de la C1. El total de fotografías tomadas por el conjunto de las siete cámaras fue de 7138. Las aportaciones por cámara oscilan desde el mínimo de 112 imágenes que suministró la cámara la C6 (un 1,57 %), a las 1.942 de la C1 (un 27,1 %). Por ello, la media de fotografías fue de 1020 imágenes por cámara. El total de imágenes fallidas debidas a la caída de copos de nieve, movimiento de ramas por el viento o fuentes de luz, ascendió a 4833. La relación de fotografías fallidas por cada una válida fue de 1,5, oscilando entre 1,2 en la C7 y 1,8 en la C2 y la C4 (Tabla 2). Las fotografías tomadas a personas<sup>1</sup> ascendieron a 186, con la particularidad de que más de un 75 % fueron captadas por la C4, emplazada en una pista forestal, que como veremos más adelante fue la cámara que también obtuvo un mayor número de imágenes de lobos (Tablas 2, 3A y 3B). Las fotografías a animales domésticos ascendieron a 1064, con una fuerte concentración en la cámara C1, con 541 fotografías, y nuevamente la C4, con 382, aglutinando en conjunto ambas cámaras el 87 % de los registros.

Las imágenes captadas a fauna salvaje ascendieron en su conjunto a 1055, de las cuales un 86 % son de grandes ungulados, mustélidos, lepóridos y carnívoros como el zorro común (*Vulpes vulpes*), mientras que un 24 % correspondió a lobos. La cámara con mayor número de imágenes de fauna salvaje fue la C5 con 203 (19,2% del total), mientras que el mínimo correspondió a la C6, con 21 instantáneas, lo que apenas se corresponde con un 2 % de los registros. Las fotografías tomadas a lobos ascendieron en total a 143, de las cuales un 62 % fueron obtenidas por la C4 (91 imágenes), mientras que, en el resto de las cámaras, en ningún caso se superó el 11 % de las capturas fotográficas (Tabla 2). La C7 no obtuvo ninguna imagen de esta especie. Las horas de fototrampeo necesarias para obtener una imagen de lobo oscilan entre 30 (C4) y 460 (C6).

Los resultados de los videos muestran cierto paralelismo con los obtenidos por las fotografías, si bien la relación entre fotografías y videos es de 4,2 a 1. El total de vídeos ascendió a 1694, de los cuales un 31 % fueron obtenidos por la C4. El total de vídeos fallidos asciende a 1349 con 3 vídeos fallidos por cada uno válido. Los videos de personas ascendieron a 33, siendo de nuevo la C4 la que más obtuvo, con 26 (70 %) (Tabla 2). En el caso de vídeos a animales domésticos,

---

1 Dichas imágenes han sido eliminadas inmediatamente, tras revisar periódicamente cada una de las cámaras.

es de nuevo esta cámara la que mayores valores suministra, con 70 archivos (54 %), lo que se explicaría por su localización en un área de intensa actividad ganadera. El total de vídeos a fauna salvaje ascendió a 225, siendo la C5 la que logró un mayor número de grabaciones, con 70 (30 % de las mismas). Las grabaciones a lobos ascendieron a 36 (72 %), con una distribución por cámara polarizada de nuevo en la C4, igual que en el caso de las fotografías. El número de horas por video grabado a lobo vuelve a poner en manifiesto una mayor eficacia de la C4, con una inversión de ~100 horas por cada 10 segundos de grabación de esta especie.

Tabla 2. Información general extraída de las cámaras de fototrampeo

Cámaras de fototrampeo	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Tipo de archivos (F: fotografías/ V: videos)	F	F/V	F/V	F/V	F/V	F/V	F/V
Duración del video (segundos)	–	10	10	10	10	–	10
Fecha de activación	17/10/2016	09/12/2016	09/12/2016	09/12/2016	09/12/2016	09/12/2016	09/12/2016
Fecha de desactivación	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017	01/04/2017
Horas de fototrampeo	3384	2760	2760	2760	2760	2760	2760
Total de fotografías	1942	402	928	1569	1007	112	1178
Fotografías fallidas	1194	220	686	866	764	86	1017
Ratio fotografías fallidas	1,6	1,8	1,4	1,8	1,3	1,3	1,2
Fotografías a humanos	16	3	4	142	5	0	16
Fotografías animales domésticos	541	0	71	382	35	5	30
Fotografías a fauna salvaje (menos lobo)	179	163	152	88	196	15	115
Fotografías a lobos	12	12	15	91	7	6	0
Total de fotografías fauna salvaje	191	179	167	179	203	21	115
Horas Fototrampeo/Fotos lobo	282,0	172,5	184,0	30,3	394,3	460,0	0,0
Total de videos	0	134	309	523	336	0	392,67
Videos fallidos	0	93	244	411	251	0	350,67
Ratio video fallidos	0,0	1,4	1,3	1,3	1,3	0,0	1,1
Videos a humanos	0	0	2	23	3	0	5
Videos animales domésticos	0	0	20	47	12	0	8
Videos a fauna salvaje (–lobo)	0	37	39	16	68	0	29
Videos lobo	0	4	4	26	2	0	0
Total de videos con fauna salvaje	0	41	43	42	70	0	29
Horas Fototrampeo/ Video lobo	0,0	690,0	690,0	106,2	1380,0	0,0	0,0

Fuente: elaboración propia

Tabla 3.A) Número de fotografías y videos tomados por las cámaras de fototrampeo a la fauna salvaje (mamíferos de talla media y grande).

B) Numero de fotografías y videos tomados por las cámaras de fototrampeo a personas y animales domésticos.

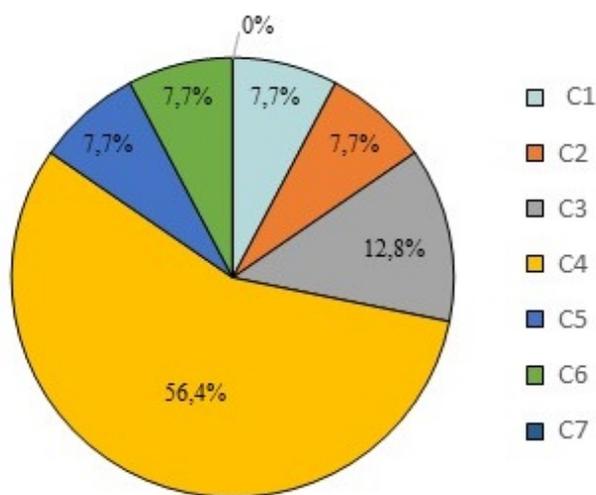
A) FAUNA		C1		C2		C3		C4		C5		C6		C7		TOTALES		%	
Especie	Nombre científico	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V
Lobo	<i>Canis lupus signatus</i>	12	0	12	4	15	4	91	26	7	2	6	0	0	0	143	36	13,9	16,1
Zorro	<i>Vulpes vulpes</i>	54	0	84	17	72	12	54	13	67	22	0	0	47	12	378	76	36,7	33,9
Corzo	<i>Capreolus capreolus</i>	0	0	19	4	0	0	0	0	36	13	2	0	38	9	95	26	9,2	11,6
Ciervo	<i>Cervus elaphus</i>	26	0	34	10	47	15	0	0	0	0	7	0	0	0	114	25	11,1	11,2
Jabalí	<i>Sus scrofa</i>	22	0	12	3	27	10	0	0	27	9	6	0	24	6	118	28	11,4	12,5
Tejón	<i>Meles meles</i>	9	0	0	0	6	2	7	2	0	0	0	0	6	2	28	6	2,7	2,7
Marta	<i>Martes martes</i>	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	5,8	0,0
Liebre piornal	<i>Lepus castroviejoi</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0,3	0,0
Gato montés	<i>Felis silvestris</i>	8	0	18	3	0	0	0	0	19	8	0	0	0	0	45	11	4,4	4,9
Jineta	<i>Genetta genetta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	47	16	0	0	0	0	47	16	4,6	7,1
TOTALES	Capt. acumuladas	191	0	179	41	167	43	155	41	203	70	21	0	115	29	1031	224	100,0	100,0
	%	18,5	0,0	17,4	18,3	16,2	19,2	15,0	18,3	19,7	31,3	2,0	0,0	11,2	12,9	100,0	100,0	---	---

B) PRESENCIA ANTROPICA		C1		C2		C3		C4		C5		C6		C7		TOTALES		%	
Especie	Nombre científico	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F	V
Humanos		16	0	3	0	4	2	142	23	5	3	0	0	16	5	186	33	14,9	27,5
Cabras	<i>Capra aegagrus hircus</i>	230	0	0	0	68	19	0	0	35	12	0	0	0	0	333	31	26,6	25,8
Ovejas	<i>Ovis aries</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,0
Vacas	<i>Bos primigenius taurus</i>	305	0	0	0	0	0	297	29	0	0	0	0	0	0	602	29	48,2	24,2
Caballos	<i>Equus ferus caballus</i>	0	0	0	0	0	0	34	6	0	0	0	0	18	5	52	11	4,2	9,2
Perros	<i>Canis lupus familiaris</i>	6	0	0	0	3	1	42	12	0	0	0	0	12	3	63	16	5,0	13,3
Gatos	<i>Felis catus</i>	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	5	0	0	0	14	0	1,1	0,0
TOTALES	Capt. acumuladas	557	0	3	0	75	22	524	70	40	15	5	0	46	13	1250	120	100,0	100,0
	%	44,6	0,0	0,2	0,0	6,0	18,3	41,9	58,3	3,2	12,5	0,4	0,0	3,7	10,8	100,0	100,0	---	---

Fuente: elaboración propia

Los registros de las cámaras nos ofrecen información sobre la diversidad de animales tanto salvajes como domésticos del área. Parte de ellos constituyen presas potenciales del lobo. Sin contabilizar al lobo, las cámaras captaron un total de nueve especies de mamíferos salvajes tanto de talla media como grande (Tabla 3A). El corzo (*Capreolus capreolus*) ha sido captado en cuatro cámaras, con 95 imágenes y 26 videos que suponen un 9,2% y un 11,6% de las capturas a fauna salvaje. Los ciervos (*Cervus elaphus*) también fueron fotografiados en cuatro equipos, con un total de 114 imágenes y 25 vídeos que suponen un 11,1% y un 11,2% de las capturas, respectivamente. El jabalí (*Sus scrofa*) es una de las especies que en más ocasiones fue captada por las cámaras, con un total de 118 imágenes y 28 vídeos, que constituyen el 11,4% y el 12,5% del total de capturas fotográficas de fauna salvaje. Además de los ungulados señalados, las cámaras captaron otro tipo de fauna difícil de avistar, como el gato montés (*Felis silvestris*), que cuenta con un 4,4% de los registros fotográficos y un 4,9% de los vídeos, la jineta (*Genetta genetta*) con un 4,6% de las fotos y 7,6% de los vídeos, la marta (*Martes martes*) con un 5,8% de los registros fotográficos, o la liebre de piamonte (*Lepus castroviejoii*). En cuanto a los animales domésticos captados en las cámaras, cabe citar el ganado caprino, el vacuno y el caballo (Tabla 3B).

Figura 8. Paso de lobos por la ubicación de las cámaras de fototrampeo, en porcentaje

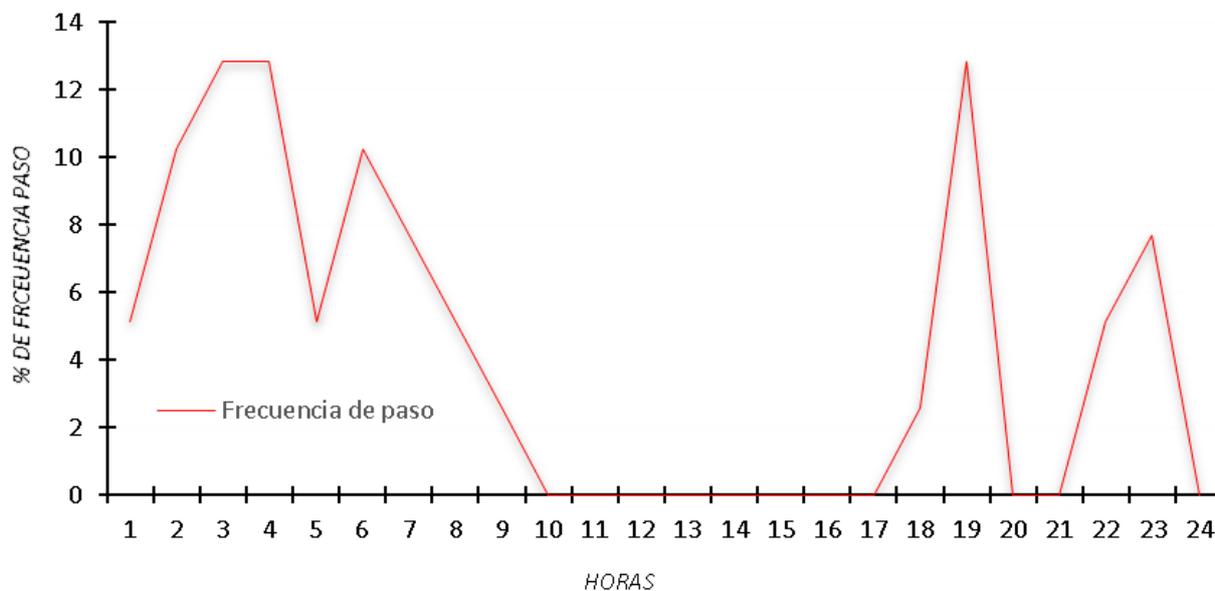


Fuente: elaboración propia

Si observamos la distribución temporal del paso de los lobos en cada cámara (Figura 8), entendiendo por un paso cada vez que uno o varios lobos pasan ante la cámara en cuestión, independientemente del número de registros de fotos y vídeo obtenidos, se advierte que, de los 39 pasos, 22 fueron registrados por la C4 (56%). La segunda cámara que más pasos de lobo registró fue la C3, con 5 posiblemente correspondientes al mismo individuo, dada la reiteración

en las pautas de marcaje territorial y en los horarios de paso. En el resto de cámaras, en ningún caso se superan las tres pasadas. Los resultados evidencian la importancia del enclave en el que se instaló la cámara C4 (inmediaciones de la Collada de Pelúgano) en las pautas de movilidad espacial de los lobos dentro del área de estudio.

Figura 9. Frecuencia horaria de pasos de lobo por las cámaras de fototrampeo



Fuente: elaboración propia

Otra información relevante suministrada por las cámaras fue la frecuencia de paso de los lobos por día. Tras cruzar los resultados de todas las cámaras, se obtuvo un cuadrante por hora de la movilidad del lobo en el área de fototrampeo (Figura 9). La máxima frecuencia se da entre las 3:00 y 4:00 horas, con otro pico importante entre las 06:00 y las 07:00 horas. A partir de entonces la actividad cae hasta alcanzar el atardecer, registrándose un nuevo pico entre las 18:00 y 19:00 horas, y otro entre las 22:00 y las 23:00.

El número de ejemplares captados en cada cámara oscila entre un individuo y cuatro, siendo también frecuentes las capturas en las que aparecen grupos de dos y tres lobos (Figuras 10 y 11). La C4 es la cámara que mayor variabilidad de individuos presenta, entre uno y cuatro por paso, siendo el tamaño de grupo más frecuente el de tres lobos, que representa el 37 % de las pasadas efectuadas (Figuras 10A y 10E). El número total de individuos identificados oscila entre un mínimo de 6 y un máximo de 7, puesto que uno de los dos grupos identificados estaba compuesto por dos individuos, de los cuales uno era un ejemplar subadulto perfectamente diferenciable (Figura 11A y 11B). Además, este grupo de dos individuos fue captado en repetidas ocasiones y por varias cámaras durante todo el periodo de monitoreo.

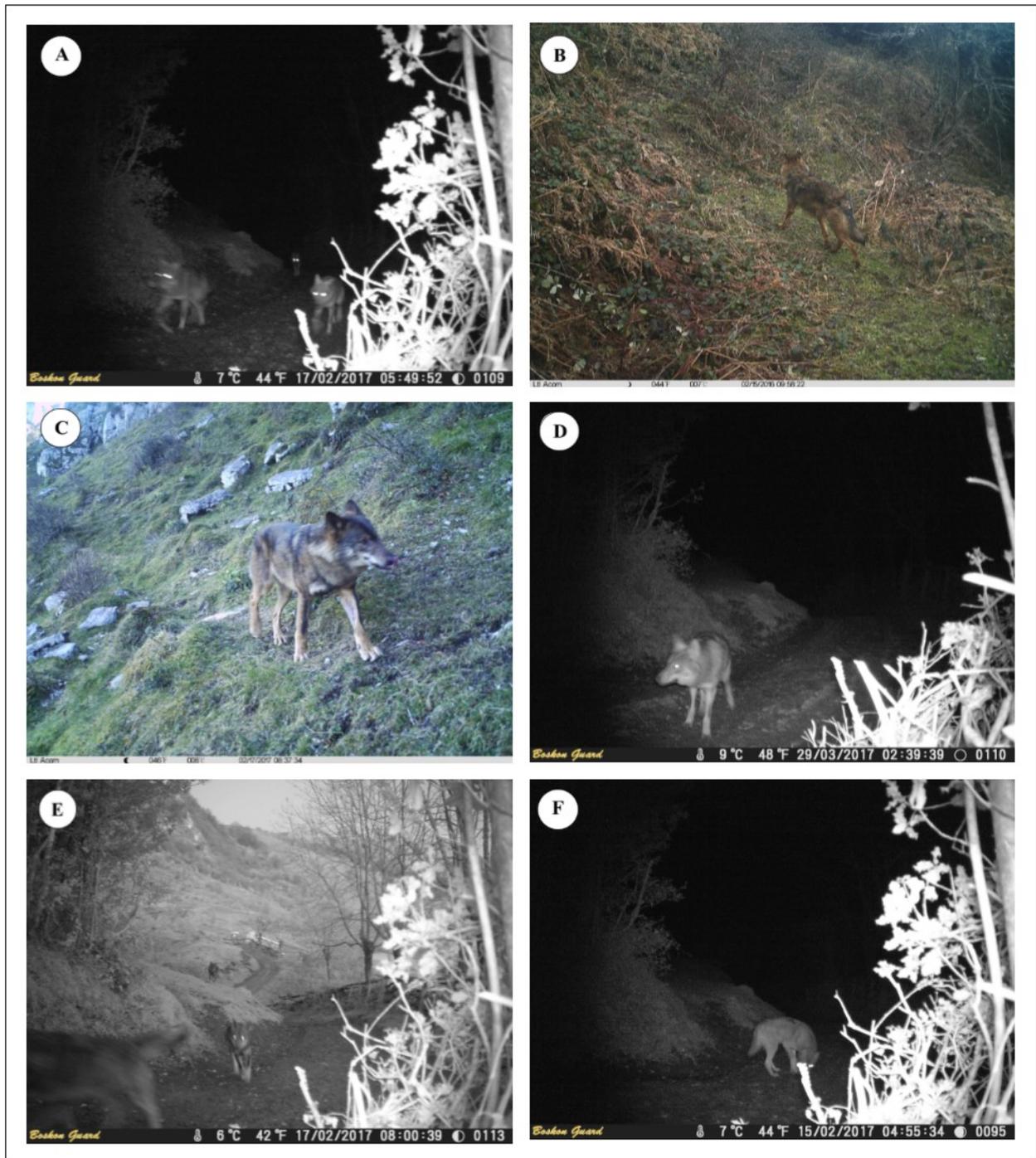
## 5 Discusión

El análisis de los daños a la ganadería desde 1997 hasta el 2016 nos muestra un crecimiento en la depredación en “dientes de sierra”, en el que se produce un incremento muy acusado a partir del año 2013. Si comparamos este análisis municipal con el realizado por García–Hernández et al. (2019) y González-Díaz et al. (2019) a escala de todo el territorio del Principado de Asturias, se observan ciertas similitudes en cuanto al patrón de evolución de los daños, con una tendencia general al crecimiento de los mismos en la que, no obstante, se incluyen máximos y mínimos relativos puntuales (véase Figura 3).

Por su parte, los daños a la cabaña ganadera durante el periodo que va de octubre de 2016 a abril de 2017 se localizaron principalmente en las áreas bajas y, en muchos casos, en las inmediaciones de núcleos rurales como Fechaladrona, Fresnedo o Tolivia. Por lo que respecta a las heces de lobo, su localización en collados, cordales y líneas de cumbre, indica que, estos sectores culminantes, ejercen una labor esencial en el movimiento espacial de los lobos de unos ámbitos a otros de su área de campeo, constituyendo puntos de marcaje y tránsito frecuente de la especie (como por ejemplo entre las sierras del Crespón y de Pelúgano). Esto evidencia la existencia de patrones de movilidad espacial diferenciados, en los que se combinan desplazamientos de una unidad de relieve a otra aprovechando la topografía (y la consiguiente reducción en el coste energético de los desplazamientos), con incursiones en los alrededores de las aldeas con la intención de depredar.

Destaca el alto impacto de los lobos sobre el ganado menor, y más concretamente sobre el lanar, que comprendería el 48 % de los excrementos colectados, seguido en importancia por el ganado caprino con un 13,4 %. Con respecto a los daños producidos sobre la cabaña ovina, éstos se generan habitualmente sobre las denominadas “ovejas cortacésped” (Izquierdo Vallina, 2010). Se trata de rebaños compuestos por un número limitado de cabezas de ganado lanar que se encuentran cerrados en prados, y que pertenecen a personas que, en general, no realizan una actividad ganadera de tipo profesional. De hecho, en muchos casos se trata de personas jubiladas. El cometido principal de estos pequeños rebaños es el de limpiar y mantener en buen estado las fincas. Los datos ponen de manifiesto la vulnerabilidad del ganado menor, que debido a su escasa envergadura (25-50kg), hace que en la depredación se produzca un gasto energético menor y una mayor probabilidad de éxito en el ataque, en comparación con otras posibles presas (Dar et al., 2009; Bibi et al., 2013).

Figura 10. Muestra de algunas de las capturas fotográficas de lobos, realizadas por las cámaras de fototrampeo

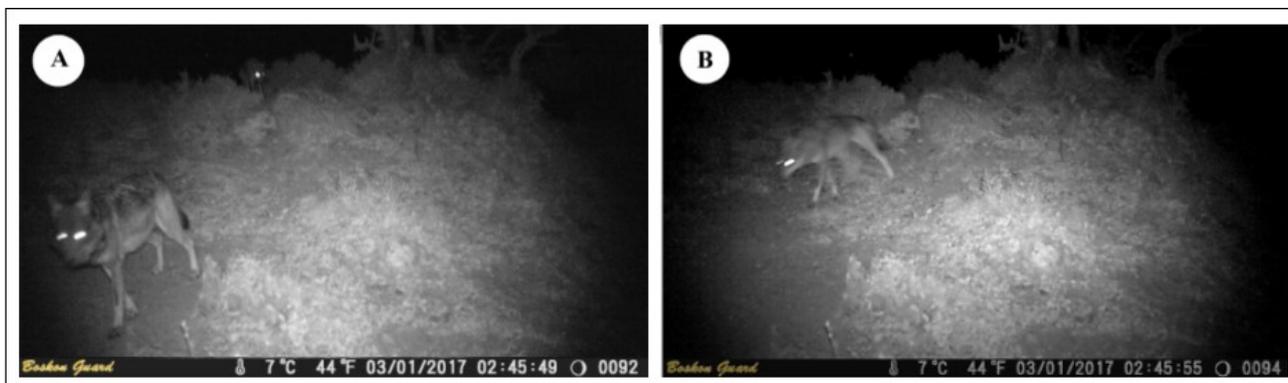


Fuente: elaboración propia

Entre la fauna salvaje depredada, en las heces son especialmente abundantes los restos de jabalí seguidos de los de ciervo; este hecho se debe a la alta presencia que tienen estos ungulados en el área de estudio (Tabla 3A) y a la gran facilidad que tienen para adaptarse a ambientes altamente humanizados (Llaneza et al., 2011). Otra parte importante de la dieta se corresponde

con carroña, procedente tanto de reses domésticas muertas como de salvajes (Llaneza et al., 1996, 2012; Arija, 2010). Es relativamente frecuente encontrar esqueletos de grandes animales domésticos (ej. vacas, caballos) y salvajes roídos por los cánidos, de tal manera que un 14,6% de las heces estaban integradas por restos óseos. Dentro de la comunidad científica que estudia esta especie en España, existe un gran interés en lo referente a la ecología trófica del lobo. En este sentido, se ha detectado una importante variabilidad en la dieta del lobo en distintos puntos de nuestro país (Fernández, 2004). Las razones que explican los factores que determinan las diferencias en la dieta entre unas áreas loberas y otras, e incluso entre grupos dentro de territorios cercanos, comenzaron a estudiarse en la década de 1990 en Norte América (Dale et al., 1995; Mech et al., 1996), y más recientemente en el continente europeo (Muller, 2006). Entre dichos factores destacan las diferencias entre tipos de hábitat (Mussini et al., 2007), así como la especialización de los distintos grupos de lobos en presas concretas (Carmichael et al., 2001; Pilot et al., 2006).

Figura 11. Secuencia de fotografías en la que se muestra el paso de dos lobos. A) Imagen en la que se distinguen dos ejemplares (un adulto en el primer plano de la imagen y un ejemplar sub-adulto que aparece al fondo). B) Fotografía obtenida 6 segundos después de la anterior, con el ejemplar sub-adulto pasando ya por delante de la cámara C2



Fuente: elaboración propia

Por otro lado, el análisis de las heces puede tener ciertas limitaciones, al ser posible confundir las heces de perro y las de lobo, razón por la que estos análisis deben ser complementados con otro tipo de técnicas (Echegaray et al., 2007). Lo mismo ocurre con las huellas. Si bien existen determinados elementos a tener en cuenta a la hora de distinguir las huellas de lobo de las de perro (longitud, tamaño, simetría, etc.), su diferenciación también puede plantear problemas. A partir de las heces se pueden hacer análisis del ADN mitocondrial, que permiten identificar el linaje genético y el sexo de los individuos y, en última instancia, realizar censos de población

con absoluta precisión (Rodríguez et al., 2010; Echegaray et al., 2006; Vilá et al., 2001). Sin embargo, no fue posible complementar de esta forma el estudio de las heces, por lo que los datos expuestos al respecto en este trabajo, deben ser considerados como una primera aproximación.

Durante la realización de este trabajo se han producido varios avistamientos de lobos en horario diurno, coincidentes principalmente con áreas de matorral próximas a las líneas de cordales (véase Figura 6). Al respecto, se puede citar que, según García Fernández et al. (2013), en el Parque Nacional de los Picos de Europa, mediante el uso de collares GPS–GSM en lobos radiomarcados, se ha constatado que éstos prefieren las áreas forestales o de matorral alto para el encame.

Por otro lado, es reseñable que en el mapa de intensidad de la presencia del lobo, confeccionado a partir de la localización de los excrementos, los daños y los avistamientos documentados, el mayor número de indicios se alcanzó en el sector central del área estudiada, concretamente entre los núcleos de Fresnedo y Fechaladrona, donde la depredación ejercida por este cánido durante el desarrollo del trabajo de campo fue especialmente alta, y secundariamente en el entorno de la Collada de Pelúgano, donde se estableció el área de fototrampeo (Figura 7).

La principal aportación del fototrampeo en este trabajo, ha sido confirmar la presencia estable del lobo en el área de estudio, donde no ha estado presente en décadas pasadas (salvo incursiones esporádicas), así como arrojar información sobre la movilidad de la especie, tanto desde el punto de vista espacial, como temporal. La aplicación del fototrampeo para el estudio del lobo ya se ha realizado en distintos trabajos a nivel mundial (Berzi & Groff 2002; Palumbo et al., 2010; Spalton 2002; Galaverni et al., 2009). En España, de momento, apenas se han efectuado estudios científicos desde la perspectiva biogeográfica en este sentido (si bien el fototrampeo ha sido ampliamente usado en tareas de gestión, como ya se puso de manifiesto), y los que hay se han focalizado en otras especies (véase al respecto los trabajos de Belda et al., 2008, 2016). La localización de las cámaras de este trabajo en áreas humanizadas y transitadas (Tabla 3B), junto con los horarios de paso de lobos por dichos enclaves al amanecer y al atardecer, permite deducir que los sectores de encame y refugio no se encontraban lejos de la ubicación de las cámaras, dispuestas en un ámbito de campeo frecuente. Además, algunas de las imágenes se obtuvieron dentro de la franja horaria diurna (entre las 8 y las 10 h de la mañana) (Figuras 9 y 10).

A lo largo de esta investigación, las evidencias detectadas, junto con las imágenes captadas, prueban la alta adaptación de la especie a la presencia humana. La cámara que más capturas y videos de lobo obtuvo fue la C4, emplazada en una pista forestal con un frecuente paso de coches todoterreno, tractores y personas. Por tanto, los registros de los dispositivos de fototrampeo nos han permitido constatar que la presencia humana no es un factor limitante en las pautas de movilidad, encame y predación de la especie, algo que ha sido remarcado en diversos estudios previos (ej. Nuñez–Quirós et al., 2007; Llaneza et al., 2017). También se debe tener en cuenta que, los procesos de cierre de paisaje y el aumento de la matriz de arbolado–matorral, facilitan el refugio, la movilidad y la obtención de presas; claves que influyen en la recolonización a corto plazo de áreas donde los lobos no estaban presentes en las últimas décadas (Gula et al., 2009; González-Díaz et al., 2017).

En este caso, la aplicación del fototrampeo no ha permitido diferenciar claramente unos individuos de otros (salvo en el caso del ejemplar sub-adulto) (Figuras 11A y 11B), ya que el lobo ibérico es una especie que no presenta patrones corporales distintivos. Por ello, la estimación poblacional que hemos incluido (entre seis y siete ejemplares), basada en la reiterada captura de imágenes de dos grupos diferenciados, integrados por tres o cuatro ejemplares uno (Figura 10A y E), y por dos el otro (Figuras 11A y 11B), pretende ser un dato aproximado. Sin duda, para estos fines es altamente recomendable aplicar el método captura–recaptura (Kelly et al., 2008; Holden et al., 2003; Trolle & Kery, 2003; Maffei et al., 2005), si bien, por lo ya comentado, se descartó esta opción de antemano. Cabe remarcar que, pese a existir otras alternativas en relación con las estimas poblacionales, las cuales tienen en cuenta el tiempo y la distancia entre las capturas fotográficas, así como estimaciones basadas en cálculos del área de campeo del lobo (Soisalo & Cavalcanti, 2006), la comunidad científica rechaza estas metodologías por su escasa fiabilidad y su cuestionable carácter empírico (William et al., 2002; Marcus Rowcliffe et al., 2008; Galaverni et al., 2009).

El conocimiento de las dinámicas territoriales de la especie y su interacción con las actividades humanas, tiene una alta aplicabilidad para el diseño de estrategias de prevención de ataques a la ganadería (Gazzola et al., 2008; Galaverni et al., 2009). Así, este tipo de investigaciones constituyen una herramienta para administraciones y organismos públicos encargados de la gestión de esta especie, a la hora de abordar el conflicto socio-territorial existente, que tiene como principal pilar los ataques generados a la cabaña ganadera. Sin embargo, y a pesar de que el Gobierno del Principado de Asturias ha desarrollado una política de indemnizaciones de los daños de lobo desde hace más de dos décadas, los trabajos científicos focalizados en

investigar los daños a la ganadería de forma detallada y a escala de toda la región, son escasos y muy recientes (ej. González-Díaz et al., 2019; García-Hernández et al., 2019). El conocimiento detallado de las pautas de movilidad de la especie podría facilitar, a la larga, que las medidas de prevención adquieran un papel más relevante en la gestión del conflicto, facilitando una verdadera coexistencia entre el lobo y los seres humanos. En este sentido, los estudios basados en el seguimiento de lobos a través de técnicas de radiomarcaje, se han mostrado también especialmente eficientes (ej. Roque et al., 2001; Blanco et al., 2005; Sand et al., 2005; Blanco & Cortés, 2007; García Fernández et al., 2013). Este tipo de metodologías han sido aplicadas igualmente a muchas otras especies, incluyendo, por ejemplo, al oso pardo cantábrico (Penteriani et al., 2017).

## **6 Conclusiones**

El análisis de los daños producidos a la ganadería por el lobo entre 1997 y 2016 en el concejo que incluye el área estudiada, muestra un incremento progresivo aunque con altibajos, encajando en el patrón global que evidencian otros estudios de daños para toda la comunidad autónoma de Asturias. En el periodo comprendido entre octubre de 2016 a abril de 2017, los ataques en el área de estudio se centraron en áreas bajas y en las inmediaciones de núcleos rurales. Por su parte, la localización de las heces de lobo en collados, cordales y líneas de cumbre, indica que los sectores culminantes ejercen una función esencial a la hora de condicionar los patrones de movilidad del lobo, constituyendo puntos de marcaje y tránsito frecuente de dicha especie.

La aproximación a la dieta de los lobos que campean por el área estudiada, abordada a partir del análisis de las heces y su correlación con los partes de daños, muestra el alto impacto de los lobos sobre el ganado menor y especialmente sobre el ovino, que representa el 48% de los restos encontrados entre los excrementos. Entre la fauna salvaje destaca como presa preferente el jabalí, ungulado que tiene una alta presencia en el área de estudio, tal como también evidencian las capturas realizadas mediante fototrampeo.

La localización de las cámaras en áreas muy humanizadas y transitadas, junto con los horarios de paso de lobos por dichos enclaves especialmente al amanecer y al atardecer, permite deducir que las áreas de encame y refugio no se encontraban lejos de la ubicación de las cámaras. Durante esta investigación, las evidencias detectadas junto con las imágenes captadas prueban la completa adaptación de la especie a la presencia humana, que no se muestra como factor limitante ni en sus pautas de movilidad y encame, ni en las de depredación. Si bien ciertos

procesos secundarios al abandono de la actividad agropecuaria, como el aumento de la matriz de arbolado—matorral, podrían estar favoreciendo el proceso de recolonización del lobo.

Aunque la aplicación del fototrampeo tiene ciertas limitaciones (por ejemplo no ha permitido diferenciar de forma clara unos individuos de la especie de otros, por lo que el número de ejemplares involucrados en las capturas fotográficas y de video, entre seis y siete, solamente se puede entender como un dato aproximado), la combinación de información procedente de diferentes fuentes (excrementos y huellas, fototrampeo, avistamientos acontecidos, y datos de daños a animales domésticos) se muestra como un modelo eficaz para el conocimiento de los patrones de movilidad y depredación de la especie, tanto desde el punto de vista espacial, como temporal.

En definitiva, este estudio ha podido confirmar la presencia estable del lobo en un área concreta donde no había estado presente en décadas pasadas. Estudios que, como este, se centran en áreas humanizadas que están siendo recolonizadas por especies que depredan sobre la cabaña ganadera, tienen una alta aplicabilidad en el diseño de estrategias de prevención de ataques. Su interés, por tanto, no es solamente biogeográfico, y adquiere pleno sentido en el marco de la ordenación territorial. La presencia de ciertas especies como el jabalí y el lobo en sectores altamente humanizados del área central Asturias, pone sobre la mesa el debate de su expansión territorial. Nos encontramos ante la recolonización de espacios muy antropizados y en transformación constante. Por tanto, para abordar este debate con éxito, la perspectiva meramente biologicista debe ser superada, siendo necesaria la incorporación a la ecuación del factor socio-territorial.

**Agradecimientos:** Las cámaras de fototrampeo utilizadas en este trabajo han sido adquiridas por el segundo de los firmantes con cargo a una Ayuda Individual del Plan Propio de Promoción de la Investigación de la Universidad de Oviedo. Este artículo se enmarca dentro de las actividades del contrato de investigación de referencia FUI-326-17. Benjamín González Díaz agradece a la Fundación Alvargonzález y al Dpto. de Geografía de la Universidad de Oviedo la concesión de la "XXI Ayuda a la Investigación Ramón de la Sagra".

**Declaración responsable:** Las/os autoras/es declaran que no existe ningún conflicto de interés con relación a esta investigación. El artículo ha sido concebido por JRF y BGD. El trabajo de campo ha sido desarrollado por BGD, JAGD y JRF. Las/os cuatro autoras/es han participado en la redacción y revisión del manuscrito.

## Bibliografía

Álvarez Cañada, A. (1997). Estudio geomorfológico de la Sierra de Peña Mea (Cordillera Cantábrica). *Ería, Revista cuatrimestral de Geografía*, 44, 261–278.

Arija, C. M. (2010). Biología y Conservación del Lobo Ibérico: crónica de un conflicto. *REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria*, 11, 1–18.

Bárcena, J. (1990). El lobo en Galicia. In J.C. Blanco, L. Cuesta & S. Reig (Ed.), *El lobo (Canis lupus) en España, situación, problemática y apuntes sobre su ecología* (pp. 11–18). Madrid: ICONA.

Belda, A., Arques, J., Martínez, J. E., Peiró, V., & Seva, E. (2009). Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en el Parque Natural de la Sierra de Mariola mediante fototrampeo. *Mediterránea*, 20, 9–32.

Berzi, D., & Groff, G. (2002). L'uso delle trappole fotografiche per indagini faunistiche sul lupo e su altri grandi carnivori: prime indicazioni sulla sperimentazione in Italia. In G. Boscagli, L. Vielmi & O. De Curtis (Ed.), *Atti del convegno "Il lupo e i parchi"* (pp. 154–160). Italy: Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi.

Bibi, S., Minhas, R., Awan, M., Ali, U., & Dar, N. (2013). Study of ethno–carnivore relationship on Dhirkot, Azad Jammu and Kashmir (Pakistan). *Journal of Animal and Plant Sciences*, 23, 854–59.

Blanco, J. C. (2017). La gestión del lobo en España. Controversias científicas en torno a su caza. *ARBOR Ciencia, Pensamiento y Cultura*, 193–786, a418. <http://dx.doi.org/10.3989/arbor.2017.786n4007>

Blanco, J. C., & Cortés, Y. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: Análisis de un conflicto*. Málaga: SECEM.

Blanco, J. C., & Cortés, Y. (2007). Dispersal patterns, social structure and morality of wolves living in agricultural habitats in Spain. *Journal of Zoology*, 273(1), 114–124. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00305.x>

Blanco, J. C., Cortés, Y., & Virgós, E. (2005). Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology*, 83(2), 312–323. <https://doi.org/10.1139/z05-016>

- Carmichael, L. E., Nagy, J., Later, N. C., & Strobeck, C. (2001). Prey specialization may influence patterns of gene flow in wolves of the Canadian Northwest. *Molecular Ecology*, *10*, 2787–2798. <http://dx.doi.org/10.1046/j.0962-1083.2001.01408.x>
- Cayuela, L. (2004). Habitat evaluation for the Iberian wolf *Canis lupus* in Picos de Europa National Park, Spain. *Applied Geography*, *24*(3), 199–215. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2004.04.003>
- Chao, A., & Huggins, R. M. (2005). Modern closed population models. In T. Amstrup, McDonald., B. Manly (Eds.). *The handbook of capture–recapture analysis* (pp. 58–87). New Jersey, USA: Princeton University Press, Princeton.
- Chávez, C., De la Torre, A., Bárcenas, O., Medellín, R. A., Zarza, H., & Ceballos, G. (Eds.) (2013). *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso*. Universidad Nacional Autónoma de México: Alianza WWF–Telcel.
- Corsi, F., Duprè, E., & Boitani, L. (1999). A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conservation Biology*, *13*(1), 150–159.
- Dale, B. W., Adams, L. G., & Bowler, R. T. (1995). Winter wolf predation in a multiple ungulate prey system, Gates of the Arctic National Park. In L. N. Carbyn, S. H. Fritts, & D. R. Seip (Eds.), *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World* (pp. 223–230). Alberta (Canada): Canadian Circumpolar Institute.
- Dar, N. I., Minhas, R. A., Zaman, Q., & Linkie, M. (2009). Predicting the patterns, perceptions and causes of human–carnivore conflict in and around Machiara National Park, Pakistan. *Biological Conservation*, *142*(10), 2076–2082. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.003>
- Echegaray, J., Martínez de Lecea, F., Covela, I., Hernando, A., De la Torre, A., Illana, A., Bayona, J., & Paniagua, D., (2006). *Informe sobre el seguimiento de las poblaciones de lobos en la comunidad autónoma del País Vasco en el 2008, mediante el uso de técnicas genéticas no invasivas* (Unpublished report). Vitoria–Gazteiz.
- Echegaray, J., Illana, A., Hernando, A., Martínez de Lecea, F., Bayona, J., Covela, I., De la Torre, Á., Paniagua, D., & Vilá, C. (2007). Uso de técnicas genéticas no invasivas para estimar el tamaño y la distribución del lobo (*Canis lupus Linnaeus*, 1758) en el País Vasco (N España). *Galemys*, *19*(2), 3–18.

- Fabbri, E., Caniglia, R., Kusak, J., Galov, A., Gomerčić, T., Arbanasić, H., Huber, D., & Randi, E. (2014). Genetic structure of expanding wolf (*Canis lupus*) populations in Italy and Croatia, and the early steps of the recolonization of the Eastern Alps. *Mammalian Biology*, 79(2), 138–148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2013.10.002>
- Fernández, A. (2004). Sobre los hábitos alimenticios en la Cordillera Cantábrica del lobo (*Canis lupus*). *Locustella*, 2, 24–37
- Fernández-Gil, A. (2013). *Comportamiento y conservación de grandes carnívoros en ambientes humanizados. Osos y lobos en la Cordillera Cantábrica* (Doctoral dissertation, Universidad de Oviedo, Spain).
- Ferrier, S. (2002). Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here. *Systematic Biology*, 51, 331–363. <http://dx.doi.org/10.1080/10635150252899806>
- Galaverni, M., Palumbo, D., Fabbri, E., Camiglia, T., & Greco, C. (2012). Monitoring wolves (*Canis lupus*) by non-invasive genetics and camera trapping: a small-scale pilot study, 58, 47–58. <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-011-0539-5>
- García Fernández, E. J., Llana, V., Palacios, V., & Lopez-Bao, J. V. (2013). *Ecología espacial del lobo en el Parque Nacional de los Picos de Europa*. Asistencia técnica efectuada por A.R.E.N.A. Asesores en Recursos Naturales S. L.
- García-Hernández, C., González-Díaz, B., & Ruiz-Fernández, J. (2019). Evolución de los daños producidos por el lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) sobre la cabaña ganadera en Asturias, entre 1997 y 2016. *Ería, Revista cuatrimestral de Geografía*, 39(3), 369–393.
- García-Hernández, C., Ruiz-Fernández, J., & Gallinar, D. (2016). Los efectos de las grandes nevadas históricas sobre la fauna en Asturias a través de la prensa. In J. Gómez Zotano, J. Arias García, J. A. Olmedo Cobo & J. L. Serrano Montes (Eds.), *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: Entre puentes y Barreras* (pp. 418–427), Granada: Universidad de Granada–Tundra.
- García-Lozano, C., Pintó, J., & Subirós, J. V. (2015). Análisis de la disponibilidad de hábitat adecuado para el lobo (*Canis lupus*) en Cataluña y en los Pirineos orientales. *Pirineos*, 170, e014. <http://dx.doi.org/10.3989/Pirineos.2015.170007>
- García-Lozano, C., Pintó, J., & Subirós, J. V. (2016). El lobo (*Canis lupus*) en Cataluña y en los Pirineos Orientales. Disponibilidad de hábitat y conectividad ecológica. In J. Gómez Zotano, J.

Arias García, J. A. Olmedo Cobo, J. L. Serrano Montes (eds.), *Avances en Biogeografía. Áreas de distribución: Entre puentes y Barreras* (pp. 181–190). Granada: Universidad de Granada–Tundra.

Gazzola, A., Capitani, C., Mattioli, L., & Apollonio, M. (2008). Livestock damage and wolf presence. *Journal of Zoology*, 274, 261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00381.x>

González–Díaz, B., García–Hernández, C., & Ruiz–Fernández, J. (2019). *Los daños del lobo a la cabaña ganadera en Asturias: un análisis espacial*. Oviedo: Trabe – CeCodet (Universidad de Oviedo).

González Díaz, J. A. (2019). *Modelos de gestión del territorio, paisaje y biodiversidad en un espacio de montaña: la Reserva de la Biosfera de Redes* (Doctoral dissertation, Universidad de Oviedo, Spain).

González Díaz, J. A., Celaya, R., Fraser, M. D., Osoro, K., Ferreira, L. M. M., Fernández García, F., González Díaz, B., & Rosa García, R. (2017). Agroforestry Systems in Northern Spain: The Role of Land Management and Socio-economy in the Dynamics of Landscapes. In *Agroforestry* (pp. 189–215). Singapore: Springer.

Gula, R., Hausknecht, & R., Kuehn., R. (2009). Evidence of wolf dispersal in anthropogenic habitats of the Polish Carpathian Mountains. *Biodiversity and Conservation*, 18, 2173–2184. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02877.x>

Holden, J., Yanuar, A., & Martyr, D. J. (2003). The Asian tapir in kerinci seblat national park, Sumatra: evidence collected through photo–trapping, *Oryx*, 37, 34–40. <https://doi.org/10.1017/S0030605303000097>

Izquierdo Vallina, J. (2008). *Asturias, región agropolitana: las relaciones campo–ciudad en la sociedad posindustrial*. Oviedo: KRK.

Jiménez Sánchez, M. (1997). Movimientos en masa en la cabecera del Río Nalón (Cordillera Cantábrica NO de España). *Cuaternario y Geomorfología*, 11, 3–16.

Jiménez Sánchez, M. (1999). Geomorfología fluvial en la cabecera del río Nalón (Cordillera Cantábrica, Noroeste de España). *Trabajos de Geología*, 21, 189–201.

Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S., & Hines, J. E. (2006). Assessing tiger population dynamics using photographic capture–recapture sampling. *Ecology*, 87, 2925–2937. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2925:ATPDUP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2925:ATPDUP]2.0.CO;2)

- Kelly, M. J., Noss, A. J., Di Bitetti, M. S., Maffei, L., Arispe, R., Paviolo, A., De Angelo, C. D., & Di Blanco, Y. E. (2008). Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, Belize. *Journal of Mammalogy*, *89*, 408–418. <https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-424R.1>
- Lampreave, G., Ruiz-Olmo, J., García-Petit, J., López-Martín, J. M., Bataille, A., Francino, O., Satre, N., & Ramírez, O. (2011). El lobo vuelve a Cataluña: historia del regreso y medidas de conservación. *Quercus*, *302*, 16–25.
- Larrucea, E. S., Brussard, P. F., Jaeger, M. M., & Barrett, R. H. (2007). Cameras, coyotes, and the assumption of equal detectability. *Journal of Wildlife Management*, *71*, 1682–1689. <https://doi.org/10.2193/2006-407>
- Llaneza, L., Fernández, A., & Nores, C. (1996). Dieta del lobo en dos zonas de Asturias (España) que difieren en carga ganadera. Doñana. *Acta Vertebrata*, *23*(2), 201–213.
- Llaneza, L., Rico, M., & Iglesias, J. (2000). Hábitos alimenticios del lobo ibérico en el antiguo Parque Nacional de la Montaña de Covadonga. *Galemys*, *12*, 93–102.
- Llaneza, L., López–Bao, J. V., & Sazatornil, V. (2012). Insights into wolf presence in human-dominated landscapes: the relative role of food availability, humans and landscape attributes. *Diversity and Distributions*, *18*(5), 459–469. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00869.x>
- Llaneza, L., García, E. J., Palacios, V., Sazatornil, V., & López–Bao, J. V. (2016). Resting in risky environments: the importance of cover for wolves to cope with exposure risk in human-dominated landscapes. *Biodiversity and Conservation*, *25*(8), 1515–1528. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1134-6>
- Lira–Torres, I., & Briones–Salas, M. A. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, *28*, 566–585.
- Maffei, L., Noss, A. J., Cuellar, E., & Rumiz, D. I. (2005). Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*, *21*, 349–353. <https://doi.org/10.1017/S0266467405002397>
- Matthews, T. J., Borges, P. A. V., Brito, E., & Whittaker, R. J. (2017). A biogeographical perspective on species abundance distributions: recent advances and opportunities for future research. *Biogeography*, *44*, 1705–1710. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.13008>

- Mech, L. D. Adams, L. G., Meier, T. J., Burch, J. W., & Dale, B. W. (1998). *The Wolves of Denali*. Minnesota: University Press.
- Monroy–Vilchis, O., Rodríguez–Soto, C., Zarco–González, M., & Urios, V. (2007). Distribución y uso de hábitat y patrones de actividad de puma y de jaguar en el Estado de México. In G. Ceballos, C. Chávez, R. List, H. Zarza (Eds.). *Conservación y manejo del jaguar en México: estudios de caso y perspectivas* (pp. 59–69). Conabio, México: Alianza.
- Monroy–Vilchis, O., Zarco–González, M., Rodríguez Soto, M., Soria–Díaz, L., & Uríos, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos, en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 373–383.
- Müller, S. (2006). *Diet composition of wolves (Canis lupus) on the Scandinavian peninsula determined by scat analysis*. Munich, Germany: School of Forest Science and Resource Management.
- Musiani, M., Leonard, J., Vilà, C., Wayne, R. K., & Lovari, S. (2007). Differentiation of tundra/taiga and boreal coniferous forest wolves: coat colour and association with migratory caribou. *Molecular Ecology*, 46, 4149–4170. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03458.x>
- Núñez–Quirós, P., García–Lavandera, R., & Llana, L. (2007). Analysis of historical wolf (*Canis lupus*) distributions in Galicia: 1850, 1960 and 2003. *Ecología*, 21, 195–205.
- Oliveira–Santos, L. G. R., Zucco, C. A., Castro Antunes, P., & Crawshaw, P. G. (2009). Is it possible to individually identify mammals with no natural markings using camera–traps? A controlled case–study with lowland tapirs. *Mammals Biology*, 75(4). 375–378. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2009.08.005>
- Ordiz, A., & Llana, L. (2010). Muestreo de indicios para estimar la abundancia relativa de lobos en la Península Ibérica. In A. Fernández-Gil, F. Álvarez, C. Vilá, A. Ordiz (Eds.), *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones* (pp. 37–54). Palencia: Asociación para la Conservación y Estudio del Lobo Ibérico.
- Palumbo, D., Galaverni, M., Fabbri, E., Caniglia, R., Greco, C., Sarno, S., & Randi, E. (2010). Monitoraggio del lupo (*Canis lupus*) nel Parco regionale del Corno alle Scale tramite foto–videotrappolaggio e genetica non invasiva: un nuovo modello di studio integrato. In R. Caniglia, E. Fabbri, C. Greco, E. Randi, (Eds.), *Atti del convegno Ricerca scientifica e strategie per la*

conservazione del lupo (*Canis lupus*) in Italia. *Quad di Conservazione della Natura*, 33, 171–196.

Penteriani, V., Delgado, M. del M., López-Bao, J. V., Vázquez García, P., Monrós, J. S., Vigón Álvarez, E., Sánchez Corominas, T., & Vázquez V. M. (2017). Patterns of movement of released female brown bears in the Cantabrian Mountains, northwestern Spain. *Ursus*, 28(2), 165–170. <https://doi.org/10.2192/URSU-D-16-00012.1>

Pilot, M., Jedrzejewski, O., Branicki W., Sidorovich V. E., Jedrzejewska B., Stachura K., & Funk, S. M. (2006). Ecological factors influence population genetic structure of European grey wolves. *Molecular Ecology*, 15, 4533–4553.

Roque, S., Álvares F., & Petrucci-Fonseca F. (2001). Utilización espacio-temporal y hábitos alimentarios de un grupo reproductor de lobos en el Noroeste de Portugal. *Galemys*, 13, 179–198.

Sand, H., Zimmermann, B., Wabakken, P., Andrèn, H., & Pedersen, H. C. (2005). Using GPS technology and GIS cluster analyses to estimate kill rates in wolf-ungulate ecosystems. *Wildlife Society Bulletin*, 33(3), 914–925. [https://doi.org/10.2193/0091-7648\(2005\)33\[914:UGTAGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0091-7648(2005)33[914:UGTAGC]2.0.CO;2)

Silver, S., Ostro, E. T., Marsh, L. K., Maffei L., Noss, A. J., Kelly, M. J., Wallace, R. B., Gómez, H., & Ayala, G. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38, 148–154. <https://doi.org/10.1017/S0030605304000286>

Sociedad Asturiana de Estudios Económicos e Industriales (SADEI). Retrieved from <http://www.sadei.es/es/portal.do;jsessionid=DD6558CC9914B2808D7864FF4228DC34>

Soisalo, M. K., & Cavalcanti, S. M. C. (2006). Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio–telemetry. *Biological Conservation*, 129, 487–496. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.023>

Spalton, A. (2002). Canidae in the Sultanate of Oman. *Canid News*, 5, 1–5 [http://www.canids.org/canidnews/5/canids\\_in\\_oman.pdf](http://www.canids.org/canidnews/5/canids_in_oman.pdf)

Teerink, B. J. (1991). *Atlas and identification key hair of Este–European mammals*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Tobler, M. W., Carrillo–Percastegui, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, G. (2008a). An evaluation of camera traps for inventoring large–and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11, 169–178. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>
- Tobler, M.W., Carrillo–Percastegui, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, G. (2008b). Further notes on the analysis of mammals inventory data collected with camera traps. *Animal Conservation*, 11, 187–189. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00181.x>
- Tobler, M. W., Carrillo–Percastegui, S. E., & Powell, G. (2009). Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in South–Eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25, 261–270. <https://doi.org/10.1017/S0266467409005896>
- Trolle, M., & Kery, M. (2003). Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture–recapture analysis of camera trapping data. *Journal of Mammalogy*, 84, 607–614.
- Trolle, M., Noss, A. J., Cordeiro, J. L. P., & Oliveira, L. F. B. (2008). Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera trapping and line transect surveys. *Biotropica*, 40, 211–217. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00350.x>
- Urios Moliner, V., Ramírez, C., Gallardo, M., & Rguibi Idrissi, H. (2012). Detectan al lobo en Marruecos gracias al uso del foto-trampeo. *Quercus*, 319, 14–15.
- Vázquez, A., & Díaz, T. E. (2006): *Parque Natural de Redes. Tierra de bosques y urogallos*. Oviedo: Ed. Nobel, S.A.
- Viejo Montesinos, J., L. (2013). La fauna de Sierra de Guadarrama. Somera aproximación a la riqueza faunística de un nuevo Parque Nacional. *Ambienta*, 103, 26–49.
- Williams, B. K., Nichols, J. D., & Conroy, M. J. (2002). *Analysis and Management of Animal Populations*. San Diego: Academic Press.