

Idoneidad del hábitat para el Oso pardo (*Ursus arctos*) en el sureste del Sistema Ibérico

J. M. Rey Benayas^{1,2,*}, L. Fraile Real¹, R. de la Torre Ceijas³, N. Fernández^{4,5}

(1) Dpto. de Ciencias de la Vida – Grupo de Investigación FORECO, Edificio de Ciencias, 28805 Alcalá de Henares.

(2) Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas, C/ Princesa 3 dpdo., 7a planta, apartamento 703, 28008 Madrid.

(3) Colegio O.D. Santo Domingo de Silos, C/ La Amistad, 6, 50002 Zaragoza.

(4) German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Deutscher Platz 5E, 04103 Leipzig, Alemania.

(5) Institute of Biology, Martin Luther University, Halle-Wittenberg, Alemania.

* Autor de correspondencia: J.M. Rey Benayas [josem.rey@uah.es]

> Recibido el 09 de abril de 2020 - Aceptado el 09 de junio de 2020

Rey Benayas, J.M., Fraile Real, L., de la Torre Ceijas, R., Fernández, N. 2020. Idoneidad del hábitat para el Oso pardo (*Ursus arctos*) en el sureste del Sistema Ibérico. *Ecosistemas* 29(2):1072. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1972>

El Oso pardo (*Ursus arctos*) es el mayor carnívoro de Europa Occidental y una especie en peligro de extinción en España. El declive durante siglos ha llevado a la extinción de todas sus poblaciones ibéricas excepto dos de ellas que se están recuperando. Parece posible hoy día abordar nuevas estrategias de conservación que permitan recuperar poblaciones extintas de osos y sus funciones ecológicas mediante programas de reintroducción. El objetivo de este trabajo fue evaluar la idoneidad del hábitat para la especie en el sureste del Sistema Ibérico. Partimos de la hipótesis de que esta área geográfica reúne características ecológicas favorables para albergar una población viable de osos. Los resultados indican que la disminución de la presión por los usos del suelo, la regeneración forestal y la elevada extensión forestal, heterogeneidad de hábitats y superficie de espacios naturales protegidos favorecerán la presencia de la especie. La evaluación de la idoneidad del hábitat permitió una jerarquía de las distintas zonas del área de estudio para el establecimiento de una población de Oso pardo; aproximadamente 16 000 km² de la misma tiene valores de idoneidad altos o intermedios-altos. Las zonas más aptas incluyen áreas escarpadas, bosques y otros tipos de cobertura vegetal propicios para suministrar tanto refugio como alimento durante todo el año a la especie. Este trabajo es un primer paso para evaluar una futura reintroducción de la especie en la zona, la cual requeriría la aceptación social y, en último término, dependería de decisiones políticas audaces.

Palabras clave: áreas prioritarias; despoblamiento rural; heterogeneidad de hábitats; regeneración forestal; reintroducción; Sistema Ibérico; *Ursus arctos*

Rey Benayas, J.M., Fraile Real, L., de la Torre Ceijas, R., Fernández, N. 2020. Habitat suitability for Brown bear (*Ursus arctos*) in the south-eastern Iberian Range. *Ecosistemas* 29(2):1072. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1972>

The Brown bear (*Ursus arctos*) is the biggest mammalian carnivore living in Western Europe and an endangered species in Spain. After centuries of decline, all Iberian populations have become extinct except two of them which are currently being recovered. Today, it seems feasible to initiate new conservation strategies to allow the recovery of extinct bear populations and their ecological functions by means of reintroduction programs. The goal of this study was to assess habitat suitability for the species in the south-eastern part of the Iberian Range. Our starting hypothesis predicts that this geographical area has favourable ecological characteristics to harbour a viable population of brown bears. The results point out that land abandonment, forest regeneration, a large forest extension, high habitat heterogeneity, and large natural protected areas network all provide suitable habitat conditions. The assessment of habitat suitability allowed ranking the land of the study area for the establishment of a Brown bear population; ca. 16 000 km² has high or medium-high habitat suitability values. The most suitable areas included abrupt relief, forests and other vegetation cover types that will provide both refuge and food to brown bears throughout all seasons. This study is a first step towards the evaluation of a future reintroduction of the species into the area, which in following steps would require addressing social acceptance and, ultimately, would depend on bold policy decisions.

Key words: forest regeneration; habitat heterogeneity; Iberian Range; priority areas; reintroduction; rural depopulation; *Ursus arctos*

Introducción

Muchas poblaciones de grandes mamíferos europeos, particularmente carnívoros, se encuentran actualmente en expansión tras haber sufrido durante milenios los efectos de la pérdida extensiva de sus hábitats y la persecución directa (Kaczensky et al. 2012; Deinet et al. 2013; Chapron et al. 2014). El despoblamiento rural y el abandono de los usos del suelo en áreas poco productivas, la subsecuente transición forestal (Kaplan 2009), la reducción de la caza y del furtivismo y las políticas de conservación de la biodiversidad han permitido que ciertas especies recolonizen parte de sus

áreas de distribución histórica. La hipótesis del “reasilvestramiento o renaturalización” (“rewilding” en su acepción en inglés) propone que el retorno de dichas especies beneficia la conservación de la biodiversidad no sólo por mejorar su propio estado de conservación sino también porque repercute en la recuperación de funciones ecosistémicas complejas (Fernández et al. 2017). Si bien los procesos de incremento poblacional y recolonización se están produciendo en muchas áreas de forma pasiva, el alto grado de fragmentación de los paisajes europeos hace difícil, si no imposible, que la recolonización llegue a muchas zonas potencialmente favorables pero desconectadas de las poblaciones actuales.

El Oso pardo (*Ursus arctos* L.) es un mamífero carnívoro de gran tamaño y con una amplia área de distribución geográfica, presente en una gran variedad de biomas tales como las estepas asiáticas, la tundra ártica y los bosques templados (McLellan et al. 2017). A nivel mundial y en Europa, está catalogado como de preocupación menor (LC; IUCN 2019), si bien en España es una especie considerada en peligro de extinción (Palomero 2007). Los osos pardos europeos se encuentran divididos en 10 poblaciones de distinto tamaño (Chapron et al. 2014), dos de ellas en España (Revilla et al. 2019). La extensión del área de campeo a lo largo del año descrita para diversas poblaciones europeas varía entre 58 y 225 km² para las hembras y 128 y 1600 km² para los machos (Swenson 2000). Su dieta es variada y cambia en las diferentes estaciones del año y en función de la disponibilidad local de alimento, pudiendo ser desde casi herbívora a muy carnívora; en la península ibérica se compone principalmente de gramíneas, megafobias, frutos carnosos y secos, carroña e invertebrados (Naves et al. 2006; Rodríguez et al. 2007; Bojarska y Selva 2012; Purroy 2017; Revilla et al. 2019). La disponibilidad de abundante alimento en otoño es crítica, pues el éxito reproductor depende de la disponibilidad y la calidad del alimento otoñal (Naves et al. 2006).

El Oso pardo en el contexto de la renaturalización de Europa

En Europa, el Oso pardo se extendía por casi todas las zonas de bosques de coníferas, bosques mixtos y bosques caducifolios y, estacionalmente, visitaba la tundra y los brezales árticos (McLellan et al. 2017). La actividad humana durante los siglos pasados ha llevado a su extinción en la mayor parte de su área de distribución histórica y ha fragmentado las poblaciones donde aún persiste, sobre todo en las áreas más al sur de su distribución (Swenson 2000). No obstante, Europa ha experimentado en las décadas recientes un abandono de algunos cultivos y pastizales, sobre todo en zonas montañas de producción marginal (Kuemmerle et al. 2016; Chazdon et al. 2020), disminuyendo así la presión humana en estas zonas. Este fenómeno sigue produciéndose en la actualidad y cerca de un millón de ha de cultivos y pastizales son abandonadas anualmente (Helmer et al. 2015). Este abandono desencadena la regeneración natural o restauración pasiva de matorrales y bosques, la renaturalización a gran escala *sensu* Navarro y Pereira (2012). Se estima que entre 2000 y 2030 unos 20 millones de hectáreas de uso agrícola pueden ser abandonadas y renaturalizarse (Navarro y Pereira 2012), aumentando la cantidad de hábitat potencialmente favorable para el Oso pardo (Scharf y Fernández 2018). Esta renaturalización, la cual ha favorecido la recuperación de los grandes carnívoros en algunas zonas de Europa (Chapron et al. 2014; Boitani y Linnell 2015), proporciona nuevas oportunidades para abordar políticas de restauración trófica y funcional de los ecosistemas.

El área de distribución histórica del Oso pardo abarcaba prácticamente toda la península ibérica (Piñero Maceiras 2010). Actualmente sólo persisten las poblaciones cantábrica y pirenaica asociadas a la escasa presencia humana, por encima de las zonas de intensa actividad agrícola y ganadera y por debajo de la zona subalpina, entre los 1100 y los 1800 m de altitud. La población cantábrica cuenta con unos 316 individuos (Ballesteros et al. 2020) que ocupan un área de unos 5000 km² (Ballesteros et al. 2016), y lleva varios años recuperándose (Pérez et al. 2009; González et al. 2016; Ballesteros et al. 2020). En los Pirineos, gracias al programa de reforzamiento poblacional, existen unos 40 individuos en un área de 8000 km² (Chapron et al. 2014; Piroso Life 2020), aunque prácticamente todos ellos se concentran en el Pirineo Central. El hábitat óptimo del Oso pardo cantábrico está constituido por un mosaico de bosque formado por hayedos, robleales, abedulares, prados y pastizales, matorral de brezos y piornos (*Cytisus* sp.), arandaneras y roquedos (San Miguel et al. 2012; Fundación Oso Pardo 2017). El Oso pardo pirenaico frecuenta los bosques maduros de hayas, abedules, abetos, pinos silvestres o pinos negros, ya sean mono-específicos o mixtos. También utilizan las formaciones subalpinas de matorral, los pastizales y los herbazales húmedos (Purroy 2017).

La distribución actual del Oso pardo en las poblaciones que persisten está limitada por la fragmentación y la degradación de su hábitat como consecuencia de los cambios en los usos del suelo, tales como la intensificación agrícola y forestal y el desarrollo urbanístico y de infraestructuras lineales, así como por la persecución directa (Wiegand et al. 1998; Naves et al. 2003; Martin et al. 2008, 2012). En las últimas décadas, el envejecimiento y el despoblamiento rural en España han propiciado la renaturalización del territorio. Además, la gestión para la protección y la conservación de la especie llevada a cabo por administraciones y organizaciones conservacionistas han ayudado a mejorar la percepción social sobre la especie, pasando a ser considerada una especie emblemática cuya conservación atrae ecoturismo y proporciona un símbolo y marca de calidad. Junto a la expansión "pasiva" del Oso pardo favorecida por la renaturalización del territorio, parece posible hoy día abordar nuevas estrategias de conservación que permitan recuperar poblaciones extintas de osos y sus funciones ecológicas mediante programas de reintroducción. Existen experiencias previas exitosas de estos programas de reintroducción del Oso pardo en distintos países de Europa y del mundo (Clark et al. 2002; Palazón et al. 2002; Martin et al. 2012; Piroso Life 2020).

Objetivos e hipótesis

El objetivo general de este trabajo es evaluar la idoneidad del hábitat para el Oso pardo en el sureste del Sistema Ibérico Español, donde la especie está extinta y unas predicciones realizadas a gran escala sugieren que pudiera existir suficiente hábitat potencial para ella (Scharf y Fernández 2018). Planteamos la hipótesis de que esta área geográfica satisface las características ecológicas necesarias para albergar una población de Oso pardo reintroducida debido a que (1) fue una de las últimas zonas con presencia de la especie en España fuera de la cornisa cantábrica y los Pirineos, (2) el despoblamiento rural y el consecuente abandono de cultivos y pastos está favoreciendo la regeneración forestal y una menor presión sobre la fauna silvestre, y tiene una elevada (3) extensión forestal y (4) heterogeneidad de hábitats. Conocer la distribución histórica de una especie amenazada es importante porque la incertidumbre ecológica y los posibles conflictos de una reintroducción se reducen allí donde la especie se ha extinguido más recientemente, siempre y cuando hayan desaparecido las causas de dicha extinción (IUCN 2013). Por otro lado, conocer la superficie de hábitat idóneo es clave para la conservación de las especies amenazadas (Brooks et al. 2019).

Para alcanzar el objetivo propuesto es necesario (1) conocer la distribución histórica del Oso pardo en la zona de estudio, analizar (2) los cambios de la densidad de la población humana y (3) del uso del suelo durante las últimas décadas, y (4) las predicciones futuras de los cambios en el uso del suelo. Además, es necesario (5) evaluar la idoneidad ecológica del hábitat en las distintas zonas del área de estudio. Aspectos tales como la aceptación social de una hipotética reintroducción, que es un factor crítico para el éxito de estas acciones de conservación (Buckley y Crone 2008; IUCN 2013), están fuera de los objetivos de este estudio. Sin embargo, sus resultados serán de indudable utilidad para una posible reintroducción de la especie en el área de estudio en el futuro.

Material y métodos

Área de estudio

Se encuentra en el sector sureste del Sistema Ibérico (Fig. 1a) y tiene una superficie de 22 342 km². Para su delimitación se usó la curva de nivel de los 1000 m y, como límite noroeste, el interfluvio del río Henares y el río Jalón. El estrangulamiento en dirección norte-sur observable hacia la mitad del área corresponde al valle del río Bohígues y es atravesado por la carretera N-330. Presenta serranías con una cota máxima de 2020 m. Destacan por su extensión la Serranía de Cuenca y las sierras de Albarracín, Javalambre y el Maestrazgo. En el Parque Natural de la Serranía de Cuenca se encuentra el Parque Cinegético Experimental de El Hos-

quillo, creado en 1964 y con una superficie de 910 ha, que alberga osos pardos en condiciones de semi-libertad. El área incluye 515 municipios pertenecientes a cinco comunidades autónomas y ocho provincias: Castilla la Mancha (Guadalajara y Cuenca), Castilla y León (Soria), Aragón (Teruel y Zaragoza), Comunidad Valenciana (Castellón y Valencia) y Cataluña (Tarragona).

La zona presenta una alta proporción de superficie con alguna figura de protección, tanto de Espacios Naturales Protegidos (241 483 ha, el 10.8% del área de estudio) como espacios de la Red Natura 2000 (882 955 ha o un 40% de LICs y 636 395 ha o un 28.5% de ZEPAs; Fig. 1b). Como estos espacios protegidos se solapan parcialmente, existen en total 1 026 613 ha (45.6%) de es-

pacios protegidos definidos y regulados por la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Distribución histórica del Oso pardo

Para conocer la distribución histórica del Oso pardo en el área de estudio hicimos una revisión bibliográfica y consultamos a dos historiadores de la especie en España, Javier Ortega (comunicación personal) y Juan Jiménez (2016 y comunicación personal). A su vez, J. Ortega se documentó a partir de los datos obtenidos por Piñeiro Maceiras (2010, 2013), el Libro de la Montería de Alfonso XI (Montoya Ramírez 1989), las Anotaciones al Libro de la Montería de Alfonso XI (Valverde 2009) y la Fauna Mastológica de Galicia

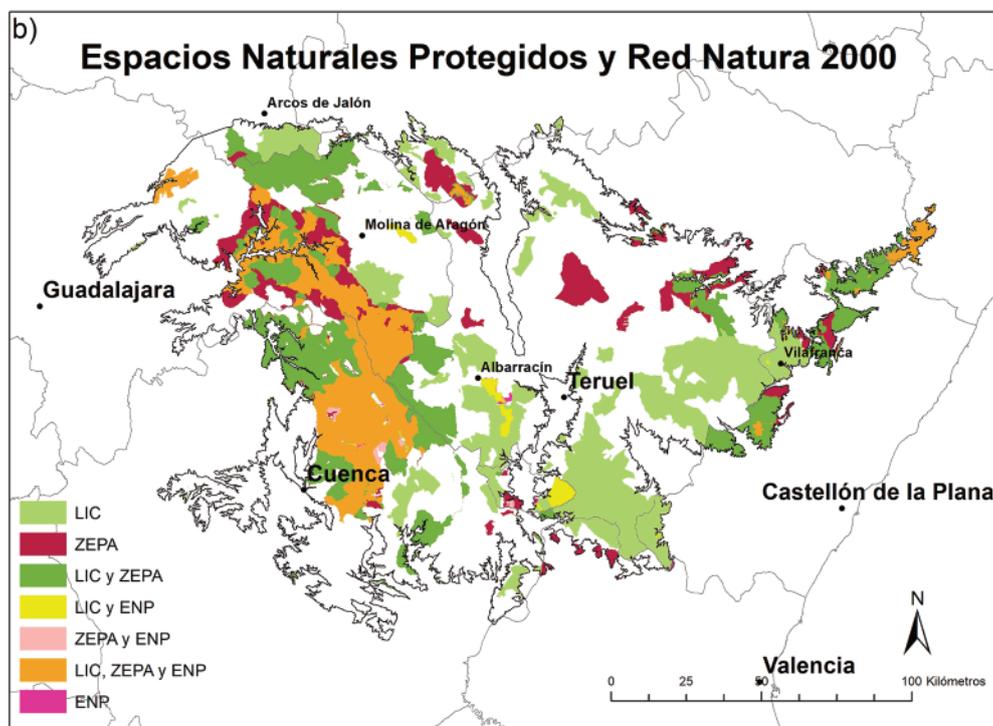
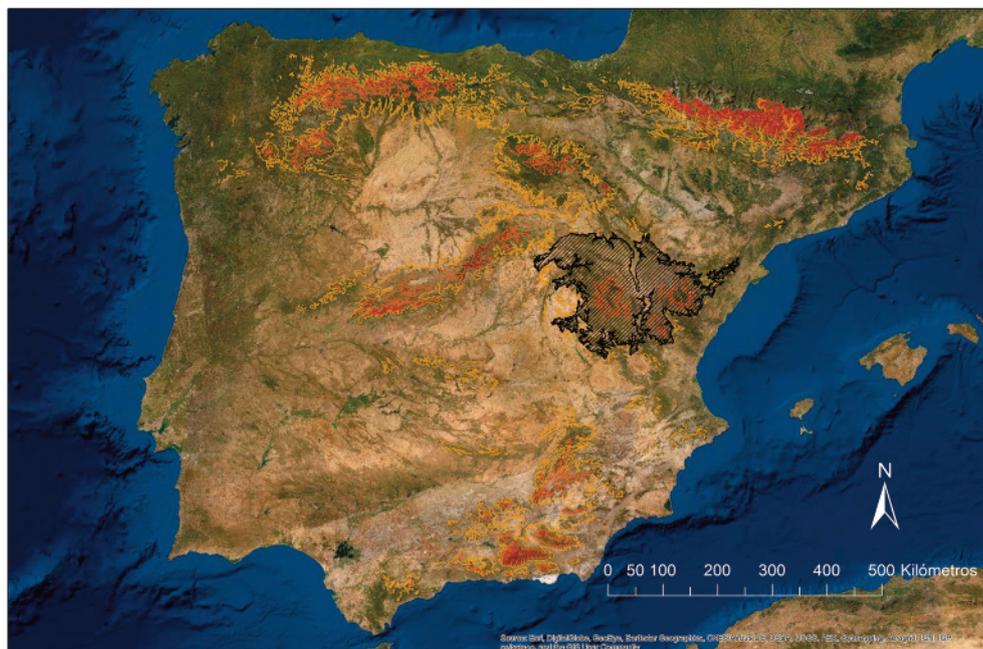


Figura 1. (a) Localización del área de estudio en la península ibérica, con indicación de las principales curvas de nivel ≥ 1000 m; nótese que el perímetro del área de estudio resaltado con trazo negro corresponde a la curva de nivel de 1000 m, excepto un pequeño tramo en la esquina noroeste. (b) Espacios Naturales Protegidos y Red Natura 2000 en el área de estudio (Fuente: MITECO 2017).

Figure 1. (a) Location of the study area in the Iberian Peninsula, depicting the major elevation contour lines ≥ 1000 m; note that the study area perimeter, which is highlighted with a thicker contour line, overlaps the 1000-m elevation line except for a little stretch at the northwestern corner. (b) Natura 2000 and Natural Protected Areas network in the study area (Source: MITECO 2017).

(López Seoane 1861). Jiménez (2016), además de estas fuentes, usó otras como las Relaciones Topográficas de Felipe II (siglo XVI), Nores y Naves (1993), Gargallo (2005) y Valverde (2005). Otras fuentes relevantes consultadas son el Tratado de la Montería de Argote de Molina, al servicio del Rey Felipe II (finales del siglo XVI), el Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de Ultramar de Madoz (1845-1850) y la Fauna Mastodológica de Iberia de de la Paz Graells (1897). Los trabajos más recientes sobre la distribución histórica del Oso pardo en el área de estudio son los de Piñeiro Maceiras (2018a, 2018b).

Cambios de demografía humana

Para conocer el cambio de la población humana se usaron los datos de población por municipio recientes, pertenecientes al censo de 2016, y los más antiguos, de 1857, del Instituto Nacional de Estadística (INE 2017). Se creó un mapa de densidad humana (habitantes km⁻²) por municipio para cada uno de estos dos años.

Cambios en los usos del suelo

Para conocer los usos recientes del suelo y los cambios de los mismos se usó el *Corine Land Cover* (CLC) de los años 1990, 2006 y 2012. Las 44 clases del CLC existentes en el área de estudio se reclasificaron en nueve clases (urbano, agrícola, praderas, mosaico agrícola, bosque frondoso y mixto, bosque de coníferas, pastizales naturales, matorral y otros; **Tabla A1**), considerando para la agrupación de clases los requerimientos de hábitat del Oso pardo (revisado en Scharft y Fernández 2018). Para cuantificar la transición entre clases de usos del suelo se produjo una matriz de cambios en los periodos 1990-2006 y 2006-2012. Los cambios de usos del suelo se analizaron con ArcGis 10.2 (ESRI 2013).

Escenarios futuros de cambios de usos del suelo

Las predicciones de cambios de usos del suelo se basaron en Navarro y Pereira (2012) y Stürck et al. (2018). Navarro y Pereira (2012) proporcionaron la base de datos en formato ráster de celdas de 1 km² con los *puntos calientes* de abandono y renaturalización de zonas agrícolas en Europa para el año 2030 para cuatro escenarios desarrollados a partir del modelo CLUE (*Conversion of Land Use and its Effects modelling framework*; Verburg y Overmars 2009). Las proyecciones utilizadas consideraron celdas en proceso de abandono del uso del suelo aquéllas caracterizadas como tal en al menos tres de los cuatro escenarios CLUE.

Stürck et al. (2018) obtuvieron cuatro mapas de trayectorias de cambios de uso del suelo en la Unión Europea para el año 2040 que representan cuatro posibles escenarios de cambios socioeconómicos, culturales, políticos y tecnológicos (Europa libertaria; Europa euroescéptica; Europa socialdemócrata; Localismo europeo). Se realizó una comparación de estos escenarios y se eligió las predicciones del tercer Escenario por ser el más inclusivo y abarcar más cambios dentro del área de estudio; este Escenario incluye las categorías (1) estabilidad, (2) expansión forestal, (3) expansión de

áreas silvestres y (4) intensificación de tierras de cultivo y pastos (**Tabla A2**).

Idoneidad del hábitat para el Oso pardo

Desarrollamos un Índice Integrado de Idoneidad del Hábitat (*IH*) del Oso pardo en el Sistema Ibérico. Este *IH* clasifica la idoneidad en cinco categorías definidas a partir de la combinación de valores cualitativos y cuantitativos derivados de cinco fuentes de información espacial (**Tabla 1**): (1) el Valor del Hábitat *sensu* San Miguel et al. (2012), estimado por nosotros en el área de estudio a partir de los requerimientos del hábitat de la especie; (2) la probabilidad de hábitat calculada a partir de predicciones ensambladas de modelos estadísticos desarrollados en distintas poblaciones europeas (Scharft y Fernández 2018; **Figura A1** y **Anexo 1**); (3) los usos del suelo actuales; (4) la densidad actual de población humana; y (5) las proyecciones de usos del suelo futuros según Stürck et al. (2018). A partir de dicha clasificación desarrollamos mapas de *IH* para la zona de estudio a una resolución de 5 x 5 km con valores entre 1 (mínima calidad) y 5 (máxima calidad). El *IH* de cada celda de 5 x 5 km se calculó como el valor promedio de los valores de cada uno de sus cinco componentes.

El Valor del Hábitat (San Miguel et al. 2012) se calculó, a su vez, usando cinco variables, cuatro de carácter biofísico (valor cobijo, valor trófico, fragmentación forestal y rugosidad) y una de carácter antrópico (presión humana; **Anexo 2**). El valor cobijo define la capacidad de las diferentes formaciones vegetales para proporcionar refugio a la especie. El valor trófico (**Tabla A3**) define el grado de disponibilidad de alimento existente en la zona. La fragmentación forestal define la conectividad del bosque a escala amplia. El valor de rugosidad mide la variación en altitud de un área y refleja la heterogeneidad del paisaje y la accesibilidad del terreno. La presión humana se relaciona con la presencia de áreas urbanizadas e infraestructuras lineales. Todos estos valores varían entre 1 y 0 que indican, respectivamente, la máxima y la mínima idoneidad del hábitat. Finalmente, el Valor de Hábitat se calculó como:

$$\text{Valor Hábitat} = (V. \text{Cobijo} + V. \text{Trófico} + V. \text{Rugosidad}) \times V. \text{Fragmentación forestal} \times V. \text{Presión Humana}.$$

Resultados

Distribución histórica del Oso pardo

Las fuentes consultadas discrepan sobre la fecha de extinción del Oso pardo en el Sistema Ibérico, con un intervalo que varía entre el siglo XV y los primeros años del XX. Aunque Madoz (1845-1850) y de la Paz Graells (1897) no mencionan su presencia en la región, otros autores consideran el siglo XIX como parte de la historia del Oso pardo. Así, López Seoane (1861) escribió que “*hace algunos años se encontraba en la sierra de Segura y en Aragón, en la sierra de Albarracín*”. Por su parte, Piñeiro Maceiras (2018b) reportó “[...] *los raros ejemplares [de osos] que, durante los prime-*

Tabla 1. Categorías de cada variable del Índice Integrado de Idoneidad del Hábitat para el Oso pardo. Fuentes de los datos: INE 2017¹, Corine Land Cover 2012², Stürck et al. 2018³, Scharft y Fernández 2018⁴, San Miguel et al. 2012⁵.

Table 1. Categories of each variable that compose the Habitat Suitability Integrated Index for Brown bear. Data sources are: INE 2017¹, Corine Land Cover 2012², Stürck et al. 2018³, Scharft y Fernández 2018⁴, San Miguel et al. 2012⁵.

Categorías	Demografía humana ¹ (hab. km ⁻²)	Usos del suelo ²	Predicciones futuras de usos del suelo ³	Predicción media de Idoneidad del Hábitat ⁴	Valor del Hábitat ⁵
1	≥ 500	Urbano	Intensificación	0.14 – 0.34	0
2	50-500	Agrícola y Mosaico agrícola	-	0.34 – 0.44	0.17-0.3
3	5-50	Praderas y Pastizales Naturales	Estable	0.44 – 0.54	0.3-0.36
4	1-5	Matorral	-	0.54 – 0.64	0.36-0.4
5	≤ 1 (desierto humano)	Bosques (Mixtos, Frondosos y de Coníferas)	Expansión forestal y de zonas salvajes	0.64 – 0.77	≥ 0.5

ros compases del siglo XX, vagabundeaban por los límites provinciales de Valencia, Castellón o Tarragona". No obstante, este mismo autor resalta la vaguedad de las referencias de presencia del oso en varias localidades del área de estudio durante el siglo XIX (Piñeiro Maceiras 2018a).

Respecto a los registros históricos mencionados anteriormente, los dos historiadores del Oso pardo consultados también difieren en su credibilidad para identificar el momento de extinción de la especie en el área de estudio. Así, Ortega (comunicación personal), consideró fiables algunas referencias vagas que aparecen en los escritos de Piñeiro Maceiras (2010) sobre un grupo de osos olvidados alrededor de los Montes Universales y las serranías de Cuenca y Albarracín a principios y mediados del siglo XIX. Por otro lado, según Jiménez (comunicación personal), la especie quizás llegara

al siglo XVII entre Cuenca y Teruel, y considera vagas las referencias existentes que lo sitúan más recientemente.

Cambios en la demografía humana

En 1857, la mayoría de los municipios en el área de estudio tenían una densidad poblacional comprendida entre 25-50 hab.Km⁻², con una media de densidad por municipio de 38.9 hab. km⁻² (Fig. 2a). En cambio, los datos del año 2016 muestran que 340 de los 515 municipios tuvieron una densidad inferior a 5 hab.km⁻², y la media de densidad por municipio descendió a 20.7 hab.km⁻² (Fig. 2b). El decrecimiento de la población se ha producido en 374 de los 515 municipios y, de los 63 municipios que no se tenían datos del año 1857, 40 tuvieron una densidad inferior a 5 hab. km⁻² en 2016. Del conjunto de municipios, 239 tienen menos de 100 habitantes hoy día (Fig. 2b).

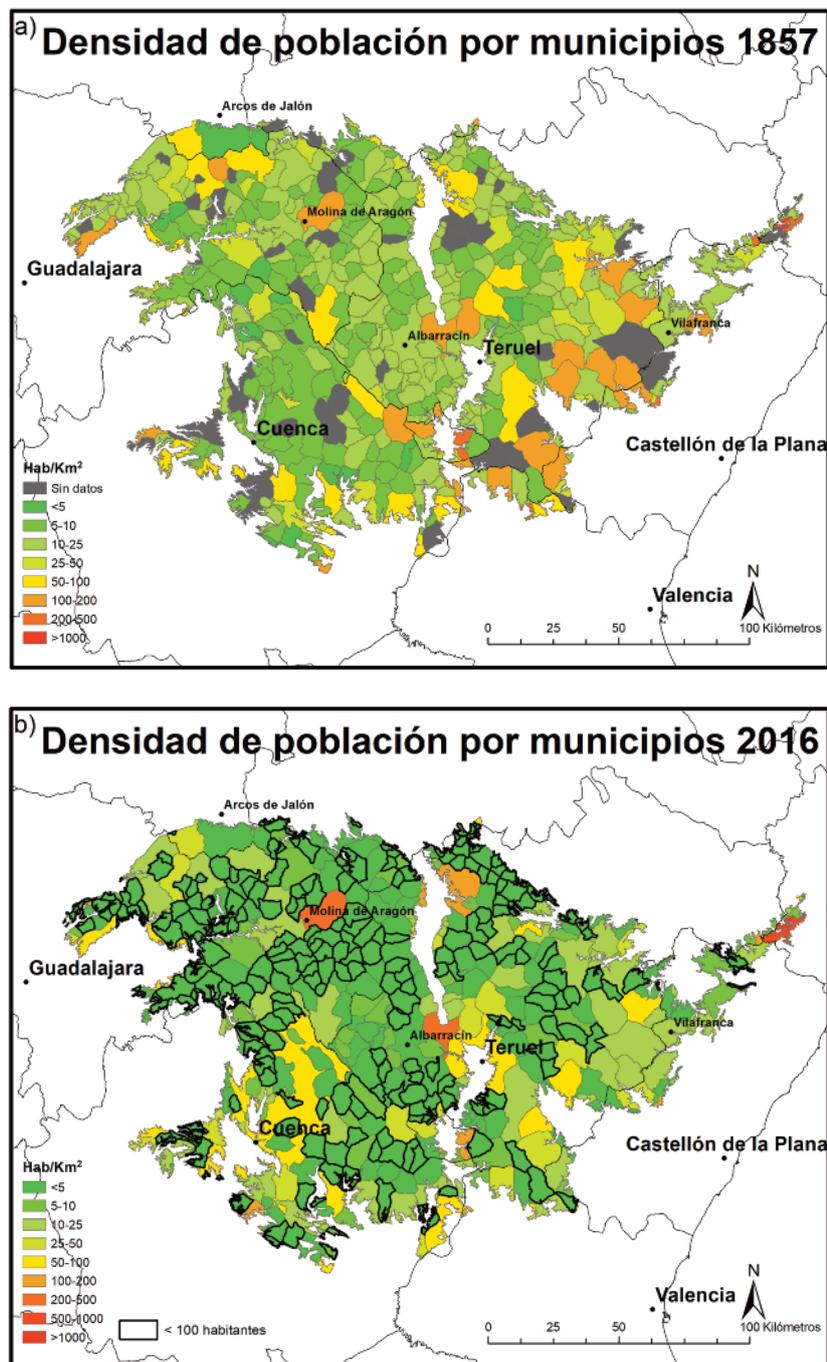


Figura 2. Densidad de población humana por municipio en 1857 y en 2016, resaltando con trazo grueso los municipios con menos de 100 habitantes en este último año (Fuente: INE 2017).

Figure 2. Human population density per municipality in 1857 and 2016; those municipalities with fewer than 100 inhabitants in 2016 are highlighted with a thicker contour line (Source: INE 2017).

Cambios de los usos del suelo

Dentro del área de estudio, las clases CLC predominantes en 2012 fueron el matorral (23%) seguido por los bosques frondosos y mixtos (22%), los bosques de coníferas (18%) y los pastizales naturales (14.5%) (Fig. A2). Es decir, el 77.5% del área de estudio estaba compuesta por formaciones vegetales potencialmente favorables para el Oso pardo, que se concentran principalmente en las zonas sur y suroeste. Las zonas y los mosaicos agrícolas ocuparon un 22%, concentrándose en la zona centro-norte del área de estudio. El resto de usos del suelo (urbano, praderas y otros) ocuparon menos del 1% cada uno de ellos (Fig. A2).

En el periodo 1990-2006, se observan cambios poco significativos en las coberturas del suelo dentro del área de estudio, pudiendo destacar una pequeña disminución de los bosques de coníferas (-1.6%) en beneficio de los matorrales y pastizales naturales (Figs. A3-A5). En cambio, en el periodo 2006-2012, se observan mayores cambios, destacando una disminución del matorral (-12%) en beneficio de bosques y pastizales naturales y una disminución de la superficie agrícola (-3.5%) en beneficio del matorral y mosaico agrícola, por un lado, y un aumento de los bosques frondosos y mixtos (8.9%) y de los pastizales naturales (7.9%), por otro (Figs. A3-A5).

Escenarios futuros de cambios de usos de suelo

Los escenarios CLUE utilizados indican que el 7% de la superficie agrícola del área de estudio sufrirá abandono y renaturalización en el año 2030. Por otro lado, el mapa de trayectorias futuras de cambios de los usos del suelo de Stürck et al. (2018) indica que, para el año 2040, alrededor del 60% del área de estudio experimentará una expansión forestal, un 2% una expansión de las áreas silvestres y tan solo un 0.12% experimentará una intensificación agrícola (Fig. A6).

Idoneidad del hábitat

El *IH* resultó en promedio 3.5 ± 0.8 , siendo el intervalo de variación 1.8-5. El 36.4% (8043 km²) del área de estudio tuvo valores de idoneidad altos (≥ 4) y un 34.4% (7686 km²) valores intermedios-altos (entre 3 y 4). Estas celdas con valores de idoneidad altos e intermedios se concentran en un arco que abarca principalmente la mitad sur y las zonas oriental y occidental del área de estudio. El 30% restante del área de estudio mostró valores bajos (≤ 3) y concentrados en la zona centro norte (Fig. 3a). La Figura A7 presenta los mapas de las variables individuales del *IH*.

El Valor del Hábitat *sensu* San Miguel et al. (2012) resultó en promedio 0.24 ± 0.21 en las celdas de 5x5 km del área de estudio, siendo el intervalo de variación 0.14-0.67. El 24% del área de estudio tuvo valores ≥ 0.5 , el 33% valores entre 0.33 y 0.5 y el 43% valores < 0.33 . Los Valores del Hábitat más bajos se concentran en la zona centro norte, mientras que existe un arco extenso que abarca la parte occidental, la mayor parte de la parte meridional y una franja en la parte oriental con Valor del Hábitat superiores al 0.33 (Fig. 3b). La Figura A8 presenta los mapas de las variables individuales del Valor del Hábitat. La correlación entre el *IH* y el Valor del Hábitat *sensu* San Miguel et al. (2012) ($r = 0.77$, $p < 0.0001$, $n = 901$ celdas de 5x5 km) y el valor de probabilidad de Scharff y Fernández (2018); $r = 0.64$, $p < 0.0001$, $n = 901$) es muy elevada.

Discusión

Este trabajo ha evaluado la idoneidad del hábitat para el Oso Pardo en el sureste del Sistema Ibérico mediante índices basados en información cartográfica de diferentes factores biofísicos y antrópicos y mediante modelos probabilísticos basados en la distribución europea de la especie. Nuestros resultados confirman, en general, la hipótesis de partida de que el área geográfica estudiada reúne características ecológicas favorables para albergar una población viable de osos pardos.

Extinción del Oso pardo en el Sureste del Sistema Ibérico

La distribución histórica del Oso pardo en la península ibérica, y en el Sistema Ibérico en particular, entre los siglos XVII y XX es aún incierta. Basándonos en la bibliografía consultada (de la Paz Graells 1897; López Seoane 1861; Madoz 1845-1850; Nores y Naves 1993; Piñeiro Maceiras 2010, 2013, 2018a, 2018b), consideramos plausible que hubiera osos en el área de estudio hasta al menos parte del siglo XVIII incluido y, en cualquier caso, su presencia en el área está bien documentada en los siglos anteriores. El hecho de que la especie persistiera hasta un tiempo relativamente reciente supone, en nuestra opinión, un argumento adicional en favor de su reintroducción (Fernández et al. 2017).

Abandono agrícola y restauración del hábitat del Oso pardo

Encontramos que la densidad de población humana en el área de estudio se ha reducido a la mitad desde mediados del siglo XIX, pero de forma muy heterogénea entre municipios. Estos cambios reflejan la tendencia de la población rural en España y Europa y en

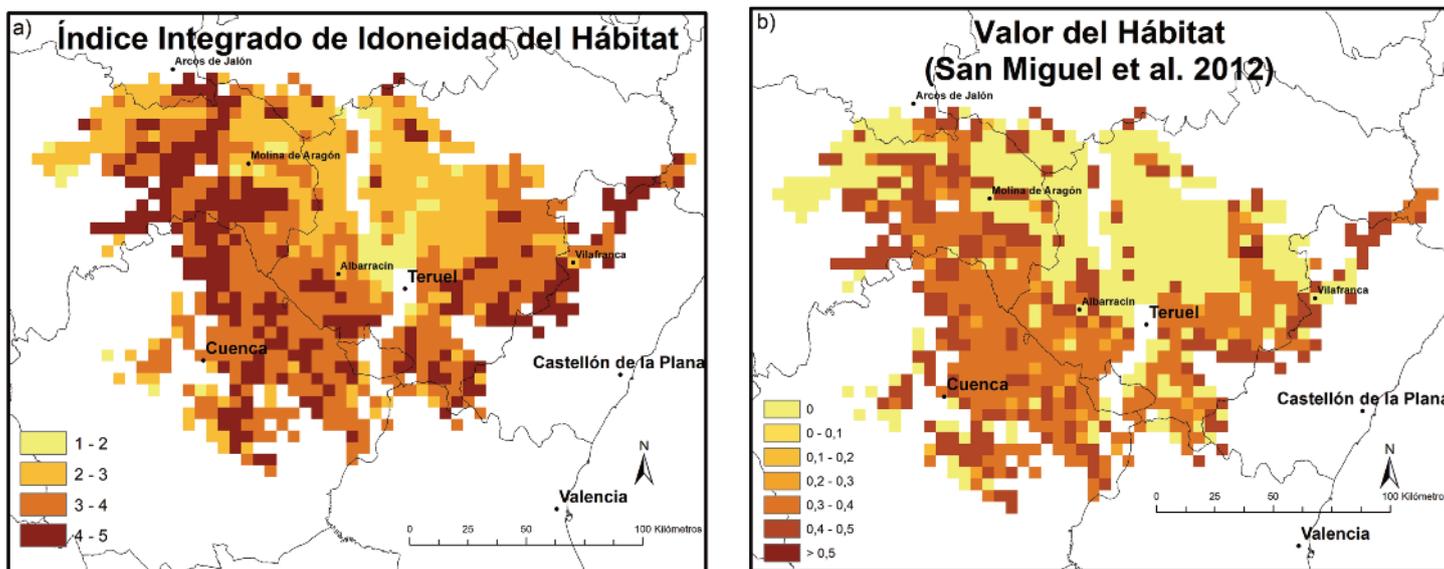


Figura 3. Mapas del (a) Índice Integrado de Idoneidad del Hábitat para el Oso pardo y (b) Valor del Hábitat modificado de San Miguel et al. (2012) en el área de estudio.

Figure 3. Maps of (a) the Habitat Suitability Integrated Index for Brown bear and (b) Habitat value modified from San Miguel et al. (2012) in the study area.

otras regiones desarrolladas del mundo (UN 2019). Según el *World Urbanization Prospects* (2018), la población rural en España ha pasado del 48% en 1950 al 20% en 2018 (UN 2018). Este cambio está relacionado con la tasa de envejecimiento y de la proporción de empleados en el sector agrario (Atance et al. 2010) y con la falta de oportunidades económicas y de servicios que conducen a la migración del campo a la ciudad (Collantes y Pinilla 2011; Serra et al. 2014). El descenso poblacional es más acusado en zonas aisladas como los Montes Universales, con una media poblacional de 1.63 hab. km⁻² (Montero y Logás 2017), los cuales son citados como los últimos reductos con presencia de Oso pardo en el Sistema Ibérico (López Seoane 1861; Piñeiro Maceiras 2010, 2013, 2018a, 2018b). Otros trabajos documentan densidades estimadas aún más bajas, de 0.98 hab. km⁻², en los municipios pertenecientes a los Montes Universales, por lo que esta zona tiene la consideración de la “Laponia española” (Carretero 2017).

El abandono de tierra agrícolas –frecuentemente de carácter marginal- y pastizales debido al despoblamiento rural produce la regeneración natural o restauración pasiva de la vegetación, un fenómeno bien documentado en la literatura científica (Pereira y Navarro 2015; Meli et al. 2017; Perino et al. 2019; Chazdon et al. 2020). Las tendencias de cambios de usos del suelo en el sureste del Sistema Ibérico entre 1990 y 2012 observadas en nuestro estudio son consistentes con las de Levers et al. (2018; Fig. A9) y Kuemmerle et al. 2016, quienes analizaron los cambios de usos del suelo en Europa entre los años 1990 y 2006. Rounsevell et al. 2006 predijeron también los cambios observados en nuestro estudio. Estos cambios son favorables para el hábitat del Oso pardo, ya que aumenta la superficie de bosques frondosos y mixtos y de pastizales naturales en detrimento de las zonas cultivadas y matorrales, mejorando el potencial de alimentación y refugio para la especie (Naves et al. 2003; Bojarska y Selva 2012; San Miguel et al. 2012). Resaltamos que, como resultado de los cambios recientes de los usos del suelo, el área de estudio comprende la masa forestal continua más extensa de España y de las mayores de la Unión Europea, con más del 45% de superficie protegida y con un 77% cubierta por bosques, matorrales y pastizales naturales (MITECO 2020). Además, hay que tener en cuenta que el Oso pardo utiliza una gran variedad de hábitats presentes en la zona (Bojarska y Selva 2012; Purroy 2017; McLellan et al. 2017; Revilla et al. 2019). Los cambios que se han producido en el área de estudio, tanto de vegetación como de población humana, también se están produciendo a nivel europeo y han permitido la recuperación de las poblaciones del Oso pardo y otros grandes mamíferos (Chapron et al. 2014; Boitani y Linnell 2015).

Idoneidad del hábitat

El Índice Integrado de Idoneidad del Hábitat desarrollado en este estudio incorpora, además de otras variables, el Valor del Hábitat basado en San Miguel et al. (2012) y el valor de probabilidad de hábitat de Scharf y Fernández (2018). En consecuencia, era esperable una coincidencia de las celdas con mayores y menores valores de idoneidad del hábitat según las tres aproximaciones. Si bien el Valor del Hábitat no alcanzó el máximo debido a que se basa en las preferencias del Oso pardo cantábrico, es necesario considerar que la especie es capaz de adaptarse a un amplio rango de hábitats y dietas (Bojarska y Selva 2012), por lo que en el futuro debiera investigarse con mayor detalle los recursos tróficos disponibles en el área de estudio. Por otro lado, si bien las sierras estudiadas no alcanzan valores de rugosidad tan elevados como en los hábitats considerados favorables en la cornisa Cantábrica, debe tenerse en cuenta que en otras poblaciones europeas la especie encuentra también hábitats favorables en áreas de rugosidad moderada (Fernández et al. 2012).

El valor de probabilidad del hábitat según Scharf y Fernández (2018) varió entre 0.14 y 0.77, con el 58% del área de estudio con valores ≥ 0.5 , es decir, valores altos o medio-altos, y el 36% con valores entre 0.3 y 0.49 (valores medio-bajos; Fig. A1). Al igual que los dos índices explicados, su cartografía también abarca un arco

extenso que incluye las partes occidental, meridional y oriental con valores superiores al 0.5. Ello sugiere que nuestras estimaciones de calidad del hábitat son adecuadas y fiables para la identificación de las zonas más aptas para la especie. Los estudios revisados de calidad de hábitat para el Oso pardo nunca alcanzan el valor máximo de idoneidad, aun en zonas donde está presente en la actualidad (Sainz de La Maza y Alonso 2001; Kanellopoulos et al. 2006; San Miguel et al. 2012; Mateo Sánchez et al. 2014a, 2014b).

Perspectivas y conclusiones

Este trabajo representa un primer paso para evaluar una futura reintroducción del Oso pardo en el Sistema Ibérico, donde existen condiciones ecológicas apropiadas para el restablecimiento de esta icónica especie. Las predicciones futuras para muchas zonas rurales de la península ibérica, como es el caso de la mayoría de los municipios del área de estudio, apuntan hacia una continuada disminución de la presión humana (Serra et al. 2014; Navarro y Pereira 2015; UN 2019). Así, los datos de tendencia reciente y la predicción demográfica son favorables para la existencia del Oso pardo, ya que la disminución de la presión conlleva el abandono de cultivos y pastizales y, por ende, la recuperación de bosques y matorrales (Chapron et al. 2014). Este fenómeno proporciona nuevas oportunidades para la recuperación de fauna silvestre extinta localmente y la restauración de los procesos ecológicos y funciones ecosistémicas bajo el paradigma de la renaturalización. Además de los beneficios que ello implica para la conservación de la biodiversidad, este fenómeno puede proporcionar también otros servicios clave para la sociedad y nuevas oportunidades para las economías locales actualmente en recesión, como ha sido recientemente revisado en Perino et al. (2019).

Las proyecciones de cambios de usos del suelo para 2040 indican la continua ganancia de cobertura vegetal, en más del 60% del área de estudio, mediante la expansión de zonas forestales y zonas silvestres (Stürck et al. 2018). Esta expansión es importante para mejorar la conectividad del hábitat porque repercutirá en una mayor continuidad entre parches de hábitat favorable, lo cual refuerza un escenario favorable desde el punto de vista ecológico para realizar translocaciones y reintroducciones de fauna (IUCN 2013; Seddon et al. 2014; Perino et al. 2019).

Identificar zonas aptas para el Oso pardo mediante aproximaciones de calidad del hábitat basada en información geográfica como las utilizadas en este estudio es una herramienta útil como un primer paso de los planes de reintroducción (Guisan et al. 2013; Barbosa y Schneck 2015). Según nuestros resultados, en la zona estudiada existe una superficie triple en extensión de la que ocupan actualmente las dos subpoblaciones cantábricas con una idoneidad alta o media-alta para la presencia del Oso pardo. Esta superficie tiene formaciones vegetales propicias para la especie a nivel trófico, proporcionado recursos alimenticios como vegetación herbácea y frutos que varían a lo largo del año y zonas boscosas y zonas abruptas para su refugio (Bojarska y Selva 2012; San Miguel et al. 2012; Purroy 2017). Además, algunas de las causas principales de la desaparición del Oso pardo en el área de estudio, como su caza y la destrucción y la fragmentación del hábitat por los usos agrícolas y ganaderos se han mitigado, cumpliendo así un requisito clave para cualquier reintroducción (IUCN 2013).

Creemos que la reintroducción de Oso pardo supondría una nueva oportunidad económica en el área de estudio. El ecoturismo, un sector que promueve la protección y la conservación de la naturaleza, está en alza en España y ha contribuido a la recuperación del Oso pardo cantábrico (Purroy 2017; Revilla et al. 2019). Un programa de reintroducción de este tipo debe incluir una evaluación pormenorizada de los posibles conflictos y medidas de aceptación social (IUCN 2013). En cualquier caso, su implementación dependerá de decisiones políticas audaces y comprometidas con la restauración de la biodiversidad y de la integridad ecológica alineadas con las políticas internacionales (p.e. la Década de la Restauración Ecológica de Naciones Unidas, Rey Benayas 2019, y la Estrategia

de la UE sobre Biodiversidad para 2030, [UE 2020](#)) y nacionales (p.e. la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas ([MITECO 2019](#)) y las leyes 33/2015 y 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad).

Agradecimientos

Agradecemos a la Fundación Oso Pardo, y en particular a José Luis García Lorenzo y Fernando Ballesteros, toda la información y documentación que nos aportaron y la oportunidad de ver junto a ellos osos en libertad. A Javier Ortega y Juan Jiménez la ayuda para reconstruir la historia del Oso pardo en el área de este estudio. Al proyecto Remedial (Ref. TE-CM S2018/EMT-4338) de la Comunidad de Madrid la financiación básica. Finalmente, agradecemos los comentarios de un(a) revisor(a) anónimo(a) que ayudaron a mejorar una versión previa de este trabajo. Este artículo está basado en el Trabajo Fin de Máster de Laura Fraile, del Máster U. en Restauración de Ecosistemas coordinado por la U. de Alcalá, defendido en 2017 y calificado con sobresaliente.

Referencias

- Atance, I., García Corral, A., Martínez Jávega, M.T., Pujol, R., Urruela, J. 2010. La población rural en España: un enfoque a escala municipal. *Economía Agraria y Recursos Naturales* 10(1): 35-57.
- Ballesteros, F., Blanco, J. C., Palomero, G. 2016. Mejoran las perspectivas del oso en el oriente cantábrico. *Quercus* 370: 20-25.
- Ballesteros, F., Blanco, J. C., Palomero, G. 2020. ¿Cuántos osos hay en la Cordillera Cantábrica? *Quercus* 409: 4-5.
- Barbosa, F.G., Schneck, F. 2015. Characteristics of the top-cited papers in species distribution predictive models. *Ecological Modelling* 313: 77-83.
- Boitani, L., Linnell, J.D. 2015. Bringing large mammals back: large carnivores in Europe. En Pereira, H.M., Navarro, L.M. (eds.), *Rewilding European Landscapes*, pp. 67-84. Springer Open, Londres, Reino Unido.
- Bojarska, K., Selva, N. 2012. Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: the role of geographical and environmental factors. *Mammal Review* 42(2): 120-143.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L., Akçakaya, H.R., Buchanan, G.M., Butchart, S.H.M., Foden, W., et al. 2019. Measuring terrestrial area of habitat (AOH) and its utility for the IUCN Red List. *Trends in Ecology and Evolution* 34(11): 977-986.
- Buckley, M.C., Crone, E.E. 2008. Negative off-site impacts of ecological restoration: understanding and addressing the conflict. *Conservation Biology* 22(5): 1118-1124.
- Carretero, N. 2017. La Laponia española. *El País*. Disponible en: http://politica.elpais.com/politica/2017/03/10/actualidad/1489158510_848981.html. [Consultado 11-03-2017].
- Chapron, G., Kaczensky, P., Linnell, J.D.C., von Arx, M., Huber, D., Andrén, H., et al. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346(6216): 1517-1519.
- Chazdon, R.L., Lindenmayer, D., Guariguata, M.R., Crouzeilles, R., Rey Benayas, J.M., Lazos, E. 2020. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environmental Research Letters* 15: 043002.
- Clark, J.D., Huber, D., Servheen, C. 2002. Bear reintroductions: lessons and challenges. *Ursus* 13: 335-345.
- Collantes, F., Pinilla, V. 2011. *Peaceful Surrender: The Depopulation of Rural Spain in the Twentieth Century*. Cambridge University Publishers, Cambridge, Reino Unido.
- Corine Land Cover. Copernicus Land Monitoring Service. Disponible en: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> [Consultado varias fechas en 2016 y 2017].
- de la Pax Graells, M. 1897. *Fauna mastodológica ibérica*. Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (Vol. 17). Madrid, España. 806 pp.
- Deinet, S., Ieronymidou, C., McRae, L., Burfield, I.J., Foppen, R.P., Collen, B., Böhm, M. 2013. *Wildlife comeback in Europe: The recovery of selected mammal and bird species*. Final report to Rewilding Europe by ZSL, BirdLife International and the European Bird Census Council. ZSL, Londres, Reino Unido.
- ESRI 2013. *ArcGIS 10.2*. ESRI, Redlands, CA, Estados Unidos.
- Fernández, N., Selva, N., Yuste, C., Okarma, H., Jakubiec, Z. 2012. Brown bears at the edge: Modeling habitat constraints at the periphery of the Carpathian population. *Biological Conservation* 153: 134-142.
- Fernández, N., Navarro, L.M., Pereira, H.M. 2017. Rewilding: A call for boosting ecological complexity in conservation. *Conservation Letters* 10(3): 276-278.
- Fundación Oso Pardo 2017. Disponible en: <http://www.fundacionosopardo.org> [Consultado 27-01-2017].
- Gargallo, A.J. 2005. *El conejo de Teruel en la Edad Media (1177-1327)*. Instituto de Estudios Turolenses, Teruel, España.
- González, E.G., Blanco, J.C., Ballesteros, F., Alcaraz, L., Palomero, G., Dodrio, I. 2016. Genetic and demographic recovery of an isolated population of brown bear. *Peer Journal* 4: e1928.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J.B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P.R., Tulloch, A.I., et al. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16(12): 1424-1435.
- Helmer, W., Saavedra, D., Sylvén, M., Schepers, F. 2015. Rewilding Europe: a new strategy for an old continent. En Pereira, H.M., Navarro, L.M. (eds.), *Rewilding European Landscapes*, pp. 171-190. Springer Open, Londres, Reino Unido.
- INE 2017. *INEbase / Demografía y población / Cifras de población y Censos demográficos*. Disponible en http://ine.es/dyngs/INEbase/es/categoria.htm?c=Estadistica_P&cid=1254735572981 [Consultado 12-10-2016].
- IUCN 2013. *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations*. Disponible en: <https://www.iucn.org/content/guidelines-reintroductions-and-other-conservation-translocations> [Consultado 12-10-2016].
- IUCN 2019. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org> [Consultado 13-03-2020].
- Jiménez, J. 2016. El ocaso del oso en Castilla y Aragón: dos historias diferentes. *Quercus* 370: 26-34.
- Kaczensky, P., Chapron, G., von Arx, M., Hube, D., Andrén, H., Linnell, J. (eds). 2012. *Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe*. European Commission, Brussels, Bélgica. Disponible en: https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/carnivores/pdf/task_1_part2_species_country_reports.pdf [Consultado 13-03-2020]
- Kanellopoulos, N., Mertzanis, G., Korakis, G., Panagiotopoulou, M. 2006. Selective habitat use by brown bear (*Ursus arctos* L.) in northern Pindos, Greece. *Journal of Biological Research* 5: 23-33.
- Kaplan, J.O., Krumhardt, K.M., Zimmermann, N. 2009. The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews* 28 (27-28): 3016-3034.
- Kuemmerle, T., Levers, C., Karlheinz, E., Estel, S., Jepsen, M.R., Müller, D., et al. 2016. Hotspots of land use change in Europe. *Environmental Research Letters* 11(6): 064020.
- Levers, C., Müller, D., Erb, K., Haberl, H., Jepsen, M.R., Metzger, M.J., et al. 2018. Archetypical patterns and trajectories of land systems in Europe. *Regional Environmental Change* 18: 715-732.
- Madoz, P. (ed.) 1845-1850. *Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de Ultramar*, Madrid, España.
- Martin, J., Calenge, C., Quenette, P.Y., Allainé, D. 2008. Importance of movement constraints in habitat selection studies. *Ecological Modelling* 213(2): 257-262.
- Martin, J., Revilla, E., Quenette, P.Y., Naves, J., Allainé, D., Swenson, J.E. 2012. Brown bear habitat suitability in the Pyrenees: transferability across sites and linking scales to make the most of scarce data. *Journal of Applied Ecology* 49(3): 621-631.
- Mateo Sánchez, M.C., Cushman, S.A., Saura, S. 2014a. Scale dependence in habitat selection: the case of the endangered brown bear (*Ursus arctos*) in the Cantabrian Range (NW Spain). *International Journal of Geographical Information Science* 28(8): 1531-1546.
- Mateo-Sánchez, M.C., Cushman, S.A., Saura, S. 2014b. Connecting endangered brown bear subpopulations in the Cantabrian Range (north-western Spain). *Animal Conservation* 17(5): 430-440.
- Meli, P., Holl, K.D., Rey Benayas, J.M., Jones, H.P., Jones, P.C., Montoya, D., Moreno, D. 2017. A global review of past land-use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLOSOne* 12: e0171368.

- MITECO 2017. *Espacios Naturales Protegidos*. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/enp.aspx> [Consultado 12-01-2017].
- MITECO 2019. *Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas*. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/participacion-publica/Informacion_Publica_Estrategia_Estatal_Infraestructura_Verde_Y_Conectividad_Y_Restauracion_Ecologicas.aspx [Consultado 13-03-2020]
- MITECO 2020. *Cartografía y SIG*. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/> [Consultado 13-03-2020].
- McLellan, B.N., Proctor, M.F., Huber, D., Michel, S. 2017. (amended version of 2017 assessment). *Ursus arctos*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017. Disponible en <https://www.iucnredlist.org/species/41688/121229971> [Consultado 13-03-2020].
- Montero, M., Logás, H. 2017. La mitad de los municipios españoles está en riesgo de extinción. *El País*. Disponible en: http://elpais.com/elpais/2017/02/02/media/1486066904_389254.html. [Consultado 13-03-2020].
- Montoya Ramírez, M.I. 1989. *Edición crítica y estudio lingüístico del Libro de la Montería de Alfonso XI*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Granada, Granada, España.
- Navarro, L.M., Pereira, H.M. 2012. Rewilding abandoned landscapes in Europe. *Ecosystems* 15(6): 900-912.
- Naves, J., Wiegand, T., Revilla, E., Delibes, M. 2003. Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bears in northern Spain. *Conservation Biology* 17(5): 1276-1289.
- Naves, J., Fernández-Gil, A., Rodríguez, C., Delibes, M. 2006. Brown bear food habits at the border of its range: a long-term study. *Journal of Mammalogy* 87(5): 899-908.
- Nores, C., Naves, J. 1993. *Distribución histórica del oso pardo en la península ibérica*. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies-amenazadas/090471228015efbe_tcm30-195599.pdf [Consultado el 13-03-2020].
- Palazón, S., Alonso, M., Pomarol, M., Ruiz-Olmo, J., Quenette, P.Y., Sainz de la Maza, P., Nunes, J. 2002. Resultados de una traslocación de osos pardos de Eslovenia a los Pirineos Centrales. *Galemys* 14(2): 27-48.
- Palomero, G. 2007. *Ursus arctos* Linnaeus, 1758. En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (eds.) *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*, pp: 324-326. Dirección General para la Biodiversidad, SECEM, SECEMU, Madrid, España.
- Pereira, H.M., Navarro, L.M. (eds.) 2015. *Rewilding European Landscapes*. Springer Open, Londres, Reino Unido.
- Pérez, T., Vázquez, F., Naves, J., Fernández, A., Corao, A., Albornoz, J., Domínguez, A. 2009. Non-invasive genetic study of the endangered Cantabrian brown bear (*Ursus arctos*). *Conservation Genetics* 10(2): 291-301.
- Perino, A., Henrique M. Pereira, H.M., Navarro, L.M., Fernández, N., Bullock, J.M., Ceaușu, S., et al. 2019. Rewilding Complex Ecosystems. *Science* 364, no. 6438: eaav5570. <https://doi.org/10.1126/science.aav5570>
- Piñeiro Maceiras, J. 2010. La distribución del oso por la Europa Meridional a comienzos del siglo XIX. *Argutorio* 13(25): 58-65.
- Piñeiro Maceiras, J. 2013. Las últimas referencias del oso pardo en el Sistema Central occidental. *Argutorio* 16(31): 79-86.
- Piñeiro Maceiras, J. 2018a. Consideraciones geográficas, jurídicas y cinegéticas sobre los últimos osos pardos del sistema ibérico (I). *Argutorio* 20(39): 63-68.
- Piñeiro Maceiras, J. 2018b. Consideraciones geográficas, jurídicas y cinegéticas sobre los últimos osos pardos del sistema ibérico (II). *Argutorio* 20(40): 77-84.
- Piros Life 2020. Disponible en: <http://www.piroslife.cat/es/> [Consultado 13-03-2020].
- Purroy, F.J. 2017. Oso pardo – *Ursus arctos*. En: Salvador, A. y Barja, I. (eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid, España. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org/> y https://digital.csic.es/bitstream/10261/112114/8/ursarc_v3.pdf [Consultado 13-03-2020].
- Rey Benayas, J.M. 2019. Bienvenidos a la década de la restauración ecológica. *Quercus* 402: 74.
- Revilla, E., Naves, J., Fernández, A., Selva, N., Bautista, C., Ordiz, A., et al. 2019. Conocer para conservar: Una historia de osos. En: Ferrer, M. (ed.) *Recuperando Biodiversidad*, pp. 215-239. CSIC, Madrid, España.
- Rodríguez, C., Naves, J., Fernández-Gil, A., Obeso, J.R., Delibes, M. 2007. Long-term trends in food habits of a relict brown bear population in northern Spain: the influence of climate and local factors. *Environmental Conservation* 34(1): 36-44.
- Rounsevell, M.D.A., Reginster, I., Araújo, M.B., Carter, T.R., Dendoncker, N., Ewert, F., et al. 2006. A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114(1): 57-68.
- Sainz de La Maza, P., Alonso, J.N. 2001. Los sistemas de información geográfica aplicados al estudio, la gestión y la conservación del hábitat del oso pardo en un área del Pirineo catalán. *Treballs de la Societat Catalana de Geografia* 52: 245-264.
- San Miguel, A., Ballesteros, F., Blanco, J.C., Palomero, G. (eds.) 2012. *Manual de buenas prácticas para la gestión de corredores oseros en la Cordillera Cantábrica*. Fundación Oso Pardo. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Serie Especies Amenazadas. Madrid, España.
- Scharf, S.K., Fernández, N. 2018. 2Up-scaling local-habitat models for large-scale conservation: Assessing suitable areas for the brown bear comeback in Europe. *Diversity and Distributions* 24:1573-1582.
- Seddon, P.J., Griffiths, C.J., Soorae, P.S., Armstrong, D.P. 2014. Reversing defaunation: restoring species in a changing world. *Science* 345(6195): 406-412.
- Seoane, V.L. 1861. *Fauna mastológica de Galicia ó historia natural de los mamíferos de este antiguo reino: aplicada á la medicina, á la agricultura, á la industria, á las artes y al comercio*. Imprenta de Manuel Mirás, Santiago, España.
- Serra, P., Vera, A., Tulla, A.F., Salvat, L. 2014. Beyond urban-rural dichotomy: Exploring socioeconomic and land-use processes of change in Spain (1991-2011). *Applied Geography* 55: 71-81.
- Stürck, J., Levers, C., van der Zanden, E.H., Schulp, C.J.E., Verkerk, P.J., Kuemmerle, T., et al. 2018. Simulating and delineating future land change trajectories across Europe. *Regional Environmental Change* 18: 733-749.
- Swenson, J.E. 2000. *Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (Ursus arctos)*. Nature and Environment No. 114, Council of Europe, Bruselas, Bélgica.
- Unión Europea 2020. *Estrategia de la UE sobre Biodiversidad para 2030*. Disponible en: https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal/actions-being-taken-eu/eu-biodiversity-strategy-2030_es [Consultado 08-06-2020]
- United Nations 2018. *World Urbanization Prospects 2018*. Disponible en: <https://population.un.org/wup/Country-Profiles/> [Consultado el 13-03-2020].
- United Nations 2019. *World Population Prospects 2019*. Disponible en: <https://population.un.org/wpp/Publications/> [Consultado 13-03-2020].
- Valverde, J.A. 2005. *Reyes, osos, lobos, espátulas, y otros bichos* (Vol. 6). Editorial Quercus, Madrid, España.
- Valverde, J.A. 2009. *Anotaciones al Libro de la montería del rey Alfonso XI*. Universidad de Salamanca, España.
- Verburg, P.H., Overmars, K.P. 2009. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modelling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape ecology* 24(9): 1167-1181.
- Wiegand, T., Naves, J., Stephan, T., Fernández, A. 1998. Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Cordillera Cantábrica, Spain. *Ecological Monographs* 68(4): 539-570.

Anexo 1. Idoneidad media del hábitat del Oso pardo obtenida por Scharf y Fernández (2018)

Tabla A1. Grupos de las categorías del *Corine Land Cover* (CLC) de las nueve clases usadas en este estudio para evaluar los cambios en el uso del suelo.

Table A1. Groups of *Corine Land Cover* (CLC) categories of the nine classes that were used in this study to assess land use changes.

Clases	Nomenclatura CLC
Urbano	1.1. Tejido urbano
	1.2. Zonas industriales, comerciales y de transportes
	1.3. Zonas de extracción minera, vertederos y de construcción
	1.4. Zonas verdes artificiales no agrícolas
Agrícola	2.1. Tierras de labor
	2.2. Cultivos permanentes
	2.4.1. Cultivos anuales asociados con cultivos permanentes
	2.4.2. Mosaico de cultivos
Praderas	2.3. Praderas
Mosaico	2.4.3. Terrenos principalmente agrícolas, con importantes espacios de vegetación natural
	2.4.4. Sistemas agroforestales
Bosque Frondoso y Mixto	3.1.1. Bosques de frondosas
	3.1.3. Bosque mixto
Bosque de Coníferas	3.1.2. Bosques de coníferas
Pastizales Naturales	3.2.1. Pastizales naturales
	3.2.2. Landas y matorrales
Matorral	3.2.3. Vegetación esclerófila
	3.2.4. Matorral boscoso de transición
	3.3. Espacios abiertos con poca o sin vegetación
Otros	4. Zonas húmedas
	5. Superficies de agua

Tabla A2. Categorías de trayectorias de cambio de usos del suelo en el área de estudio y su descripción según Stürck et al. 2018.

Table A2. Categories of land use change trajectories in the study area and their description according to Stürck et al. 2018.

Trayectoria de cambio	Descripción
Estabilidad	No hay cambio en la cobertura del suelo ni en la intensidad del manejo
Expansión del bosque	Cobertura del suelo que se convierte en bosque a nivel de celda
Expansión de áreas silvestres	Conversión de agrícola o bosques con manejo intensivo a una cobertura más natural, añadiéndose a parches naturales antiguos
Intensificación de tierras de cultivos y pastos	Aumento de la intensidad del manejo del suelo

Tabla A3. Valor trófico de las distintas clases de vegetación (Fuente: Marquinez et al. 2002).

Table A3. Trophic value of the various vegetation classes (Source: Marquinez et al. 2002).

Clase de vegetación	Valor trófico absoluto	Valor trófico ponderado
Abedular	34.82	0.41
Hayedo	42.57	0.5
Robledal	42.35	0.5
Castañar	85.67	1
Bosque de Ribera	34.83	0.41
Plantación de coníferas	7.28	0.08
Orla Espinosa	53.65	0.63
Matorral	16.23	0.19
Herbazal	10.45	0.12
Agrícola	9.57	0.11
Roquedo	2.23	0.03

Los mapas mostrados a continuación se obtuvieron a partir de una predicción media de la idoneidad del hábitat en formato ráster para toda Europa y con una resolución de celdas de 5x5 km. En la **Figura A1**, los autores evaluaron el desempeño de diferentes modelos de selección del hábitat por el Oso pardo europeo en zonas que no fuesen la evaluada en el modelo. Mediante diferentes cálculos y correlaciones obtuvieron el umbral de apto/no apto para cada uno de los modelos por separado, lo que permitió re-escalar cada uno de ellos y hacerlos comparables. Con los mapas re-escalados calcularon el promedio de idoneidad del hábitat en un modelo de predicción comprendido entre 0 (no apto) y 1 (apto).

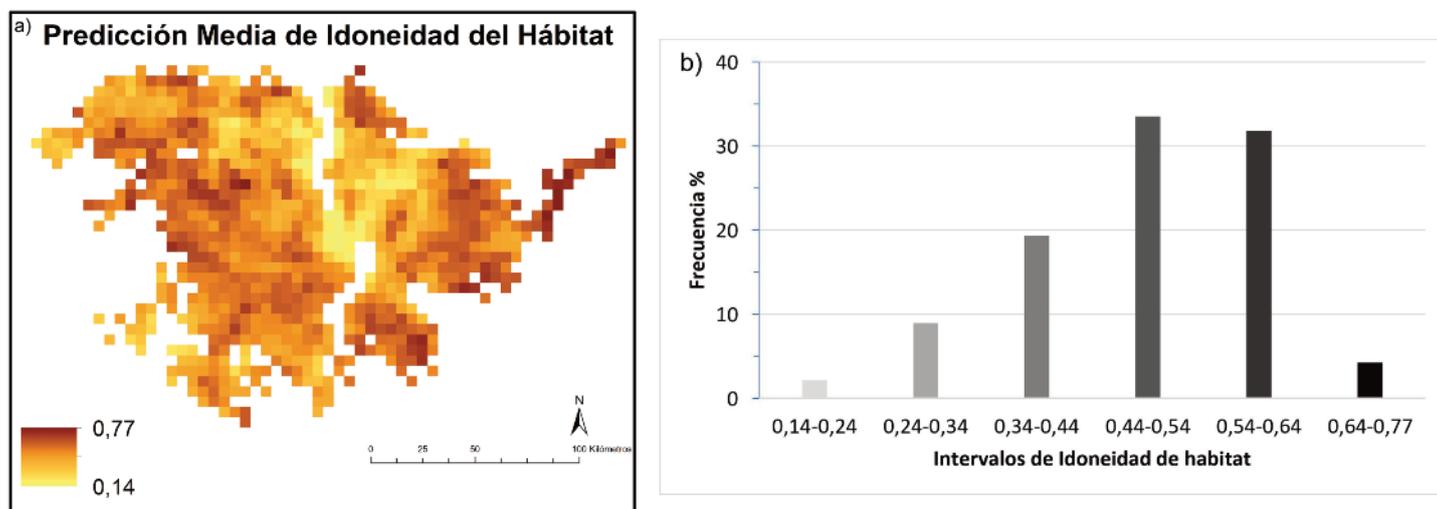


Figura A1. (a) Mapa de idoneidad del hábitat y (b) histograma de la frecuencia, medida en porcentaje, de la predicción media de idoneidad del hábitat para el Oso pardo en el área de estudio según Scharf y Fernández (2018). Aunque la predicción media puede variar entre 0 y 1, en el área de estudio varía entre 0.14 y 0.77.

Figure A1. (a) Map of habitat suitability and (b) frequency histogram, in percentage, of the mean predicted habitat suitability for Brown bear in the study area according to Scharf and Fernández (2018). The mean prediction may range between 0 and 1, but it ranges between 0.14 and 0.77 in the study area.

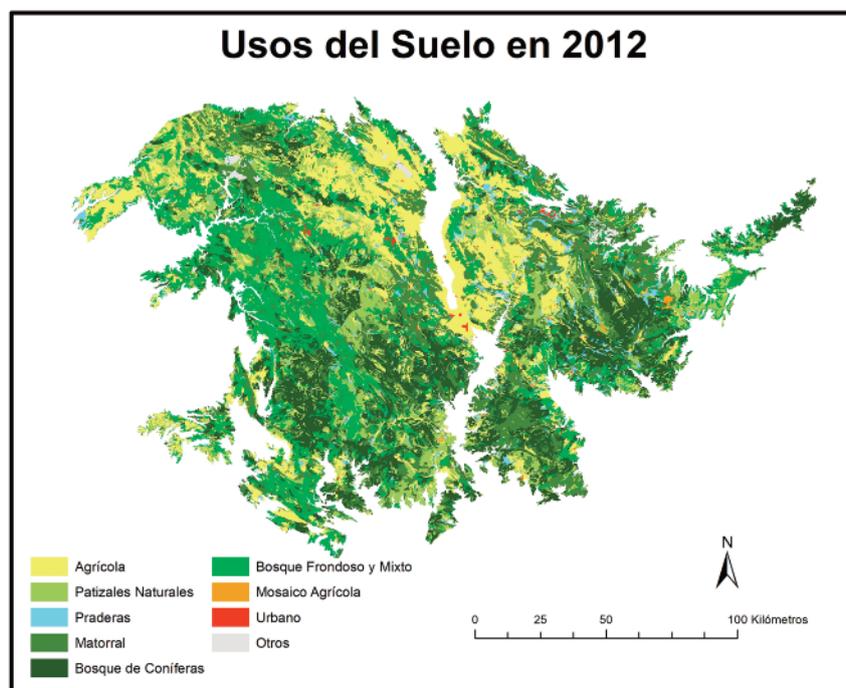


Figura A2. Clases de usos del suelo en el año 2012 (Fuente: Corine Land Cover).

Figure A2. Land use classes in year 2012 (Source: (Fuente: Corine Land Cover).

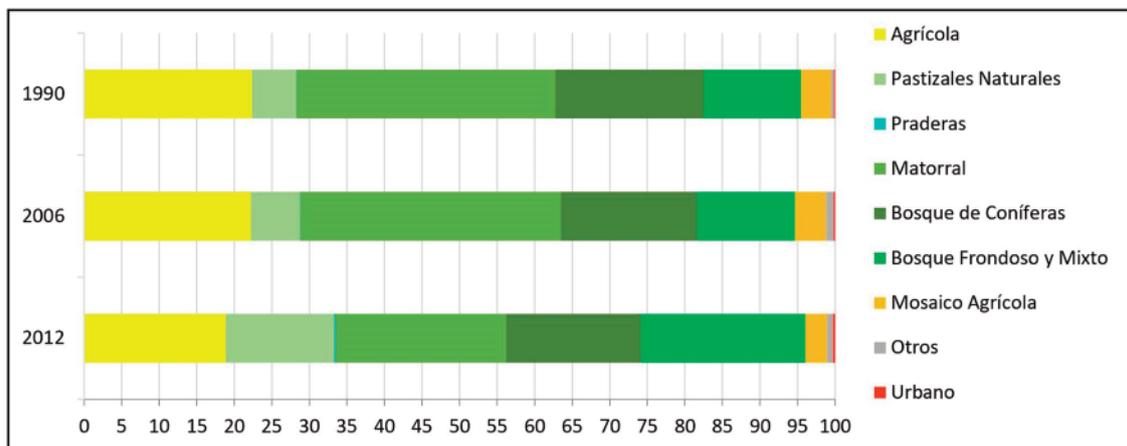
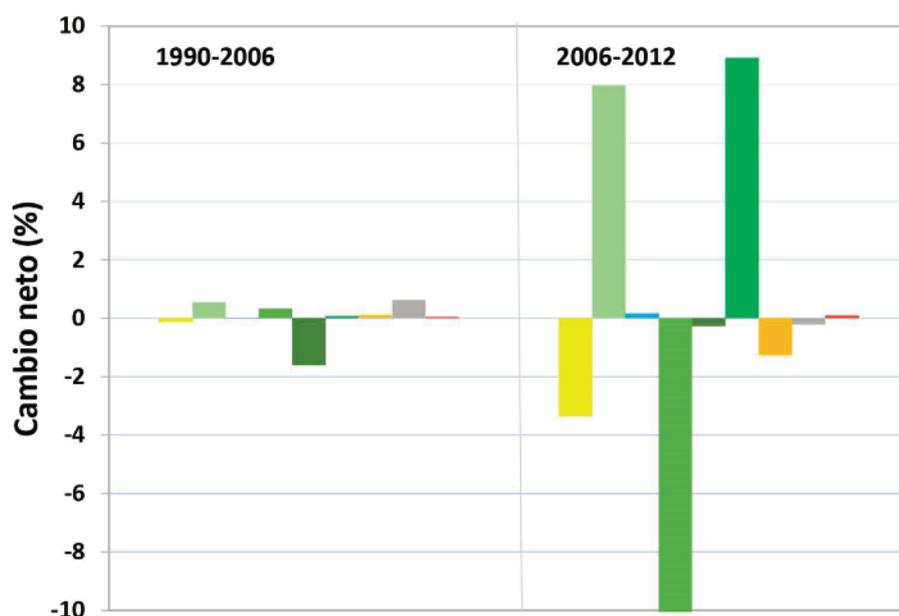


Figura A3. Proporción de clases de usos del suelo del área de estudio en los años 1990, 2006 y 2012 (Fuente: *Corine Land Cover*).

Figure A3. Proportion of land use classes in the study area in years 1990, 2006 and 2012 (Source: *Corine Land Cover*).



	1990-2006		2006-2012	
	Ganancias	Pérdidas	Ganancias	Pérdidas
Agrícola	0.21	-0.34	2.22	-5.57
Pastizales Naturales	0.71	-0.16	11.07	-3.09
Praderas	0.00	-0.01	0.18	-0.02
Matorral	1.58	-1.25	7.47	-19.51
Bosque de Coníferas	0.20	-1.81	7.87	-8.14
Bosque Frondoso y Mixto	0.38	-0.31	12.20	-3.28
Mosaico Agrícola	0.21	-0.09	2.22	-3.49
Otras	0.70	-0.07	0.43	-0.64
Urbano	0.05	-0.01	0.13	-0.04

Figura A4. Cambio neto (en barras) y ganancias y pérdidas de cada clase de usos del suelo medidos en porcentaje del área de estudio en los periodos 1990-2006 y 2006-2012, según *Corine Land Cover*.

Figure A4. Net change (bars) and gain and loss of each land use class measured as percentage in the study area in the 1990-2006 and 2006-2012 periods, according to *Corine Land Cover*.

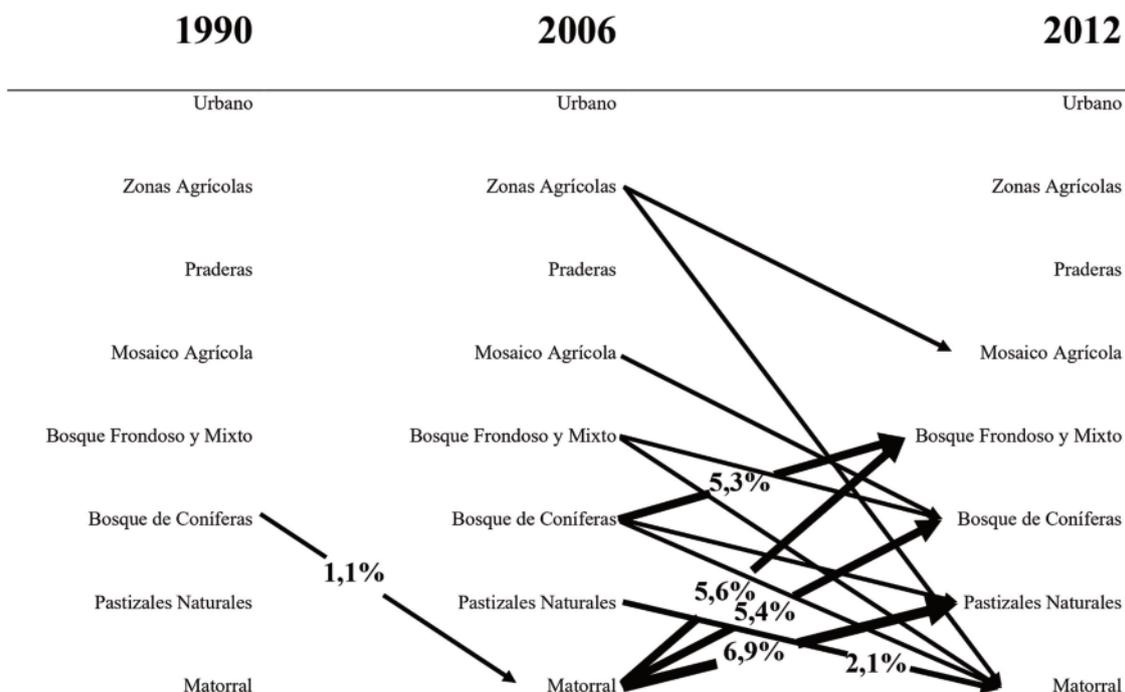


Figura A5. Principales trayectorias de cambio relativo de usos del suelo del área de estudio (sólo se representan los cambios > 1%). El grosor de las flechas es proporcional a la magnitud del cambio (las flechas finas corresponden a un cambio entre el 1 y 2%). Fuente: [Corine Land Cover](#).

Figure A5. Main trajectories of relative land use change in the study area (only changes > 1% are depicted). Arrow thickness is proportional to change intensity (the thin arrows correspond to changes between 1 and 2%). Source: [Corine Land Cover](#).

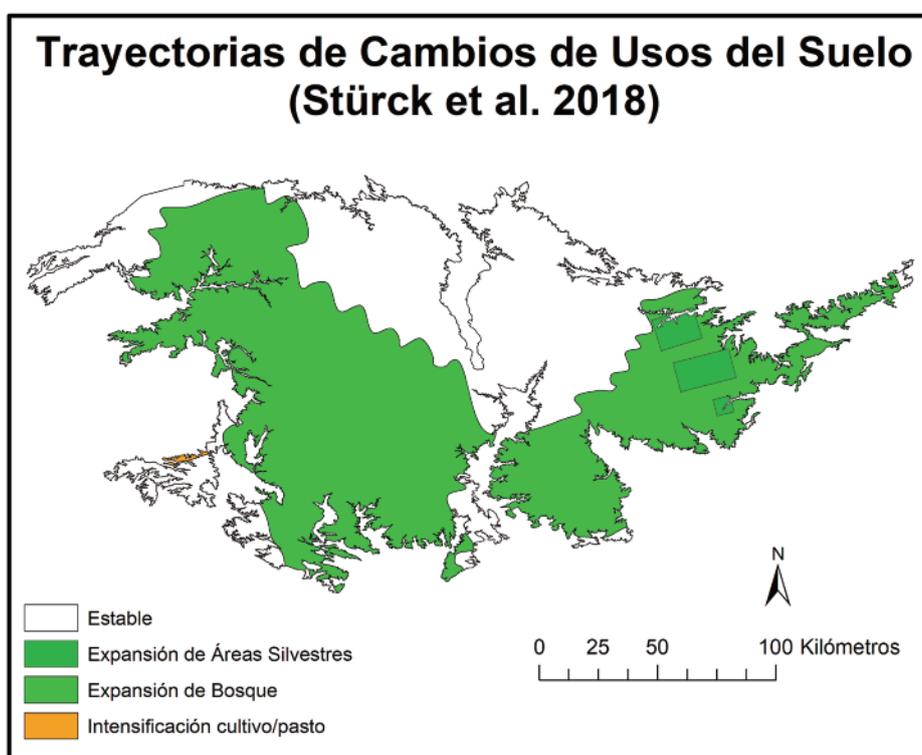


Figura A6. Trayectorias de cambios de los usos del suelo en el área de estudio para el año 2040 según el Escenario 3 (Europa socialdemócrata) de [Stürck et al. \(2018\)](#).

Figure A6. Trajectories of land use change in the study area for year 2040 predicted by Scenario 3 (social democratic Europe) after [Stürck et al. \(2018\)](#).

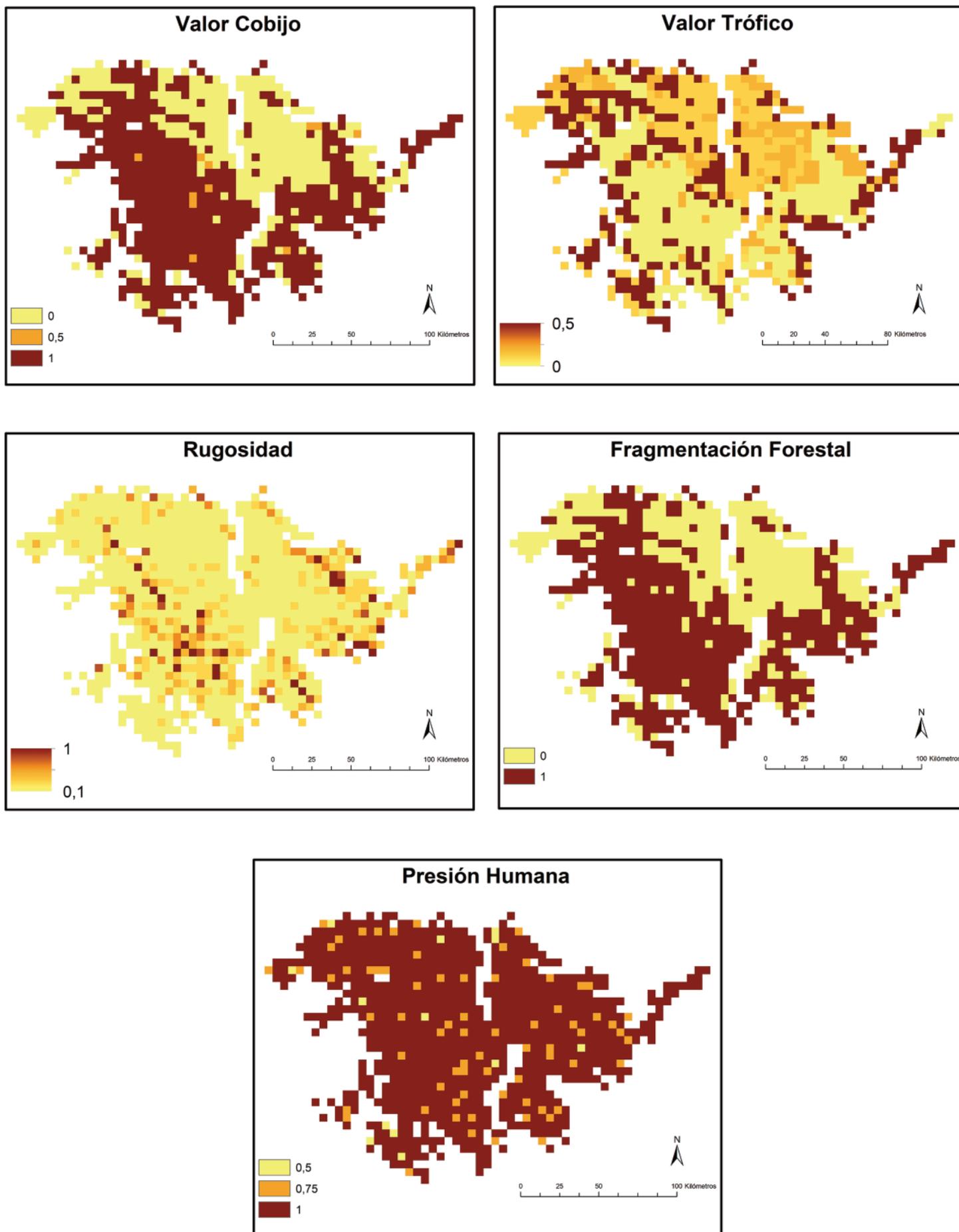


Figura A7. Mapas de las variables que contribuyen al Valor del Hábitat modificado de [San Miguel et al. 2012](#).

Figure A7. Maps of variables that contribute to the Modified Habitat Value of [San Miguel et al. 2012](#).

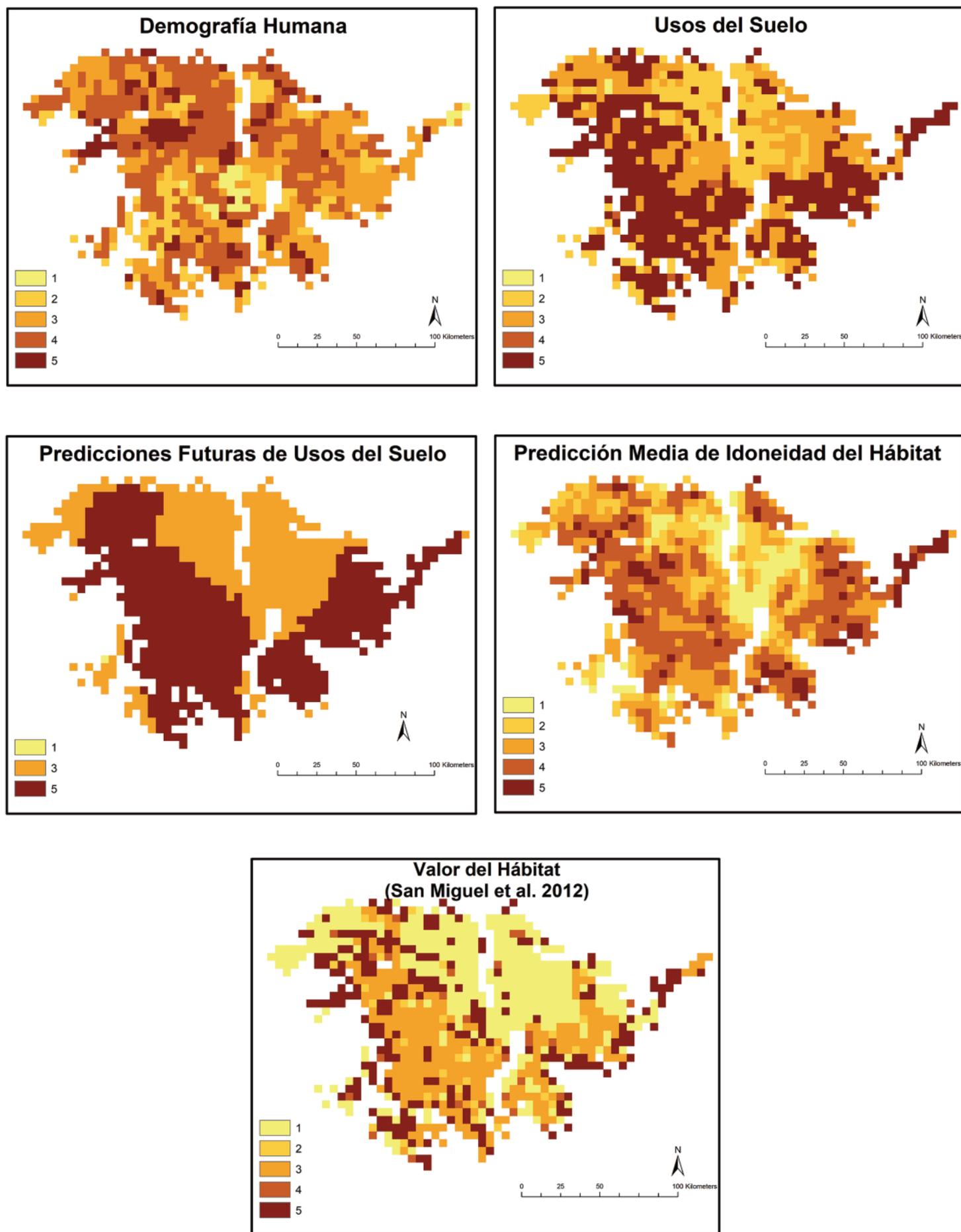


Figura A8. Mapas de las variables que contribuyen al Índice Integrado de Idoneidad del Hábitat del Oso pardo desarrollado en este estudio.
Figure A8. Maps of variables that contribute to the Habitat Suitability Integrated Index for Brown bear developed in this study.

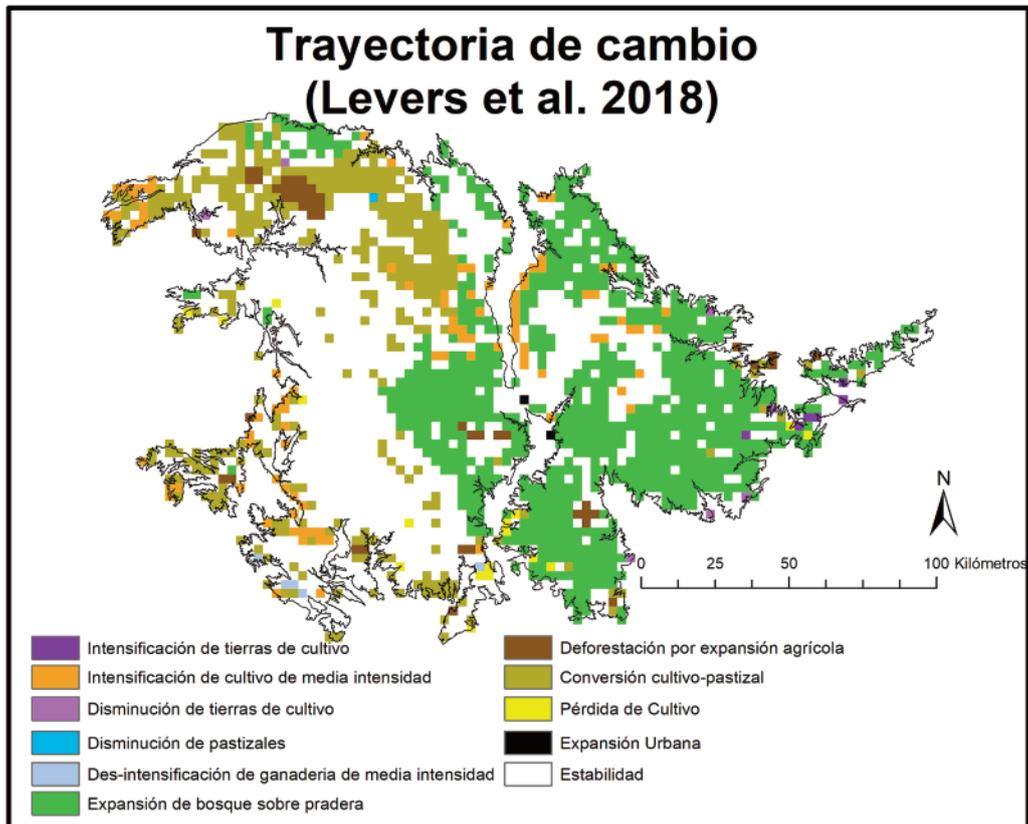


Figura A9. Trayectoria de cambio de usos del suelo entre 1990 y 2006 (Fuente: [Levers et al. 2018](#)).

Figure A9. Trajectory of land use change between 1990 and 2006 (Source: [Levers et al. 2018](#)).

Anexo 2. Cálculo del Valor del Hábitat según San Miguel et al. (2012)

El valor cobijo está definido por la capacidad de las diferentes formaciones vegetales de proporcionar refugio a la especie; se reclasificó a partir de las clases de vegetación asignando el valor 1 al bosque, 0.5 al matorral alto y 0 al matorral bajo y al herbazal.

El valor trófico define el grado de disponibilidad de alimento existente en la zona; la reclasificación se hizo a partir de las clases de vegetación de los valores tróficos definidos por Marquínez et al. (2002) para la Cordillera Cantábrica (Tabla A3).

La fragmentación forestal define la importancia de la conectividad del bosque a escala amplia. Se consideraron como conectadas (valor = 1) las manchas de bosque de más de 16 ha de superficie continua, independientemente de su composición, o que estuvieran a una distancia inferior a 1.6 km de alguna formación arbórea. El resto de manchas de bosque se las consideró no conectadas (valor = 0). Estos umbrales se basaron en estudios de movimiento y áreas de campeo del Oso pardo (Swenson 2000).

La rugosidad mide la variación en altitud de un área y refleja lo abrupto e inaccesible que es el terreno. Se calculó a partir del Modelo Digital de Elevaciones del Terreno con una resolución de 200 m (MDT200), usando el vector de medida de rugosidad (VRM) creado por Sappington et al. (2007) para su uso en ArcGis. Una vez obtenido el mapa de rugosidad, se re-escaló a un tamaño de celda de 5x5 km y se asignó el valor = 0 a los terrenos más llanos y el valor = 1 a los más abruptos.

La presión humana define la dificultad de tránsito para el Oso pardo como consecuencia de la presencia de áreas urbanizadas e infraestructuras lineales. Este valor se calculó a partir de la cartografía en formato vectorial Base Cartográfica Nacional 200 (BCN200). Las infraestructuras lineales y los asentamientos humanos que se encontraban en el área de estudio se extrajeron con la herramienta "Clip" y se crearon unas zonas buffer en torno a ellas simulando el área de evitación del Oso pardo (200 m para el caso de las carreteras, vías férreas y pueblos o edificaciones y 50 m para el caso de las pistas forestales). La anchura de estas zonas buffer fue fijada a partir de los resultados de estudios con osos europeos y americanos (Tremblay 2001; Kaczensky 2003; Apps et al. 2004). Seguidamente se superpusieron las capas de cada tipo de infraestructura con sus buffers; si no se superponían ninguna de las áreas de evitación se asignó un valor = 1, y si se superponían una, dos o tres áreas de evitación se asignaron los valores 0.75, 0.5 y 0, respectivamente.

Referencias

- Apps, C. D., McLellan, B. N., Woods, J. G., Proctor, M. F. 2004. Estimating grizzly bear distribution and abundance relative to habitat and human influence. *Journal of Wildlife Management* 68(1): 138-152.
- Corine Land Cover. *Copernicus Land Monitoring Service*. Disponible en: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> [Consultado en varias fechas en 2016 y 2017].
- Kaczensky, P., Knauer, F., Krze, B., Jonozovic, M., Adamic, M., Gossow, H. 2003. The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111(2): 191-204.
- Levers, C., Müller, D., Erb, K., Haberl, H., Jepsen, M.R., Metzger, M.J., et al. 2018. Archetypal patterns and trajectories of land systems in Europe. *Regional Environmental Change* 18: 715-732.
- Marquínez, J., García, P., Nores, C., Lastra, J., Varela, M., Martínez, R. 2002. *Delimitación de áreas críticas para el oso pardo y cartografía de calidad de hábitat*. Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio de la Universidad de Oviedo y Consejería de Medio Ambiente del Gobierno del Principado de Asturias, Oviedo, España.
- Sappington, J.M., Longshore, K.M., Thompson, D.B. 2007. Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using bighorn sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management* 71(5): 1419-1426.
- San Miguel, A., Ballesteros, F., Blanco, J.C., Palomero, G. (eds.) 2012. *Manual de buenas prácticas para la gestión de corredores oseros en la Cordillera Cantábrica*. Fundación Oso Pardo. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Serie Especies Amenazadas. Madrid, España.
- Scharf, S.K., Fernández, N. 2018. Up-scaling local-habitat models for large-scale conservation: Assessing suitable areas for the brown bear comeback in Europe. *Diversity and Distributions* 24:1573-1582.
- Stürck, J., Levers, C., van der Zanden, E.H., Schulp, C.J.E., Verkerk, P.J., Kuemmerle, T., et al. 2018. Simulating and delineating future land change trajectories across Europe. *Regional Environmental Change* 18: 733-749.
- Swenson, J.E. 2000. *Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (Ursus arctos)*. Nature and Environment No. 114, Council of Europe, Brussels, Belgium.
- Tremblay, M.A. 2001. Modeling and management of potential movement corridors for elk (*Cervus elaphus*), bighorn sheep (*Ovis canadensis*) and grizzly bear (*Ursus arctos*) in the Radium Hot Springs area, British Columbia. En: Irwin, C.L., Garrett, P., McDermott, K.P. (eds.) *Proceedings of the 2001 International Conference on Ecology and Transportation*, pp. 534-545, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC, Estados Unidos.