2025 GIJÓN | 16·20 JUNIO

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1937

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025**.
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza

El oso pardo (*Ursus arctos,* L.) en la cordillera Cantábrica (España): seguimiento y evaluación de sus movimientos y de su selección del hábitat

CISNEROS ARAUJO, P. (1), CUBERO, D. (2), SALINAS, P. (1), JIMÉNEZ, F. (1), PINTO, D. (1), GARCÍA, J. (1), MARTÍN, R. (1), SALVADOR, V. (2), RODRÍGUEZ DE RIVERA ORTEGA, O. (4), GARCÍA VIÑAS, J. I. (3), GASTÓN, A. (3), PEREA, R. (3), GAMBRA, D. (3), ALONSO, C. (3), SAN MIGUEL, A. (3) y SAURA, S. (3) y EZQUERRA, J. (2)
(1) Fundación del Patrimonio Natural de Castilla y León. Junta de Castilla y León
(2) Dirección General de Patrimonio Natural y Política Forestal. Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León.
(3) Centro para la Conservación de la Biodiversidad y el Desarrollo Sostenible (CBDS), E.T.S.I. Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid.
(4) Universidad de Exeter. Departamento de Matemáticas y Estadística.

Resumen

La población de oso pardo en la cordillera Cantábrica ha crecido notablemente en las últimas décadas, alcanzando aproximadamente 370 individuos en 2020. Los esfuerzos actuales de conservación se centran en mejorar la calidad del hábitat, asegurar la conectividad entre las dos subpoblaciones y gestionar la expansión poblacional favoreciendo la coexistencia con las actividades humanas. En este contexto, la Junta de Castilla y León ha desarrollado un programa de seguimiento por GPS de más de una quincena de osos, generando un valioso conjunto de datos sistemáticos sobre sus movimientos y selección de hábitat. El análisis de estos datos revela diferencias marcadas entre sexos: los machos recorrieron mayores distancias y ocuparon áreas más extensas, especialmente durante el periodo de celo, mientras que las hembras mostraron movimientos más restringidos y una mayor preferencia por hábitats con altas densidades de cobertura arbórea, particularmente en las fases residenciales. Esta preferencia fue ligeramente menor en los machos y también se redujo durante los desplazamientos no residenciales. Asimismo, se detectó cierta tolerancia a entornos humanizados en los ejemplares de la subpoblación occidental. Estos resultados son clave para guiar el diseño de medidas específicas de gestión forestal orientadas a la conservación y recuperación efectiva del oso pardo cantábrico.

Palabras clave

Ecología del Movimiento, Conectividad, Hábitat Forestal, GPS, Conservación de Especies Amenazadas

1. Introducción

El oso pardo (*Ursus arctos,* L.) está legalmente protegido en España desde 1973 y declarado en peligro de extinción desde 1990, siendo incluido en los anexos II y IV de la Directiva Hábitats 92/43/CEE y en el anexo II del Convenio de Berna. La población que habita la cordillera Cantábrica, repartida entre dos subpoblaciones occidental y oriental, es la única de la península Ibérica que mantiene su acervo genético original, una de las tres líneas evolutivas de la especie en Europa (SWENSON, 2000). El área con presencia habitual de oso pardo en la cordillera Cantábrica se distribuye entre cuatro comunidades autónomas: Asturias, Cantabria, Galicia y Castilla y León, correspondiendo a esta última la mayor superficie. En las décadas recientes se han articulado diversas estrategias y planes

para la recuperación de esta población, como la Estrategia Nacional para la Conservación del Oso Pardo Cantábrico (1999, actualizada en 2019) y el Plan de Recuperación del Oso Pardo en Castilla y León (Decreto 108/1990), que establecieron, entre otras, líneas de acción orientadas al seguimiento poblacional y en la evaluación de sus requerimientos ecológicos (CALVO et al., 2019).

Estas estrategias se han materializado en líneas de actuación clave como son la reducción de su mortalidad no natural mediante la lucha contra el furtivismo y la mitigación de conflictos con actividades ganaderas; la conservación y mejora del hábitat, incluyendo la restauración de áreas críticas y la mejora de la conectividad; la participación pública y sensibilización social, promoviendo la educación ambiental y el ecoturismo sostenible; y la investigación y seguimiento continuo de las poblaciones, incluyendo estudios genéticos y el monitoreo del uso del hábitat (CISNEROS-ARAUJO et al., 2021; EZQUERRA BOTICARIO et al., 2009; MATEO-SÁNCHEZ et al., 2015a, 2015b; OSORIO POLO y ALFARO MARTÍNEZ, 2009; SASTRE et al., 2024).

Gracias a estas medidas, la población de osos pardos cantábricos ha mostrado signos de recuperación notables: frente a los 70-85 ejemplares que se estimaban en 1999 (Rasines *et al.,,* 1999) se ha llegado a un tamaño aproximado de 370 individuos conforme a las estimaciones del año 2020, de los cuales más de la mitad (53%) se distribuyen en Castilla y León, según estudios genéticos recientes (JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN, 2023). Este crecimiento poblacional plantea nuevos retos de gestión, como la necesidad de reforzar la conectividad entre sus dos subpoblaciones (oriental y occidental), mejorar la calidad del hábitat para la expansión de su distribución en nuevas zonas de la península Ibérica y minimizar las interacciones negativas entre humanos y osos. La coexistencia en paisajes humanizados de la cordillera Cantábrica exige una comprensión precisa de los patrones de movimiento y selección de hábitat de la especie, particularmente en un contexto donde el desarrollo rural y las actividades humanas juegan un papel fundamental en la configuración de los propios paisajes y en la gestión del territorio. Por otra parte, a pesar de esta recuperación, en la actualidad la especie sigue enfrentando presiones derivadas de la actividad humana y la fragmentación del paisaje, especialmente en las áreas que requieren conectividad entre subpoblaciones para garantizar la viabilidad genética y demográfica a largo plazo (Mateo-Sánchez et al., 2014), y demanda una gestión prioritaria debido a su delicado estado de conservación y su papel como especie clave en los ecosistemas que habita.

En respuesta a los desafíos a los que se enfrenta la especie, la Junta de Castilla y León inició en 2021 el Plan de Captura y Radiomarcaje del Oso Pardo, enmarcado en el plan de recuperación de la especie en esta comunidad autónoma, aprobado por la Junta de Castilla y León, y en el protocolo de intervención con osos en la cordillera Cantábrica, aprobado por la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Este plan, que tiene como objetivo marcar entre 20 y 30 individuos con dispositivos GPS en una primera fase (2022-2026), ha permitido hasta la fecha el marcaje de 17 ejemplares (13 en la subpoblación occidental y 4 en la oriental). Este programa de seguimiento supone un gran avance respecto de labores de marcaje y monitorización desarrolladas con anterioridad en la cordillera Cantábrica y que habían logrado el radiomarcaje de un macho de oso pardo en la montaña de Riaño (León) en 1985 que fue seguido mediante tecnología VHF (CLEVENGER et al., 1990) o el radiomarcaje de una hembra de avanzada edad en la montaña de Palencia durante en 2011, con el mismo sistema. Este nuevo y

amplio seguimiento por GPS abordado a partir del 2022 ha permitido la obtención de un gran volumen de datos sistemáticos sobre desplazamientos y ecología espacial, evitando además los potenciales sesgos derivados de la toma de localizaciones en campo con antenas de VHF, así como una monitorización casi en tiempo real de movimientos que posibilita la aplicación de medidas de gestión de manera rápida y efectiva.

El uso de tecnologías de seguimiento, como los dispositivos GPS, permite avanzar de forma significativa en el estudio de la ecología del movimiento, al proporcionar información detallada sobre sus patrones espaciales y temporales, así como sobre su selección de hábitat en diferentes contextos ecológicos y estacionales. Estos datos permiten analizar cómo factores como el sexo, la edad y las fases del ciclo vital influyen en el uso del espacio, lo que resulta crucial para abordar los desafíos de su conservación en la cordillera Cantábrica (MATEO-SÁNCHEZ et al., 2015a).

En este contexto, en resumen, el programa de captura y seguimiento articulado en Castilla y León ha generado una base de datos valiosa sobre los movimientos de los osos pardos, lo que permite evaluar sus patrones de movimiento y selección de hábitat en un entorno de coexistencia con actividades humanas. Integrar esta información en las estrategias de conservación es clave para identificar las áreas críticas que requieren protección y gestión prioritaria. Además, permite adaptar las medidas de conservación a las necesidades específicas de la especie, promoviendo un equilibrio entre su conservación y el desarrollo socioeconómico del territorio que ocupa. Este artículo presenta los resultados preliminares de este programa, centrados en el análisis de los patrones de movimiento de 16 ejemplares, selección de hábitat y comportamiento estacional de distintos grupos demográficos.

2. Objetivos

El objetivo de este estudio ha sido avanzar en la monitorización de ejemplares de oso pardo en la cordillera Cantábrica en su vertiente meridional (Castilla y León) y, de forma específica:

1. Evaluar los patrones de uso del espacio según la época del año y diferenciando entre machos y hembras;
2. Identificar las fases de movimiento (residencial y no residencial) en función del sexo y los grupos demográficos; y
3. Evaluar cómo varía la selección del hábitat forestal en relación con el sexo, la subpoblación y las distintas fases del movimiento.

3. Metodología

3.1. Limpieza y procesado de los datos de seguimiento GPS.

Para los análisis de movimiento se usaron datos de seguimiento de 16 ejemplares (2 hembras y 14 machos), recogidos entre septiembre de 2021 y septiembre de 2024, con un total de 91.245 localizaciones GPS. Se emplearon dispositivos de seguimiento GPS de distintas marcas, como Lotek, Vectronics, ATS y Ornitela. Los dispositivos Ornitela, equipados con baterías recargables mediante placas solares, se utilizaron junto a los collares GPS convencionales, para mejorar una monitorización continua, así como para la recuperación de los dispositivos. Esta diversidad en las marcas y modelos de los collares influyó en los programas de muestreo, que presentaron cierta variabilidad. En general, los programas de muestreo de los datos GPS fueron regulares cada 30 minutos o cada 1 hora, aunque

en algunos casos fueron cada 2 horas, 24 horas o con frecuencias irregulares. Esta heterogeneidad fue considerada en el análisis para garantizar la fiabilidad de los resultados.

Se estimaron los errores en el posicionamiento registrado por cada marca de dispositivo GPS (FLEMING et al., 2020) para la posterior identificación y filtrado de localizaciones atípicas. Para ello, se utilizaron datos de calibración de cada marca de dispositivo, es decir, conjuntos de localizaciones GPS correspondientes a periodos en los que el dispositivo se mantuvo inmóvil. Los datos de calibración de cada marca se usaron conjuntamente con variables informativas de la precisión de cada localización GPS - *Horizontal Dilution of Precision* (HDOP), número de satélites y tipo de localización GPS (2D o 3D) - para ajustar una serie de modelos de error que incluyeron diferentes combinaciones de las variables. Entre los modelos de error resultantes se seleccionó el modelo más parsimonioso (menor AIC) para cada collar, y se estimó su *Root-mean-square User Equivalent Range Error* (RMS UERE) en metros (Tabla 1).

Tabla 1. Valores del RMS UERE (Error de Posicionamiento Relativo) para los diferentes dispositivos GPS, con un intervalo de confianza del 95%.

Dispositivo GPS	RMS UERE límite inferior 95% IC (metros)	RMS UERE estimado (metros)	RMS UERE límite superior 95% IC (metros)
Lotek	4.98	6.93	8.88
ATS	5.44	5.64	5.84
Vectronics	1.52	2.20	2.87
Ornitela	19.32	19.85	20.38

Los modelos de error resultantes fueron considerados para estimar las velocidades entre localizaciones. Estas velocidades se obtuvieron teniendo en cuenta el error posicional de las localizaciones, el cual que puede ser una fuente de sesgo en las estimaciones (FLEMING et al., 2020). Posteriormente, las velocidades y los ángulos relativos de giro fueron empleados para identificar localizaciones atípicas en cada una de las trayectorias, es decir, aquellas localizaciones correspondientes a picos en la trayectoria con ángulos muy acusados y velocidades elevadas. De esta manera, se excluyeron aquellas localizaciones con ángulos superiores a 135 grados y con velocidades superiores a 0.6 m/s, resultando en un total de 64 localizaciones eliminadas (0.07% del total).

3.2. Modelos de movimiento en tiempo continuo

Considerando los modelos de error de cada dispositivo GPS, se ajustaron modelos de movimiento en tiempo continuo para cada una de las trayectorias de cada individuo usando el paquete de R ctmm (CALABRESE et al., 2016). Estos modelos tienen en cuenta la autocorrelación espacial y temporal y son flexibles al permitir considerar distintas frecuencias de muestreo presentes en los datos GPS.

Consideramos los siguientes modelos candidatos: el proceso Independiente e

Idénticamente Distribuido (IID), que asume ausencia de correlación en las posiciones y velocidades; el proceso *Ornstein–Uhlenbeck* (OU), que incluye posiciones correlacionadas y un uso restringido del espacio; el proceso *Ornstein–Uhlenbeck Foraging* (OUF), que, al igual que el proceso OU, considera la residencia en un área específica pero también considera velocidades correlacionadas; y un caso especial del modelo OUF (OUf), en el cual las escalas temporales de autocorrelación de posición y velocidad son idénticas (CALABRESE et al., 2016). Entre los modelos candidatos, seleccionamos el más parsimonioso, aquél con menor AIC.

3.3. Segmentación y clasificación de fases de movimiento

En primer lugar, se realizó una interpolación de los datos GPS a una frecuencia de muestreo uniforme de 1 hora para asegurar la compatibilidad con métodos de segmentación sensibles a la frecuencia de muestreo. Para ello, se utilizaron los modelos de movimiento en tiempo continuo de cada trayectoria ajustados en la sección 3.2 y se simularon las localizaciones faltantes, respetando los intervalos de tiempo establecidos. Los datos interpolados fueron luego remuestreados y unificados con los datos originales.

Posteriormente, se segmentaron las trayectorias GPS de cada individuo utilizando el paquete segclust2d de R (PATIN et al., 2020), que emplea un método de segmentación de series temporales mediante el uso de hasta dos variables, permitiendo identificar diferentes fases de movimiento estacionarias. En esta primera fase de la segmentación, se utilizó un tamaño mínimo de segmento de 5 posiciones para hacer el algoritmo más flexible y generar un mayor número de segmentos posible. Como variables se emplearon el NSD (Desplazamiento Cuadrático Neto), que mide el desplazamiento de cada localización a punto inicial de la trayectoria, y la latitud, ya que los osos tienden a moverse de este a oeste a lo largo de la cordillera Cantábrica y esta variabilidad está mayormente recogida por el NSD. Una vez obtenidos los segmentos, se identificaron aquellos estacionarios y residentes con mínimo desplazamiento durante el invierno para definir los períodos de hibernación, los cuales se excluyeron del análisis y sirvieron para dividir cada trayectoria en segmentos de año biológico.

Una vez identificados los segmentos de actividad de los osos, se volvieron a segmentar las trayectorias anuales de cada individuo utilizando el paquete segclust2d, manteniendo las mismas variables (NSD y latitud). Sin embargo, en esta fase se estableció una escala temporal de segmentación de 24 horas, asegurando que el tamaño mínimo de cada segmento no fuera inferior a un día completo. Para clasificar estos segmentos en diferentes fases de movimiento, se empleó el algoritmo DBSCAN (*Density-Based Spatial Clustering of Applications with Noise*), que permite identificar áreas de residencia mediante la agrupación de puntos (clústeres) dentro de un segmento, utilizando un umbral de distancia y un número mínimo de puntos predefinidos. En este caso, se usó la distancia media horaria de cada segmento como umbral de distancia y se estableció un mínimo de 24 puntos para definir un clúster, con el fin de evitar la creación de clústeres con períodos de residencia menores a un día.

A continuación, para corregir posibles segmentaciones incorrectas de una misma zona de residencia en diferentes segmentos, se evaluó la superposición entre los clústeres generados en los distintos segmentos, unificando aquellos con un solape superior al 50%. Además, se consideraron como residencias únicamente aquellos clústeres cuya duración fuera superior a 24 horas de forma continua, o aquellos

con al menos dos visitas consecutivas de más de 12 horas, permitiendo una tolerancia de una hora en el tiempo de permanencia. Este criterio permitió excluir los clústeres generados en áreas de paso, donde los osos pueden acumular localizaciones sin que esto indique una verdadera residencia. Así, se garantizó que solo las zonas de residencia auténticas fueran incluidas en el análisis. A partir de esta identificación de movimientos residentes, fue posible diferenciar los movimientos no residentes del oso pardo.

3.4. Evaluación de la selección del hábitat

Analizamos la selección de hábitat a escala local para evaluar cómo los osos responden a su entorno, comparando las características del hábitat en ubicaciones seleccionadas por los animales con ubicaciones disponibles que eran alcanzables, pero no seleccionadas (análisis de selección por pasos).

3.4.1. Variables ambientales

Se consideraron cinco variables ambientales que podrían influir en la selección de hábitat del oso pardo. La especie habita predominantemente en zonas forestales que ofrecen tanto refugio como disponibilidad de alimento. Caracterizamos el hábitat utilizando la densidad de cobertura arbórea (2018; ráster con tamaño de pixel de 10 m; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2020); la cobertura de matorrales (2018; 10 m) obtenida del CLC+ Backbone 2018 (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2023); y la densidad de cobertura de pastizales (2018; 10 m; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2020a).

También incluimos la rugosidad del terreno (1 segundo de arco, ~30 m), obtenida según RILEY et al., (1999) a partir del modelo digital de elevación SRTM (EROS, 2017), como un indicador de refugio (por ejemplo, afloramientos rocosos). Como restricciones para la presencia de la especie, consideramos la influencia de las actividades humanas mediante el *Human Footprint Index* (HFI) (MAZZARIELLO & GASSERT, 2023), que engloba, con distintos pesos, zonas agrícolas, zonas urbanas y otros usos de actividad antrópica intensa (p.ej. carreteras).

Todas las covariables se agregaron a un tamaño de píxel de 100 m utilizando el promedio de los valores de los píxeles. Como resultado, todas las capas (excepto la capa de rugosidad del terreno y HFI) tenían valores que oscilaban entre 0 y 100, indicando la densidad de cada tipo de cobertura por píxel.

3.4.2. Modelos de selección de hábitat

Utilizamos *step selection functions* (SSF) para analizar la selección de hábitat según la fase de movimiento (residencial y no residencial), el sexo de los individuos y la subpoblación a la que pertenecen. Este enfoque proporciona un marco robusto para evaluar interacciones a escala fina entre las especies y su entorno (FIEBERG et al., 2021; GASTÓN et al., 2016; MUFF et al., 2020; THURFJELL et al., 2014; Figura 1). Para cada paso observado, generamos 20 *steps* aleatorios disponibles. Para ello, ajustamos una distribución Gamma a las longitudes de los *steps* observados y una distribución de Von Misses a los ángulos de giro observados, basándonos en cada combinación de fase de movimiento, sexo y subpoblación de origen. Solo se consideraron *steps* con una tasa de muestreo regular de una hora para los SSF, así como los de media hora remuestreados a una hora. Los procedimientos descritos se llevaron a cabo utilizando las funciones del paquete amt en R (SIGNER et al., 2019).

Se extrajeron los valores de cada variable ambiental en el punto final de cada *step*,

tanto para las ubicaciones utilizadas como para las disponibles. Los valores extraídos fueron estandarizados restando la media y dividiendo por la desviación estándar de cada variable.

Ajustamos modelos específicos para cada combinación de fase de movimiento (residencial y no residencial) sexo y subpoblación de origen utilizando regresión logística condicional con efectos mixtos (MUFF et al., 2020) para tener en cuenta las variaciones en la selección de hábitat entre los individuos. Incluimos las variables ambientales estandarizadas como covariables y añadimos un término cuadrático para permitir relaciones no lineales.

Después de ajustar los modelos, utilizamos la fortaleza relativa de selección (*Relative Selection Strength* (RSS); AVGAR et al., 2017; FIEBERG et al., 2021) para cuantificar la magnitud de selección de cada variable ambiental en cada modelo. Para ello, realizamos predicciones a nivel de población utilizando los modelos específicos de cada fase a lo largo del rango de cada covariable, mientras manteníamos las demás covariables fijas en sus valores promedio.

Como referencia para la comparación, utilizamos una ubicación hipotética representada por los valores promedio de cada variable ambiental calculados únicamente a partir de las ubicaciones disponibles en cada modelo. Finalmente, comparamos las predicciones de cada covariable con las predicciones en la ubicación de referencia para obtener las fortalezas relativas de selección de cada variable ambiental y cada fase de movimiento.

4. Resultados

Las áreas de ocupación mensual mostraron una alta variabilidad dependiendo del sexo y la época considerada (Figura 1). Durante el invierno (enero y febrero), las áreas de ocupación de los machos registraron sus valores más bajos, mientras que, a partir de marzo, con el fin de la hibernación, las superficies aumentaron hasta alcanzar el máximo de ocupación poco antes de junio, correspondiente al inicio de la época de celo (Figura 1). En este periodo, las áreas medias alcanzaron los 300 km^2, con algunos individuos ocupando superficies de hasta 1.000 km^2 (Figura 1). En verano (agosto), después del celo y al inicio de la hiperfagia, se observó una disminución en las áreas de ocupación de los machos. A partir de este punto, las superficies ocupadas continuaron decreciendo de manera lineal hasta el inicio de la siguiente hibernación (Figura 1). Está variabilidad anual en las áreas de ocupación fue mucho menos marcada en las hembras, que abarcaron superficies significativamente menores durante casi todo el año, con la única excepción del mes de febrero, coincidiendo con el pico del periodo de hibernación. Además, las hembras mostraron las áreas de ocupación más amplias durante la hiperfagia y no tanto durante el celo.

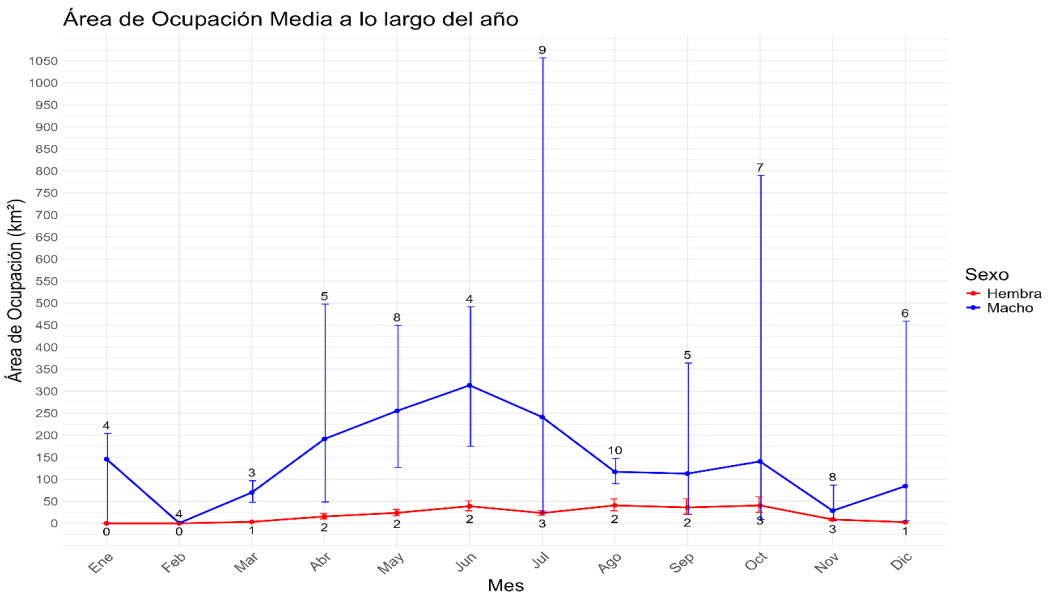

Figura 1. Evolución del área de ocupación media de los osos a lo largo del año, diferenciada por sexo. Los puntos indican los valores de ocupación media estimados, mientras que las líneas conectan estos puntos para ilustrar las tendencias anuales de la ocupación. Las barras de error muestran el intervalo de confianza del 95% en cada estimación. Los números que se muestran junto a cada estimación indican el tamaño muestral disponible para cada mes y cada sexo.

La segmentación y clasificación de las fases de movimiento residenciales y no residenciales en las trayectorias de cada individuo revelan una notable variabilidad en los patrones de movimiento (Figura 2). Las dos hembras monitorizadas mostraron un comportamiento predominantemente residente, con desplazamientos espacialmente más restringidos y pocas incursiones fuera de sus áreas de campeo. En contraste, los machos exhibieron patrones de movimiento más diversos, con algunos individuos realizando desplazamientos no residenciales extensos y prolongados a través del paisaje, lo que probablemente responde a la búsqueda de recursos alimenticios y al comportamiento asociado con la época de celo.

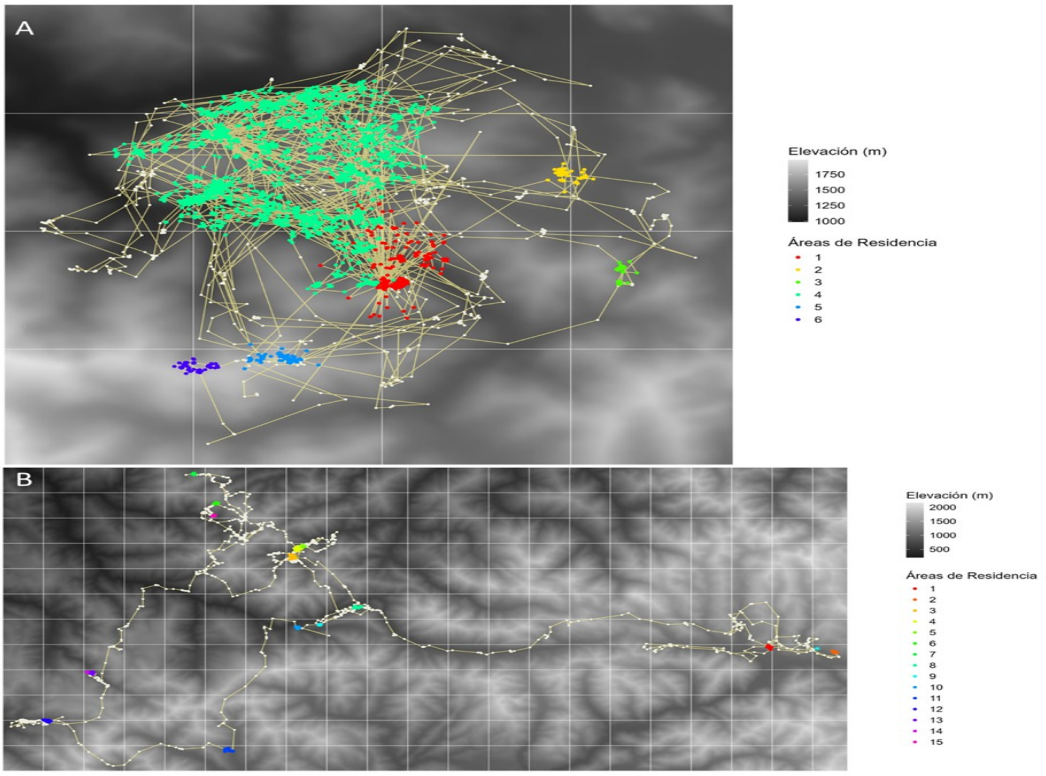

Figura 2. Mapas de las trayectorias GPS de dos ejemplares de oso: una hembra (panel A) y un macho (panel B). Estas trayectorias están clasificadas en dos fases de movimiento: residenciales y no residenciales. En cada una de las figuras se puede ver en diferentes colores las localizaciones de cada área de residencia (clústeres). Los puntos de color blanco representan las localizaciones de las fases no residenciales. La trayectoria se representa sobre un Modelo Digital de Elevaciones (altitud en metros). La cuadrícula representada en ambos paneles es de 2.5 x 2.5 km.

Los modelos de selección de hábitat revelaron una diversidad de patrones de selección en función del grupo demográfico considerado, según sexo y subpoblación (Figuras 3 y 4). La respuesta a las zonas de actividad humana fue muy variable y mayoritariamente sin efectos significativos. Sin embargo, las hembras en la subpoblación occidental, durante sus movimientos residenciales, seleccionaron positivamente zonas con influencia humana moderada (HFI entre 10000 y 25000 aproximadamente; Figura 3) correspondiente a zonas aledañas a núcleos urbanos con baja densidad de habitantes y/o con presencia de agricultura a pequeña escala. La respuesta de los osos a la rugosidad del terreno fue diversa. Las hembras seleccionaron positivamente zonas con una rugosidad del terreno moderada mostrando una clara tendencia no lineal en ambas fases de movimiento. Los machos, sin embargo, no mostraron un patrón claro en sus movimientos residenciales, pero sí mostraron una marcada selección positiva de zonas con elevada rugosidad, en especial los machos de la subpoblación oriental. No se observó selección de hábitat significativa derivada de las zonas de pastizal para ningún grupo ni fase de movimiento. En contraposición, las zonas con coberturas moderadas de matorral (generalmente vegetación leñosa de menos de 5 metros) fueron seleccionadas positivamente por las hembras residentes en la subpoblación occidental (cobertura del 25-50%; Figura 3) y por los machos no residente en la subpoblación oriental (cobertura del 20-60%; Figura 4). En contraposición, los machos no residenciales de la subpoblación occidental evitaron zonas con coberturas de matorral relativamente elevadas (mayores del 30% de cobertura %;

Figura 4). Finalmente, las zonas con una cobertura arbórea fueron seleccionadas positivamente por los tres grupos durante la fase residencial (mayor del 30% de cobertura en la subpoblación oriental y del 50% en la occidental). Durante la fase no residencial, los tres grupos seleccionaron zonas con coberturas medias de arbolado en mayor o menor medida (50% para las hembras; 30-60% para los machos de la subpoblación oriental; y 50-60% para los de la occidental; Figura 4).

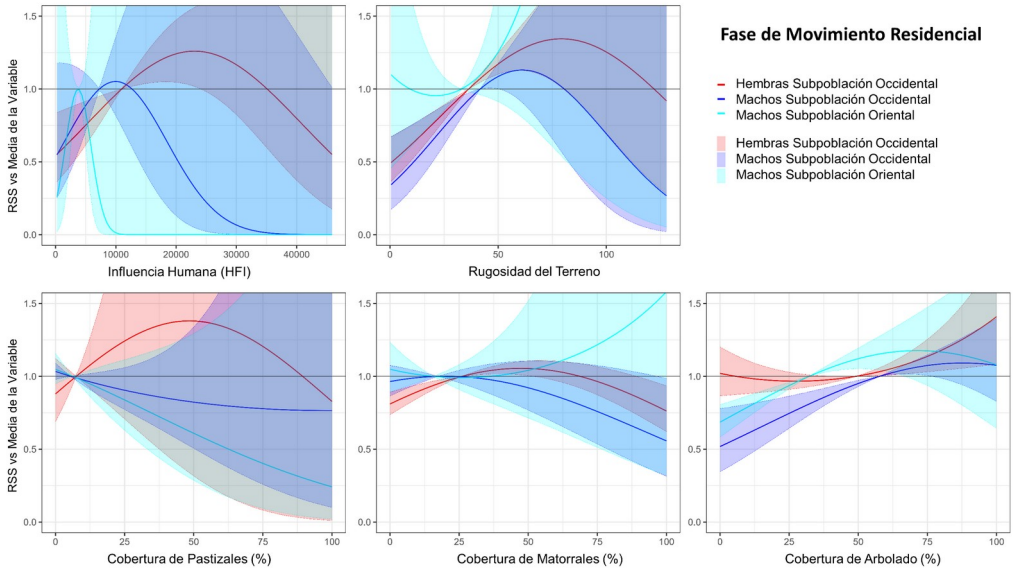

Figura 3. Curvas de la fuerza de selección relativa (RSS) de las variables ambientales del modelo de hábitat de la fase residencial. Las líneas continuas y las bandas representan la media de la fuerza de selección relativa y los intervalos de confianza del 95 %, respectivamente. La referencia para la fuerza de selección relativa es una ubicación hipotética con un valor igual a la media de la variable correspondiente, estimada únicamente a partir de las ubicaciones disponibles (ver Métodos).

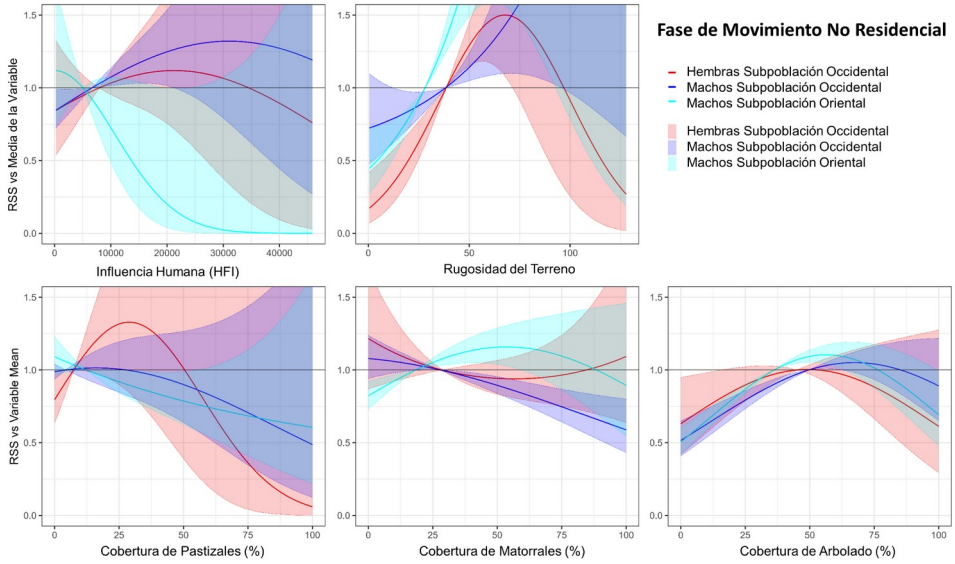

Figura 4. Curvas de la fuerza de selección relativa (RSS) de las variables ambientales del modelo de hábitat de la fase no residencial. Las líneas continuas y las bandas representan la media de la fuerza de selección relativa y los intervalos de confianza

del 95 %, respectivamente. La referencia para la fuerza de selección relativa es una ubicación hipotética con un valor igual a la media de la variable correspondiente, estimada únicamente a partir de las ubicaciones disponibles (ver Métodos).

5. **Discusión**

Nuestros resultados reflejan cómo los patrones de uso del espacio y la selección del hábitat del oso pardo en la cordillera Cantábrica están influenciados por factores como el sexo y la subpoblación. En los machos, las áreas de ocupación a lo largo del año muestran cambios marcados, con mínimos durante la hibernación y máximos al inicio de la época de celo, lo que subraya la conexión entre el comportamiento reproductivo y una mayor movilidad impulsada por la búsqueda de hembras en celo (CLEVENGER et al., 1990).

Las hembras presentaron áreas de ocupación significativamente menores que los machos, un patrón observado también en otras poblaciones de oso pardo en Europa (DAHLE & SWENSON, 2003a; DE GABRIEL HERNANDO et al., 2020). Este fenómeno podría explicarse, en parte, por un sistema de apareamiento polígamo, donde los machos exploran territorios más amplios para aumentar sus oportunidades de reproducción (SANDELL, 1989). Sin embargo, esta explicación parece limitada a la época de celo, ya que no justificaría las diferencias de área observadas durante la hiperfagia, un período en el que el apareamiento cesa completamente en la cordillera Cantábrica (ZARZO-ARIAS et al., 2018) y durante el cual los machos siguen ocupando superficies considerablemente más extensas (Figura 1).

Otro factor que podría contribuir a las menores áreas de ocupación de las hembras es su esfuerzo por evitar a los machos con riesgo de cometer infanticidio (DAHLE & SWENSON, 2003b), aunque en este estudio la mayoría de los datos de seguimiento corresponden a hembras sin crías. Asimismo, las hembras podrían haber reducido su área de ocupación para minimizar la competencia intraespecífica en mayor medida que los machos (DE GABRIEL HERNANDO et al., 2020) o como resultado de un comportamiento más filopátrico (SWENSON et al., 1998).

Cabe destacar que el reducido número de hembras consideradas en este estudio (n=2) podría reflejar patrones atípicos en la especie, influenciados por circunstancias locales o la idiosincrasia individual. No obstante, los patrones estacionales observados en estas hembras coinciden ampliamente con los reportados en otras poblaciones del sur de Europa (DE GABRIEL HERNANDO et al., 2020), incluyendo picos de movimiento durante la hiperfagia. Igualmente, es necesario puntualizar que las dos hembras monitorizadas fueron capturadas en zonas aledañas a pueblos, lo que podría estar detrás de su selección preferente por zonas con una moderada influencia humana (Figura 2) en las que pueden encontrar disponibilidad de recursos alimenticios (p.ej. frutales o pienso).

Los patrones de movimiento diferenciados entre fases residenciales y no residenciales reflejan una alta variabilidad interindividual, especialmente en los machos, quienes realizan movimientos más extensos entre áreas de residencia. Este comportamiento destaca la importancia de considerar diferentes fases en el estudio de los patrones de movimiento del oso, al igual que ha sido recomendado para otros carnívoros (CISNEROS-ARAUJO et al., 2024; GASTÓN et al., 2016).

Los resultados en la selección de hábitat refuerzan la idea de que el oso pardo es una especie generalista, lo que puede explicar la ausencia de respuestas significativas a algunas variables ambientales. Sin embargo, futuros análisis

deberían considerar cómo varía la selección de hábitat según la época del año, incorporando variables específicas para cada periodo, como la fructificación de especies vegetales, la densidad de hembras reproductoras u otros recursos clave de carácter estacional (MATEO-SÁNCHEZ et al., 2016). A pesar de su carácter generalista, se observa una clara preferencia por zonas forestales con alta cobertura arbórea, especialmente durante las fases residentes, lo que está probablemente relacionado con la disponibilidad de alimento y refugio (MATEO-SÁNCHEZ et al., 2016). Igualmente, los osos parecen tolerar niveles moderados de influencia humana (p.ej. zonas agrícolas con presencia de árboles frutales aledañas a pueblos, carreteras secundarias mayoritariamente, etc.) en ambas subpoblaciones, debido a la ausencia de respuestas negativas significativas a esta variable.

Los patrones de selección del hábitat en el oso variaron significativamente según la fase de movimiento. Durante los movimientos no residenciales, los machos de las dos subpoblaciones mostraron diferencias marcadas. En la subpoblación occidental, los machos evitaron áreas con alta cobertura de matorral (Figura 4), mientras que en la subpoblación oriental seleccionaron zonas con coberturas medias y terrenos con mayor rugosidad. Estas diferencias podrían estar relacionadas con la configuración del paisaje y la disponibilidad de hábitats en cada subpoblación (AARTS et al., 2013), lo que influiría en sus tácticas de movimiento y en las preferencias de hábitat al desplazarse entre áreas residenciales. Este hallazgo destaca la importancia de desarrollar modelos específicos para fases no residenciales, con el fin de estudiar la conectividad del paisaje y diseñar medidas de gestión y conservación más eficaces. (GASTÓN et al., 2016; PICARDI et al., 2022).

Además de diferenciar las fases de movimiento, la incorporación de otros factores clave en la selección de hábitat —como las respuestas no lineales a las características del hábitat, la variabilidad interindividual y la heterogeneidad ambiental a lo largo de la mayor parte de la población de la cordillera Cantábrica —ha permitido que este estudio proporcione estimaciones detalladas y robustas de la selección de hábitat, altamente valiosas para la gestión efectiva de los hábitats del oso pardo. En particular, la identificación de umbrales precisos de selección de hábitat para cada variable ambiental y fase de movimiento (Figuras 3 y 4) resulta fundamental para desarrollar medidas de conservación y restauración de hábitats dentro de cada subpoblación, para dirigir esfuerzos y medidas específicas orientadas a los individuos de cada sexo y para identificar áreas adecuadas para fomentar y dirigir la expansión de la población.

Nuestros hallazgos destacan la importancia de los modelos de selección de hábitat específicos para cada fase de movimiento para comprender las relaciones entre las especies y su hábitat, y desarrollar medidas de conservación y restauración dirigidas al oso pardo y otros carnívoros. Estos resultados son especialmente relevantes para los esfuerzos de conservación en curso, ya que ofrecen una valiosa guía para mejorar la conectividad de las poblaciones e identificar áreas adecuadas para la expansión de la población y la recuperación progresiva de una parte de su distribución histórica en la península ibérica (CISNEROS-ARAUJO et al., 2021; MATEO-SÁNCHEZ et al., 2014).

6. **Conclusiones**

- Los resultados de este estudio evidencian patrones de uso del espacio diferenciados entre sexos y estaciones del año en los osos pardos de la cordillera Cantábrica. Los machos muestran una mayor movilidad,

especialmente durante la época de celo, al explorar áreas más extensas para maximizar sus oportunidades reproductivas. En contraste, las hembras presentan áreas de ocupación más pequeñas, lo que podría estar relacionado con su necesidad de evitar a los machos y minimizar la competencia intraespecífica, además de su comportamiento más filopátrico.

- El oso pardo en la cordillera Cantábrica muestra una clara preferencia por hábitats forestales con cobertura medias y altas de arbolado, especialmente durante las fases residenciales. Esta preferencia se relaciona con la disponibilidad de recursos clave como el alimento y el refugio, lo que subraya la necesidad de priorizar la conservación y restauración de áreas forestales que cuenten con especies de interés trófico para el oso.
- Los resultados muestran que el oso pardo es capaz de tolerar niveles moderados de influencia humana en zonas rurales, en algunos casos incluso seleccionando positivamente zonas aledañas a pueblos o áreas agrícolas de pequeña escala, probablemente debido a la disponibilidad de recursos alimenticios, como frutales o pienso. Por ello, es esencial implementar medidas de gestión que minimicen posibles conflictos y fomentar prácticas que favorezcan la coexistencia, asegurando tanto la sostenibilidad de las actividades humanas como la conservación del oso.
- La variabilidad en la selección de hábitat en función del sexo, la subpoblación y la fase de movimiento destaca la necesidad de implementar estrategias de gestión específicas para cada grupo. Esto implica asegurar hábitats de alta calidad para las hembras al ocupar áreas más restringidas, así como identificar y proteger corredores ecológicos que faciliten los desplazamientos no residenciales, especialmente realizados por los machos, garantizando la conectividad entre subpoblaciones y promoviendo la expansión de la población.
- Los modelos específicos para las distintas fases de movimiento desarrollados en este estudio son clave para entender los requerimientos específicos del hábitat del oso pardo, estudiar la conectividad entre sus subpoblaciones, y diseñar medidas de gestión y conservación adaptadas a las necesidades de la especie.

7. Agradecimientos

El desarrollo de este proyecto de marcaje ha sido posible gracias a un gran número de profesionales de la Junta de Castilla y León, como son los responsables técnicos de los Servicios Territoriales de Medio Ambiente de León, María Ángeles Osorio y César Pollo, y de Palencia, Pablo Zuazúa y Esperanza García, a todo el equipo veterinario de seguimiento de la Fundación del Patrimonio Natural, a los agentes medioambientales y celadores de medio ambiente de las comarcas de Villablino, en el Alto Sil (León) y Cervera de Pisuerga (Palencia) implicados en el desarrollo del proyecto, a los miembros de la Patrulla Oso de la Fundación Patrimonio Natural de la Junta de Castilla y León y, especialmente gracias a José Ángel Arranz, Director General de Patrimonio Natural y Política Forestal, por haber confiado en el proyecto y haberlo apoyado en todo momento durante estos años. A todos ellos, gracias.

8. Bibliografía

AARTS, G.; FIEBERG, J.; BRASSEUR, S.; MATTHIOPOULOS, J.; 2013. Quantifying the effect of habitat availability on species distributions. *J. Anim. Ecol.*, *82*(6), 1135-1145. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12061

AVGAR, T.; LELE, S. R.; KEIM, J. L.; BOYCE, M. S.; 2017. Relative Selection Strength: Quantifying effect size in habitat- and step-selection inference. *Ecol. Evol.*, *7*(14), 5322-5330. https://doi.org/10.1002/ece3.3122

CALABRESE, J. M.; FLEMING, C. H.; GURARIE, E.; 2016. Ctmm: an R Package for Analyzing Animal Relocation Data As a Continuous-Time Stochastic Process. *Methods Ecol. Evol.*, *7*(9), 1124-1132. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12559

CALVO, M.; SÁNCHEZ, T.; VÁZQUEZ, V. M.; CUBERO, D.; MOLINA, J. I.; OSORIO, M. Á.; ZUAZÚA, P.; POLLO, C. J.; PINTO, D.; LUCIO, A. J.; SERDIO, Á.; VARAS, J.; ÁLVAREZ, E.; CALLEJO, A.; GONZÁLEZ, L. M.; MORENO-OPO, R.; 2019. Estrategia para la conservación del oso pardo Ursus arctos en la Cordillera Cantábrica. MITECO.

CISNEROS-ARAUJO, P.; GARROTE, G.; CORRADINI, A.; FARHADINIA, M. S.; ROBIRA, B.; LÓPEZ, G.; FERNÁNDEZ, L.; LÓPEZ-PARRA, M.; GARCÍA-TARDÍO, M.; ARENAS-ROJAS, R.; DEL REY, T.; SALCEDO, J.; SARMENTO, P.; SÁNCHEZ, J. F.; PALACIOS, M. J.; GARCÍA-VIÑÁS, J. I.; DAMIANI, M. L.; HACHEM, F.; GASTÓN, A.; CAGNACCI, F.; 2024. Born to be wild: Captive-born and wild Iberian lynx (Lynx pardinus) reveal space-use similarities when reintroduced for species conservation concerns. *Biol. Conserv.*, *294*, 110646. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110646

CISNEROS-ARAUJO, P.; GOICOLEA, T.; MATEO-SÁNCHEZ, M. C.; GARCÍA-VIÑÁS, J. I.; MARCHAMALO, M.; MERCIER, A.; GASTÓN, A.; 2021. The role of remote sensing data in habitat suitability and connectivity modeling: Insights from the cantabrian brown bear. *Remote Sens.*, *13*(6). https://doi.org/10.3390/rs13061138

CLEVENGER, A. P.; PURROY, F. J.; PELTON, M. R.; 1990. Movement and Activity Patterns of a European Brown Bear in the Cantabrian Mountains, Spain. *Bears: Their Biology and Management*, *8*, 205. https://doi.org/10.2307/3872920

DAHLE, B.; SWENSON, J. E.; 2003a. Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. *J. Zool.*, *260*(4), 329-335. https://doi.org/10.1017/S0952836903003753

DAHLE, B.; SWENSON, J. E.; 2003b. Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears *Ursus arctos*. *J. Anim. Ecol.*, *72*(4), 660-667. https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00737.x

DE GABRIEL HERNANDO, M.; KARAMANLIDIS, A. A.; GRIVAS, K.; KRAMBOKOUKIS, L.; PAPAKOSTAS, G.; BEECHAM, J.; 2020. Reduced movement of wildlife in Mediterranean landscapes: a case study of brown bears in Greece. *J. Zool.*, *311*(2), 126-136. https://doi.org/10.1111/jzo.12768

EROS.; 2017. Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global [Tiff]. U.S. Geological Survey. https://doi.org/10.5066/F7PR7TFT

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY.; 2020a. Grassland 2018 (raster 10 m), Europe, 3-yearly, Aug. 2020 (Versión 01.00) [GeoTIFF]. European Environment Agency. https://doi.org/10.2909/60639D5B-9164-4135-AE93-FB4132BB6D83

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY.; 2020b. Tree Cover Density 2018 (raster 10 m), Europe, 3-yearly, Sep. 2020 (Versión 02.00) [GeoTIFF]. European Environment Agency. https://doi.org/10.2909/486F77DA-D605-423E-93A9-680760AB6791

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY.; 2023. Corine Land Cover Change CLC+ Backbone 2018 (raster 10 m), Europe, 3-yearly, Feb. 2023 (Versión 01.00) [GeoTIFF].

European Environment Agency. https://doi.org/10.2909/CD534EBF-F553-42F0-9AC1-62C1DC36D32C

EZQUERRA BOTICARIO, F. J.; JIMENEZ FERNÁNDEZ, F.; PINTO PARADA, D.; OSORIO POLO, M. A.; ALFARO MARTINEZ, R. M.; 2009. Actuaciones forestales en el corredor entre las dos poblaciones subcantábricas de oso pardo (León, Palencia): resumen de 15 años de trabajos y nuevos retos. *Congreso Forestal Español*. https://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/16944

FIEBERG, J.; SIGNER, J.; SMITH, B.; AVGAR, T.; 2021. A 'How to' guide for interpreting parameters in habitat-selection analyses. *J. Anim. Ecol.*, *90*(5), 1027-1043. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13441

FLEMING, C. H.; DRESCHER-LEHMAN, J.; NOONAN, M. J.; AKRE, T. S. B.; BROWN, D. J.; COCHRANE, M. M.; DEJID, N.; DENICOLA, V.; DEPERNO, C. S.; DUNLOP, J. N.; GOULD, N. P.; HOLLINS, J.; ISHII, H.; KANEKO, Y.; KAYS, R.; KILLEN, S. S.; KOECK, B.; LAMBERTUCCI, S. A.; LAPOINT, S. D.; … CALABRESE, J. M.; 2020. A comprehensive framework for handling location error in animal tracking data. *bioRxiv*. https://doi.org/10.1101/2020.06.12.130195

GASTÓN, A.; BLÁZQUEZ-CABRERA, S.; GARROTE, G.; MATEO-SÁNCHEZ, M. C.; BEIER, P.; SIMÓN, M. A.; SAURA, S.; 2016. Response to agriculture by a woodland species depends on cover type and behavioural state: insights from resident and dispersing Iberian lynx. *J. Appl. Ecol.*, *53*(3), 814-824. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12629

JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN.; 2023. *Un estudio de la población de oso pardo realizado por Castilla y León, Galicia, Asturias y Cantabria estima en 370 los ejemplares en la Cordillera Cantábrica* (Castilla y León) [Text]. Un estudio de la población de oso pardo realizado por Castilla y León, Galicia, Asturias y Cantabria estima en 370 los ejemplares en la Cordillera Cantábrica; Junta de Castilla y León. https://comunicacion.jcyl.es/web/jcyl/Comunicacion/es/Plantilla100Detalle/1281372051501/NotaPrensa/1285242547188/Comunicacion

MATEO-SÁNCHEZ, M. C.; BALKENHOL, N.; CUSHMAN, S.; PÉREZ, T.; DOMÍNGUEZ, A.; SAURA, S.; 2015a. A comparative framework to infer landscape effects on population genetic structure: are habitat suitability models effective in explaining gene flow? *Landsc. Ecol.*, *30*(8), 1405-1420. https://doi.org/10.1007/s10980-015-0194-4

MATEO-SÁNCHEZ, M. C.; BALKENHOL, N.; CUSHMAN, S.; PÉREZ, T.; DOMÍNGUEZ, A.; SAURA, S.; 2015b. Estimating effective landscape distances and movement corridors: Comparison of habitat and genetic data. *Ecosphere*, *6*(4). https://doi.org/10.1890/ES14-00387.1

MATEO-SÁNCHEZ, M. C.; CUSHMAN, S. A.; SAURA, S.; 2014. Connecting endangered brown bear subpopulations in the Cantabrian Range (north-western Spain). *Anim. Conserv.*, *17*(5), 430-440. https://doi.org/10.1111/acv.12109

MATEO-SÁNCHEZ, M. C.; GASTÓN, A.; CIUDAD, C.; GARCÍA-VIÑAS, J. I.; CUEVAS, J.; LÓPEZ-LEIVA, C.; FERNÁNDEZ-LANDA, A.; ALGEET-ABARQUERO, N.; MARCHAMALO, M.; FORTIN, M. J.; SAURA, S.; 2016. Seasonal and temporal changes in species use of the landscape: how do they impact the inferences from multi-scale habitat modeling? *Landsc. Ecol.*, *31*(6), 1261-1276. https://doi.org/10.1007/s10980-015-0324-z

MAZZARIELLO, J.; GASSERT, F.; 2023. Global 100m Terrestrial Human Footprint

(HFP-100) (Versión 3, p. 110872922383 bytes) [Dataset]. Dryad. https://doi.org/10.5061/DRYAD.TTDZ08M1F

MUFF, S.; SIGNER, J.; FIEBERG, J.; 2020. Accounting for individual-specific variation in habitat-selection studies: Efficient estimation of mixed-effects models using Bayesian or frequentist computation. *J. Anim. Ecol.*, *89*(1), 80-92. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13087

OSORIO POLO, M. A.; ALFARO MARTÍNEZ, R. M.; 2009. Plan de recuperación del oso pardo (*Ursus arctos*) en Castilla y León: medidas adoptadas y resultados obtenidos. *Congreso Forestal Español*. https://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/16969

PATIN, R.; ETIENNE, M. P.; LEBARBIER, E.; CHAMAILLÉ-JAMMES, S.; BENHAMOU, S.; 2020. Identifying stationary phases in multivariate time series for highlighting behavioural modes and home range settlements. *J. Anim. Ecol.*, *89*(1), 44-56. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13105

PICARDI, S.; COATES, P.; KOLAR, J.; O'NEIL, S.; MATHEWS, S.; DAHLGREN, D.; 2022. Behavioural state-dependent habitat selection and implications for animal translocations. *J. Appl. Ecol.*, *59*(2), 624-635. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14080

RILEY, S. J.; DE GLORIA, S. D.; ELLIOT, R.; 1999. A Terrain Ruggedness that Quantifies Topographic Heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences*, *5*(1-4), 23-27.

SANDELL, M.; 1989. The Mating Tactics and Spacing Patterns of Solitary Carnivores. En J. L. Gittleman (Ed.), *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution* (pp. 164-182). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4716-4_7

SASTRE, N.; FRANCINO, O.; MERCADÉ, A.; CUBERO, D.; PALAZÓN, S.; PINTO, D.; SANCHEZ, A.; CASELLAS, J.; 2024. Unveiling population dynamics and diversity in two European brown bear (*Ursus arctos*) populations through non-invasive SNP genotyping. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4330968/v1

SIGNER, J.; FIEBERG, J.; AVGAR, T.; 2019. Animal movement tools (amt): R package for managing tracking data and conducting habitat selection analyses. *Ecol. Evol.*, *9*(2), 880-890. https://doi.org/10.1002/ece3.4823

J. E. SWENSON (Ed.).; 2000. Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursus arctos*). Council of Europe Publ.

SWENSON, J. E.; SANDEGREN, F.; SO-DERBERG, A.; 1998. Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *J. Anim. Ecol.*, *67*(5), 819-826. https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1998.00248.x

THURFJELL, H.; CIUTI, S.; BOYCE, M. S.; 2014. Applications of step-selection functions in ecology and conservation. *Mov. Ecol.*, *2*(1), 4. https://doi.org/10.1186/2051-3933-2-4

ZARZO-ARIAS, A.; DELGADO, M. D. M.; ORDIZ, A.; GARCÍA DÍAZ, J.; CAÑEDO, D.; GONZÁLEZ, M. A.; ROMO, C.; VÁZQUEZ GARCÍA, P.; BOMBIERI, G.; BETTEGA, C.; RUSSO, L. F.; CABRAL, P.; GARCÍA GONZÁLEZ, R.; MARTÍNEZ-PADILLA, J.; PENTERIANI, V.; 2018. Brown bear behaviour in human-modified landscapes: The case of the endangered Cantabrian population, NW Spain. *Glob. Ecol. Conserv.*, *16*, e00499. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00499