



Universidad  
Complutense  
Madrid



Universidad  
Rey Juan Carlos



POLITÉCNICA

# ÁREAS ESENCIALES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA AVUTARDA EUROASIÁTICA (*Otis tarda*) EN ESPAÑA: UNA HERRAMIENTA PARA LA PLANIFICACIÓN DE LAS ENERGÍAS RENOVABLES

Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas

Presentado por:

**Irene Farias Huesca**

Tutor director:

**Carlos Palacín Moya**

Tutor académico:

**Alfredo García Fernández**

**Alcalá de Henares, a 27 de enero de 2022**



# ÍNDICE

RESUMEN .....	1
ABSTRACT .....	2
1. INTRODUCCIÓN .....	3
2. METODOLOGÍA.....	5
2.1 Especie de estudio: la avutarda euroasiática .....	5
2.2 Áreas de campeo y centros de actividad .....	8
2.3 Distribución de la avutarda en espacios protegidos .....	12
3. RESULTADOS .....	14
3.1 Áreas de campeo (KDE 95 %) incluidas en ZEPAs.....	17
3.2 Centros de actividad (KDE 50 %) incluidas en ZEPAs .....	18
3.3 Áreas de campeo (KDE 95 %) incluidas en IBAs .....	19
3.4 Áreas de campeo (KDE 95 %) excluidas de la zonificación ambiental para la implantación de energía fotovoltaica .....	20
4. DISCUSIÓN.....	21
5. CONCLUSIONES Y PROPUESTAS .....	30
6. AGRADECIMIENTOS.....	31
7. BIBLIOGRAFÍA.....	32
8. ANEXO 1 .....	37
ANEXO 2 .....	39

## RESUMEN

El auge incontrolado de las instalaciones fotovoltaicas y eólicas están poniendo en peligro el hábitat de la comunidad de aves de los cultivos de secano mediterráneos. El objetivo principal de este trabajo es identificar y delimitar espacialmente, las zonas de distribución de la avutarda euroasiática en España, de forma que sea posible realizar una correcta planificación y evaluación del impacto previsible de las infraestructuras de producción de energía renovable, o de cualquier otro que modifique o destruya el hábitat de la especie. A través de las localizaciones obtenidas mediante censos e informes se ha generado el primer mapa que representa la distribución de la especie, sus áreas de campeo y sus áreas de actividad. Además, se ha comparado con las áreas ZEPA, IBA, y el mapa de zonificación ambiental para la implantación de energías renovables (fotovoltaica), elaborado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD). Se ha detectado que la distribución está muy fragmentada y que el 55.80 % de la superficie identificada como área de campeo de la especie se encuentra fuera de espacios protegidos y se propone: 1) crear manchas de hábitat más grandes, hasta llegar a la unión de los más próximos a través de un plan de restauración del hábitat agrícola tradicional; 2) que una superficie significativa de las tierras de labor (30 %) no sean cultivadas, labradas o tratadas por un periodo mínimo de dos años; 3) se deben establecer medidas activas de conservación, con una gestión eficiente, una planificación real y dotar de recursos materiales, económicos y humanos; 4) se propone priorizar el enterramiento de los tendidos que atraviesan las áreas identificadas y proceder a la señalización eficaz del resto y 5) fomentar que los nuevos proyectos energéticos se ubiquen en zonas muy humanizadas, degradadas o en su entorno inmediato.

**PALABRAS CLAVE:** Aves esteparias, energía fotovoltaica, pérdida de hábitat, gestión de proyectos renovables, impacto ambiental, Red Natura 2000.

## ABSTRACT

The uncontrolled rise of photovoltaic and wind installations are endangering the habitat of the bird community of Mediterranean rainfed crops. The main objective of this work is to identify and spatially delimit the distribution areas of the Eurasian bustard in Spain, so that it is possible to carry out a correct planning and evaluation of the foreseeable impact of renewable energy production infrastructures, or of any other that modifies or destroys the habitat of the species. Through the locations obtained through censuses and reports, the first map has been generated that represents the distribution of the species, its home ranges and its core areas. In addition, it has been compared with the Special Protection Areas for birds, Important Bird Areas, and the environmental zoning map for the implementation of renewable energies (photovoltaic), prepared by the Spanish Ministry for the Ecological Transition and the Demographic Challenge. It has been detected that the distribution is highly fragmented and that 55.80% of the area identified as the species' home range is outside protected areas and it is proposed: 1) to create larger habitat patches, until reaching the union of the closest ones through a plan for the restoration of the traditional agricultural habitat; 2) a significant area of arable land (30%) is not cultivated, tilled or treated for a minimum period of two years; 3) active conservation measures must be established, with efficient management, real planning and the provision of material, economic and human resources; 4) it is proposed to prioritize the burial of the lines that cross the identified areas and proceed to the effective signaling of the rest and 5) encourage new energy projects to be located in highly humanized, degraded areas or in their immediate surroundings.

KEY WORDS: Steppe birds, photovoltaic energy, loss habitat, management of renewable projects, environmental impact, Red Natura 2000.

## 1. INTRODUCCIÓN

El calentamiento global debido a la utilización de combustibles fósiles y la consecuente emisión de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) siguen en aumento (Peters et al. 2019). Según el IPCC (Panel Intergubernamental del Cambio Climático, encargado de analizar los impactos del cambio climático) el crecimiento del consumo de energía y materiales es la causa principal del incremento de gases de efecto invernadero. Los expertos del IPCC recomiendan que las emisiones de CO<sub>2</sub> deberían cesar entre 2050 y 2075. Para lograr ese objetivo, se han propuesto a la eficiencia energética y a las tecnologías de energía renovable como los elementos centrales de esa transición. Las energías renovables pueden contribuir significativamente a la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, de forma que se frene el aumento medio de la temperatura de la superficie global. Por estos motivos, se está promoviendo la aceleración del desarrollo a gran escala de las energías renovables eólica y fotovoltaica (Gielen et al. 2019).

Aunque la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático de 2021 (COP 2021) insta a los estados a integrar la naturaleza en los planes y las decisiones nacionales y locales en materia de acción climática, una transición muy rápida hacia la reducción de emisiones de CO<sub>2</sub> y un excesivo crecimiento en las energías renovables puede ser un factor de amenaza para algunas especies (Jager et al. 2021). De hecho, en España, la comunidad científica ha alertado sobre la falta de planificación del actual modelo de desarrollo de proyectos de generación de energía eólica y fotovoltaica que está ocurriendo a nivel estatal, lo cual puede suponer una pérdida de biodiversidad irreversible con unas consecuencias impredecibles (Serrano et al. 2020).

Las instalaciones fotovoltaicas tienen efectos negativos para la fauna, tanto en especies sedentarias como migratorias, debido a la pérdida directa de hábitat en las áreas de campeo, provocando la fragmentación y alterando su conectividad (Turney y Fthanakis 2011; Chock et al. 2020). En el caso de las eólicas, también se han identificado efectos negativos sobre la fauna: uso del espacio, efecto barrera, molestias y mortalidad directa por colisión con las aspas de los aerogeneradores o por barotraumatismo en el caso de los quirópteros (Tellería 2012; Loss et al. 2013; Gómez-Catasús et al. 2021).

El auge incontrolado de las instalaciones fotovoltaicas y eólicas están poniendo en peligro el hábitat de la comunidad de aves de los cultivos de secano mediterráneos, que representa al grupo de especies más amenazadas a escala europea y nacional (SEO/BirdLife 2021). Estos

proyectos ocupan terrenos más baratos, llanos y marginales, pero con gran valor ecológico como los campos de cultivo no intensificados, que son habitados por aves esteparias que tienen sus mayores poblaciones en España. La avalancha y la falta de planificación de estos proyectos pueden llegar a comprometer la viabilidad de las diferentes poblaciones de aves esteparias que, además, suelen estar gravemente amenazadas, como el sisón común (*Tetrax tetrax*), la ganga ortega (*Pterocles orientalis*) o la alondra ricotí (*Chersophilus dupontii*). Además, algunas de las poblaciones de especies esteparias se localizan en áreas que no pertenecen a la Red Natura 2000, por lo que no existen herramientas legales para frenar aquellos proyectos que comprometan áreas importantes para todas estas especies (Serrano et al., 2020). Estos autores consideran que “se deberían construir el mínimo de plantas posibles en el campo y buscando terrenos que no tuvieran un alto valor ecológico” y que uno de los problemas actuales se debe a que, en muchas ocasiones, la información sobre su distribución no está actualizada ni disponible.

En este contexto, debido a una deficiente planificación y evaluación ambiental, las transformaciones masivas de superficies agrícolas en industriales para generación de energía eléctrica están ocupando áreas de distribución de la avutarda, con la consiguiente destrucción del hábitat de toda la comunidad de aves asociadas a ambientes agrícolas (Palacín y Alonso 2021). Actualmente, el Ministerio para la Transición Ecológica está tramitando 697 proyectos de energías renovables: 467 fotovoltaicos, 211 eólicos, 2 hidroeléctricos y 17 de hibridación. En total suman 66.000 megavatios (MW), de los cuales alrededor de 19.700 MW se encuentran en fase de tramitación ambiental. Sin embargo, estos son solo una parte de las solicitudes presentadas, pertenecientes a los proyectos más grandes, ya que los que tienen una potencia menor de 50 MW son tramitados por las comunidades autónomas (Álvarez 2022).

La avutarda es una especie emblemática de los hábitats agrícolas de secano mediterráneos. Debido a sus características morfológicas (gran tamaño) y etológicas; y al hábitat que ocupa (despejado y de gran visibilidad), su detectabilidad es elevada, de forma que existen censos poblacionales con localizaciones geo-referenciadas en las diferentes comunidades del territorio español. Mediante el análisis de esas localizaciones, es posible establecer con rigor su área de campeo, así como generar una representación de la distribución y relacionar dicha distribución con los espacios protegidos existentes a nivel estatal. La gestión del territorio, de cara a la conservación de las especies, debe estar basada en criterios ambientales, como es el conocimiento de su distribución (Tellería, 2012). De esta forma, los resultados obtenidos pueden servir como una herramienta de planificación frente a proyectos que pretendan situar

sus instalaciones en zonas sensibles para la avutarda y que destruirían su hábitat, así como el del resto de especies de la comunidad de aves de ambientes agrícolas en la península ibérica.

El objetivo principal de este trabajo es identificar y delimitar espacialmente, con criterios objetivos y científicos, las zonas de distribución de la avutarda euroasiática en España, de forma que sea posible realizar una correcta planificación y evaluación del impacto previsible de las infraestructuras de producción de energía renovable, o de cualquier otro que modifique o destruya el hábitat de la especie (infraestructuras de transporte, urbanísticos, líneas eléctricas, actividades mineras, etc.). Además, los resultados sobre la distribución se contrastan con la de espacios protegidos, de forma que sea posible determinar qué fracción del hábitat se encuentra más amenazado por carecer de instrumentos de conservación. El objetivo último del trabajo es generar información precisa sobre la distribución de esta especie amenazada que pueda ser aplicada a la planificación territorial ante la aparición de futuros proyectos que se desarrollen sobre el hábitat identificado.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1 Especie de estudio: la avutarda euroasiática

La avutarda euroasiática es un ave de gran tamaño, con un elevado dimorfismo sexual y amenazada a nivel global, recibiendo la categoría de vulnerable (IUCN 2021). Se distribuye a lo largo del Paleártico, desde Marruecos por el extremo suroeste (Palacín et al. 2016) hasta Mongolia y China en el extremo este (Collar et al. 2017).

La población mundial de avutarda ha sido recientemente estimada entre 31.000 y 36.000 individuos, encontrándose alrededor del 70% en España, de forma que el estado español tiene una gran responsabilidad en la conservación de la especie. Además, la población mundial presenta un declive generalizado superior al 30% en las dos últimas décadas (Alonso y Palacín 2022). Es una especie que está catalogada como “casi amenazada” según el Libro Rojo de las Aves de España. Actualmente, teniendo en cuenta los censos realizados en 2019, se estima en España una población de 22.000-24.000 individuos, cifra inferior a las estimaciones realizadas en las dos últimas décadas (Palacín y Alonso 2021). El conjunto de la población española de avutardas también está en declive en la última década, con una disminución aproximada del

15%. Extremadura, Castilla-La Mancha y Madrid, con poblaciones significativas respecto al total general, son las que presentan las tasas más altas de decrecimiento anual, con valores del -4%. Hay que destacar que a nivel regional es una especie declarada “en peligro de extinción” en Andalucía, Aragón, Navarra y Murcia, y extinguida en Cataluña y La Rioja (Palacín y Alonso 2021).

Habitan zonas abiertas, llanas o con ligeras ondulaciones, y presentan preferencia hacia paisajes agrícolas en mosaico, en los que se intercalan cultivos de cereal de secano y leguminosas con barbechos. Durante el verano pueden seleccionar zonas con arbolado disperso en lindes o en pequeños olivares. Suelen evitar las zonas próximas a áreas urbanizadas, infraestructuras lineales como carreteras, vías de tren de alta velocidad y caminos frecuentados por vehículos o paseantes (Palacín et al. 2012).

Las avutardas se reúnen, año tras año, en lugares tradicionales (áreas de exhibición o *leks*) para reproducirse. El sistema reproductivo es poligínico de tipo *lek* disperso, basado en el grado de dominancia de los machos. El bando de machos de una determinada zona ocupa desde el invierno su área de reproducción y a partir de finales de marzo los machos se disgregan para realizar la exhibición nupcial en solitario (también conocida como “rueda”). Los machos se exhiben ante las hembras mostrando sus caracteres sexuales, que sirven como indicadores de su estado físico y calidad reproductiva (Magaña 2007; Alonso et al. 2010). La fidelidad a las áreas de reproducción es muy alta (94% de las hembras y 84% de los machos; Alonso et al. 2000; Morales 2000; Magaña 2007). Los lugares de exhibición se caracterizan por ser más visibles respecto a su entorno, de forma que también aumenta la probabilidad de detectar depredadores, y la distancia a posibles molestias de origen humano (Alonso et al. 2012).

Las hembras se encargan en solitario de la incubación y crianza de los pollos. La puesta es de 1-3 huevos, siendo el nido una ligera depresión en el suelo, generalmente en una siembra de cereal o en un barbecho. Un 90% de las hembras se muestran muy fieles a sus lugares de nidificación año tras año, variando la localización del nido entre años consecutivos pocos metros (Alonso et al. 2000; Magaña 2007). Las hembras prefieren nidificar en el entorno del área donde copulan, un 29% de ellas lo hacen a menos de 2 km del lugar de cópula (Magaña et al. 2011).

La dispersión juvenil tiene lugar a los 6-11 meses de edad en los machos y a los 8-15 meses en las hembras (Alonso y Alonso 1992; Alonso et al. 1998). Los machos jóvenes se dispersan a lugares más lejanos, estableciéndose como reproductores a 5-65 km de su zona natal, y las



hembras lo hacen a 0,5-5 km. El área de campeo de los machos jóvenes es significativamente mayor que la de las hembras jóvenes. Las hembras se establecen en grupos de reproducción más próximos a su zona natal que los machos. Las diferencias en la dispersión entre jóvenes machos y hembras contribuyen al mantenimiento de la diversidad genética entre subpoblaciones (Martín 2001; Martín et al. 2008)

En la península ibérica, la avutarda tiene un patrón de migración parcial (en las poblaciones existen individuos migradores y sedentarios) y diferencial según el sexo (distinto en machos y hembras). En el conjunto de las poblaciones peninsulares, el 30% de los machos fueron sedentarios y el 70% realizaron desplazamientos estacionales. Los machos mostraron una fidelidad casi completa al patrón migratorio y a las áreas de agregación posreproductivas. El 90% de los machos migradores estivales abandonó el área de reproducción a finales de mayo o principios de junio, una vez finalizados los apareamientos. La migración prenupcial ocurrió entre septiembre y marzo. La distancia media de migración fue de 55 km y la máxima de 261 km. La dirección preferente de migración fue N-NE. Las áreas estivales de los machos migradores se encontraron a mayor altitud y latitud que las de reproducción, y estuvieron relacionadas con la búsqueda de ambientes más frescos en verano. En cuanto a las hembras, en Castilla y León el 36% de las hembras adultas fueron migradoras y en el centro peninsular el 51%. La migración posnupcial de las hembras sucedió entre octubre y diciembre. Los desplazamientos invernales tuvieron 50 km de media, con dirección SE. La migración prenupcial ocurrió entre febrero y abril. El cambio del patrón migratorio de las hembras está asociado al éxito de cría. El 88% de las hembras invernaron en las mismas zonas, mostrando una elevada fidelidad a las mismas (Alonso et al. 2000; Palacín 2007; Palacín et al. 2009, 2011).

Las principales amenazas de la especie son la industrialización e intensificación agrícola, la degradación y fragmentación del hábitat debido a la expansión urbana (construcción de urbanizaciones, polígonos industriales, canteras, infraestructuras lineales, carreteras, tren de alta velocidad), la mortalidad provocada por la colisión con tendidos eléctricos y las molestias ocasionadas por actividades humanas en la naturaleza. Además, la construcción de instalaciones de producción de energía fotovoltaica está afectando muy negativamente al hábitat de la especie (Palacín y Alonso 2021). Se ha demostrado que la construcción de infraestructuras, extracción de áridos, movimiento de tierras, tránsito de camiones, etc. provocan efectos negativos e irreversibles sobre el hábitat de la avutarda. En torno a las infraestructuras de transporte se crea una zona de exclusión de 800 m y se ha comprobado que las nuevas construcciones afectan a la reproducción de la avutarda, disminuyendo la nidificación y presencia de familias en su entorno (Torres et al. 2011). Por otra parte, se ha

demostrado que la presencia de humanos y vehículos son una de las principales fuentes de molestias para las avutardas, alterando su comportamiento y provocando el vuelo de las mismas, modificando negativamente su balance energético y aumentando las probabilidades de mortalidad por causas de origen antrópico (Sastre et al. 2009). En cuanto a las causas principales de mortalidad no natural se ha podido determinar que la colisión en vuelo con los cables de las líneas eléctricas es el principal factor de mortalidad de la especie (Martín et al. 2007; Barrientos et al. 2012; Palacín et al. 2017)

Respecto a la normativa de protección, la avutarda se encuentra dentro del Anexo I de especies de aves que deben ser objeto de medidas de conservación especiales en cuanto a su hábitat, con el fin de asegurar su supervivencia y reproducción en su área de distribución (Listadas en el Anexo I de la Directiva 2009/147/CE del Parlamento y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres e incorporadas a la legislación nacional en el anexo IV de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad). Además, está incluida entre las especies animales y vegetales para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación, listadas en el anexo II de la Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres e incorporadas al ordenamiento jurídico español por el anexo II de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

## 2.2 Áreas de campeo y centros de actividad

El área de estudio comprende el territorio español con presencia de avutardas (Castilla y León, Castilla-La Mancha, Extremadura, Madrid, Andalucía, Aragón, Navarra, Comunidad Valenciana y Murcia).

Para realizar el cálculo de las áreas de campeo es preciso conocer la localización exacta del animal. En el caso de las avutardas, existen dos métodos principales para su localización por observación directa:

(1) Censos poblacionales: el método consiste en un recorrido sistemático de la superficie a censar, en vehículo todoterreno, a baja velocidad y haciendo paradas frecuentes para prospectar toda la superficie utilizando prismáticos y telescopios. El objetivo es la realización de un censo absoluto y contabilizar todos los individuos. El censo realizado en marzo es de los

más importantes para la conservación ya que se censan los individuos reproductores (Alonso et al. 2005). Para realizar los censos es necesario la utilización de un mapa de la zona para registrar y localizar los individuos y obtener sus coordenadas. Además, se recogen datos sobre el número, sexo y edad de los individuos observados, fecha, hora, climatología, tipo de terreno (rastrajo, barbecho, cultivo...) y coordenadas en el sistema UTM (*Universal Transverse Mercator*). El itinerario está fijado con anterioridad y se representa en un mapa a escala 1:25.000. La velocidad a la que se recorre el itinerario es muy baja (menos de 30 km/h). El censo comienza a primera hora de la mañana, generalmente al amanecer, ya que en ese momento las aves están más activas, y su detectabilidad es mayor. Respecto a la meteorología, las actividades de censo se realizan en días despejados, sin precipitación, viento o niebla (Alonso et al. 2005). Para conocer la metodología se participó en la realización del censo de la población reproductora de avutardas de la Comunidad de Madrid del año 2021, efectuado por el Grupo de Investigación sobre Ecología y Conservación de Aves (Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC; Anexo 2). En total se han utilizado 11.473 localizaciones procedentes de los censos disponibles.

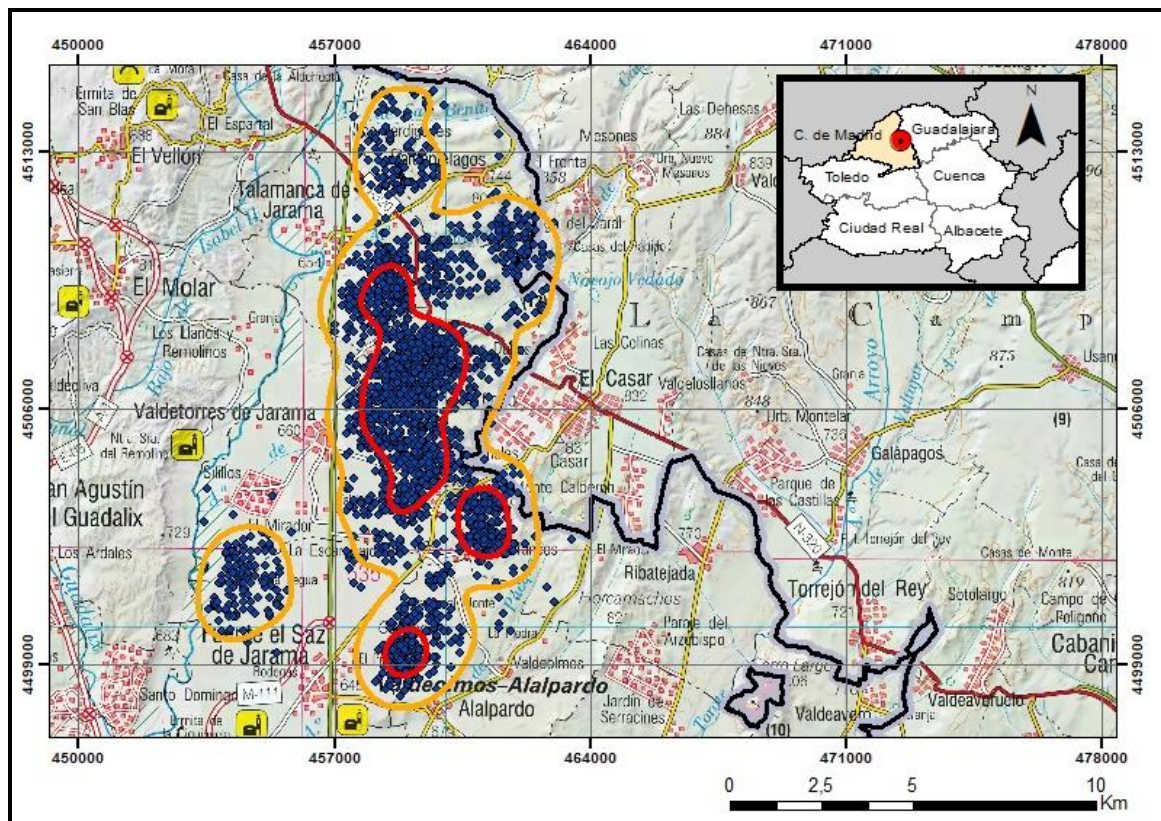
(2) Marcaje y seguimiento de avutardas: la información de individuos marcados procede de las aves radio-marcadas en el marco del Proyecto Avutarda (<http://www.proyectoavutarda.org>, desarrollado a lo largo de las dos últimas décadas por el Grupo de Investigación sobre Ecología y Conservación de Aves, MNCN-CSIC). Cada individuo fue marcado con placas plásticas de identificación visual a distancia (sujetas al ala en el caso de los pollos o dorsales y pegadas al emisor en el caso de los machos adultos) y con un emisor de radio de tres a seis años de duración (Biotrack) fijado al dorso del ave mediante un arnés elástico. La localización de los individuos se efectuó por observación directa desde vehículo todoterreno y con prismáticos (10 x 40-50) y telescopio terrestre (20-60 x), se registró cada localización en mapa con un error de precisión de 100 m. La información espacial de los individuos fue recogida en mapas en los que se registraba la posición exacta de los individuos marcados en coordenadas UTM, la posición de otros individuos, la edad, el sexo, la actividad y el tipo de cultivo. Se utilizaron 12.158 localizaciones, en las que se pudo observar y geolocalizar a cada individuo a lo largo del periodo de funcionamiento del emisor o mediante la observación de las marcas de identificación individual.

Con objeto de crear una base de datos lo más completa y uniforme posible, se recopilamos las observaciones de avutardas en las que se conocía la localización precisa de cada individuo. Las observaciones proceden de las siguientes fuentes: (a) censos y muestreos realizados por el Grupo de Investigación sobre Ecología y Conservación de Aves (Proyecto Avutarda, MNCN-

CSIC), cuya metodología ha sido descrita anteriormente; (b) localizaciones de individuos marcados con emisores de radio y placas alares de identificación individual procedentes del mismo Grupo de Investigación; y (c) informes técnicos y publicaciones científicas facilitadas por los autores de los mismos o a través de las Administraciones Públicas. En el Anexo (Tabla 2.1) se indican los censos y el origen de las localizaciones utilizadas para definir el área de campeo de las avutardas en España. A partir de las localizaciones de avutardas se delimitaron las áreas de campeo y los centros de actividad. Para ello se digitalizaron todas las coordenadas UTM de localización, unificando el formato y las coordenadas en el mismo *datum* (ETRS89 UTM Zona 30 N) ya que es el utilizado oficialmente por la administración. Los censos se digitalizaron a través de una hoja de cálculo de Excel, incluyendo los siguientes campos: observador, zona, lek, fecha, hora, coordenadas UTM, sexo, edad, número de individuos, terreno y observaciones.

Una vez obtenidas las matrices de los diferentes censos en Excel, se unificaron en una sola. Mediante la utilización del Sistema de Información Geográfica (SIG), se importó la matriz que contenía los censos de toda España y se representó en una capa con formato *shape* la nube de puntos en todo el territorio, pudiendo corregir o eliminar los puntos erróneos.

A partir de la matriz unificada para toda España, se creó una nueva matriz en Excel para cada comunidad autónoma con presencia de avutardas y se creó una capa *shape* para proceder al cálculo de las áreas de campeo y los centros de actividad de cada grupo reproductor (también denominado *lek*, así como de otras áreas de agregación posreproductiva) (Figura 2.1).



**Figura 2.1.** Mapa de la representación del grupo reproductor (*lek*) de Valdetorres. La línea negra representa el límite entre Madrid y Guadalajara. Los puntos azules representan el conjunto de localizaciones de avutardas empleadas para la estimación de las áreas de campeo (líneas naranjas) y centros de actividad (líneas rojas) de la especie.

El área de campeo integra los requerimientos ecológicos de la especie: las condiciones ambientales locales (especialmente el clima, variables abióticas o nicho fundamental), disponibilidad de recursos e interacciones bióticas (competición, depredación, parasitismo), que definen el nicho realizado (Tellería 2012). El área de campeo se caracteriza por tamaño, forma, estructura y composición; y está determinada por relaciones de competencia, depredación, distribución de recursos y sistema reproductivo (Kenward 2001).

El procedimiento analítico utilizado para calcular las áreas de campeo y los centros de actividad es el método de Kernel (KDE, *Kernel density estimator* o método de Kernel fijo; Worton 1989). El método de Kernel ha sido utilizado habitualmente para estudiar el uso del espacio de especies propias de medios agrícolas (Benítez-López et al. 2014; Traba et al. 2015). El estimador de Kernel calcula isolíneas que delimitan el área con la misma intensidad de uso (Kie et al. 2010). El parámetro de suavización ( $h$  o *smoothing factor*) fue fijado por criterio de experto, debido a que otros métodos fallan si los tamaños de muestra o la densidad de localizaciones es muy elevada (Kie et al. 2010). En este análisis se han creado contornos que

representan el 95 % y el 50 % de probabilidad de uso del espacio. El primero (KDE 95 %) define el área de campeo y el segundo (KDE 50 %) el núcleo o centro de actividad. Posteriormente con la herramienta *Merge* de ArcGis se unificaron las capas *shape* de cada lek en una sola, obteniendo como resultado una capa compuesta por todas las áreas de campeo de avutardas en España.

Los análisis se realizaron mediante el Sistema de Información Geográfica ArcGis 10.5 (ESRI 2010) y el programa HRT: *Home Range Tools for ArcGIS. Version 2.0* (Rodgers et al. 2015). Los análisis estadísticos se realizaron con SPSS Statistics 19 (IBM 2010).

### 2.3 Distribución de la avutarda en espacios protegidos

Los pilares de la política de la Unión Europea (UE) sobre conservación de la naturaleza son la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres) y la Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE del Parlamento y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres). Ambas normativas requieren que los Estados miembros identifiquen y clasifiquen Zonas Especiales de Conservación (ZEC), para construir la Red Natura 2000, integrada por un extenso número de espacios protegidos en todos los países de la UE. La Red Natura 2000 se valora por ofrecer grandes beneficios a la biodiversidad en Europa y contribuir a los acuerdos del Convenio sobre la Diversidad Biológica (Beresford et al. 2016). Los Espacios de la Red Natura 2000 especialmente designados para la conservación de las aves son las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). España tiene declaradas 658 ZEPAs, con 102.508,37 km<sup>2</sup> de superficie terrestre, siendo el país europeo que mayor superficie terrestre aporta a la Red Natura 2000 (27.3% del territorio español). Además, sus espacios pertenecientes a la red son más grandes en comparación con la media del resto de países europeos, proporcionando mayor complejidad y retos en su gestión (EUROPARC-España 2021). De estas, 54 pertenecen a ambientes agro-esteparios (65.786 km<sup>2</sup>) y fueron designadas principalmente porque albergan poblaciones importantes de avutarda euroasiática y sisón común, especies “paraguas” que indican una rica comunidad de aves esteparias (Gameiro et al. 2020).

Para identificar si las áreas de campeo de las poblaciones de avutarda se encuentran en áreas protegidas o fuera de las mismas, se utilizó la capa de las ZEPAs de la Red Natura 2000 en

formato *shape* disponible en el Banco de Datos de la Naturaleza del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Mediante la herramienta *intersect* de ArcGis se calcularon las áreas de campeo (KDE 95 %) y los centros de actividad (KDE 50 %) que solapaban con las áreas protegidas, obteniendo polígonos de áreas de distribución de avutardas incluidas en zonas ZEPA. Para obtener las superficies de las áreas de campeo que se encontraban en las ZEPAs, se utilizó la herramienta *calculate geometry* de ArcGis. Para cada *lek* o área de agregación, se obtuvo el valor del área protegida en kilómetros, nombre y código de la ZEPA a la que pertenece, y porcentaje de área protegida. También se obtuvo el porcentaje total de área protegida para cada comunidad autónoma, así como para el total de España.

Este mismo procedimiento se repitió con la capa de Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en España (IBA) obtenida en el Banco de Datos de la Naturaleza del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, obteniendo de igual manera el valor del área incluida en zona IBA en kilómetros, nombre y código de la IBA a la que pertenece, y porcentaje de área incluida. Las áreas importantes para las aves del programa IBA (*Important Bird Areas*) de SEO/Birdlife (<https://www.seo.org/iba/>) son un inventario de espacios identificados mediante criterios acordados por investigadores y expertos y, aunque no se trata de una figura de protección oficial, se tienen a menudo en cuenta tanto en sentencias judiciales como por parte de las administraciones a la hora de designar nuevos espacios protegidos. En España se han identificado 469 IBA desde 1985. El inventario de IBA, además de haber sido la base de la mayor red de espacios protegidos de España, tiene una gran difusión entre las administraciones ya que está reconocido como instrumento de trabajo de la Comisión Europea y de la mayoría de administraciones y empresas consultoras, que lo utilizan en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental.

Por último, se revisó el mapa de zonificación ambiental para la implantación de energías renovables (fotovoltaica), elaborado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), para detectar las áreas de campeo de las avutardas no incluidas en la zonificación. El mapa es un recurso de apoyo en la gestión y toma de decisiones sobre la ubicación de las infraestructuras energéticas. La zonificación se realizó mediante la agrupación de los principales factores ambientales, dando como resultado una zonificación de la sensibilidad ambiental del territorio (MITERD 2020). El mapa tiene en cuenta la presencia de humedales RAMSAR, Zonas de Especial Protección para las Aves, Hábitats de Interés Comunitario, Áreas Importantes para la Conservación de las Aves, etc. El territorio se ha clasificado en 5 clases de sensibilidad ambiental: máxima, muy alta, alta, moderada y baja (MITERD 2020). Se accedió al mapa a través de la web del Ministerio desde el apartado

“Evaluación ambiental” ([https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/evaluacion-ambiental/zonificacion\\_ambiental\\_energias\\_renovables.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/evaluacion-ambiental/zonificacion_ambiental_energias_renovables.aspx)) mediante la herramienta *Add WMS Server* de ArcGis se añadió el mapa *on line* y se hizo coincidir con las áreas de campeo y actividad de las avutardas.

### 3. RESULTADOS

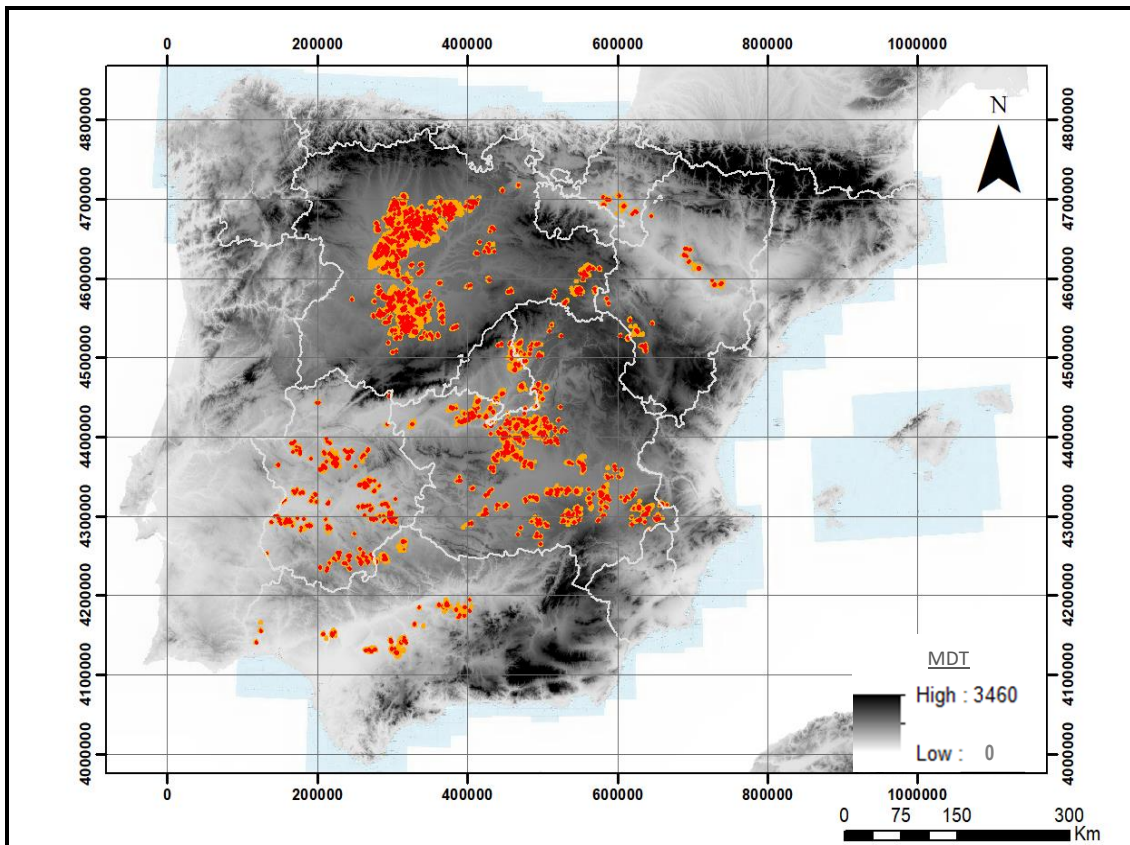
A nivel estatal, han sido identificadas 240 áreas de campeo (KDE 95 %) (Figura 3.1). En total suman 11.141,99 km<sup>2</sup>. La superficie media es de 46,42 km<sup>2</sup> (Intervalo de Confianza 90%: 38,02-54,83 km<sup>2</sup>, Desviación Estándar: 79,18). El número medio de localizaciones por área de campeo ha sido 82 (Intervalo de confianza 90%: 48,55-114,75, Desviación estándar: 340,94).

Las áreas de campeo mayores, con más de 200 km<sup>2</sup> de hábitat continuado (promedio 351 km<sup>2</sup>), se encuentran en Castilla y León: en Tierra de Campos (Valladolid, Zamora, Palencia, León) y en Tierra de Campiñas (Valladolid, Ávila y Salamanca).

En el extremo opuesto, con superficies inferiores a los 10 km<sup>2</sup>, existen hasta 68 áreas repartidas mayoritariamente en los límites de distribución de la especie, destacando Castilla-La Mancha (n=30) y Extremadura (n=18). El resto están repartidas por Madrid, Andalucía y Aragón.

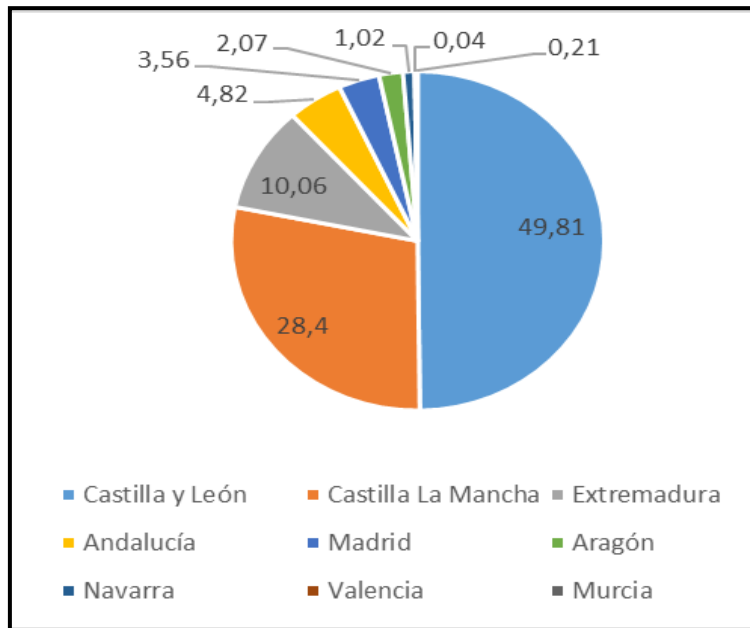
Respecto a los centros de actividad (KDE 50 %), en el conjunto del territorio han sido identificadas 238 áreas que en total suman 3.130,52 km<sup>2</sup>. La superficie media es de 13,15 km<sup>2</sup> (Intervalo de Confianza 90%: 9,84-16,47 km<sup>2</sup>, Desviación Estándar: 31,11). Las comunidades con mayor número de centros de actividad son Castilla La Mancha (n=98) seguido de Castilla y León (n=47) y Extremadura (n=46). Siendo Castilla y León la única provincia que tiene centros de actividad con más de 100 Km<sup>2</sup> continuos.





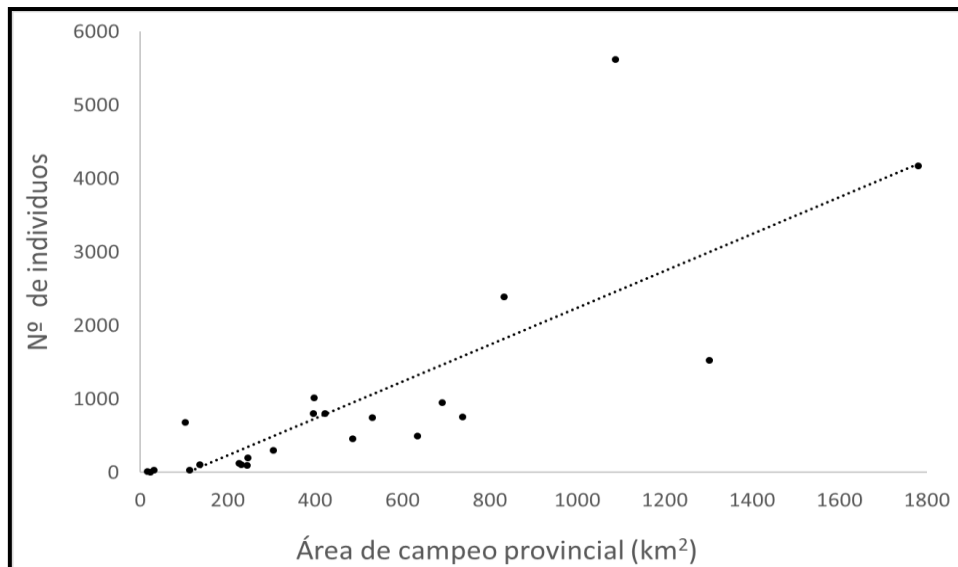
**Figura 3.1.** Mapa de España con el Modelo de Elevación del Terreno (MDT) y los límites de las comunidades autónomas. Las manchas rojas y naranjas representan los centros de actividad y las áreas de campeo respectivamente de las avutardas identificadas mediante el método de Kernel.

En la Figura 3.2 se presenta la información por comunidades autónomas. Con casi el 50 % de la superficie total del área de campeo identificada (KDE 95 %), Castilla y León es la comunidad con mayor extensión de hábitat identificado. La segunda comunidad con más hábitat es Castilla-La Mancha con un 28,4 % de la superficie total de las áreas de campeo. Le siguen Extremadura (10,0 %), Andalucía (4,8 %) y Madrid (3,5 %) y con valores del 2 % o inferiores Aragón, Navarra, Valencia y Murcia.



**Figura 3.2.** Porcentaje de superficie de área de campeo por Comunidades Autónomas.

Por provincias, las que contienen mayor superficie de área de campeo respecto al total son: Valladolid (15,8 %), Toledo (11,6 %), Zamora (9,7 %), Palencia (7,4 %), Albacete (6,5 %), León (6,1 %) y Badajoz (5,6 %). Estas seis provincias contienen el 63 % del área de campeo. Existe una correlación fuerte, positiva y estadísticamente significativa entre la superficie del área de campeo provincial y el número de individuos censados en cada provincia (coeficiente correlación de Spermán,  $r_s = 0,881$ ,  $P < 0,01$ ,  $n = 24$ , Figura 3.3)

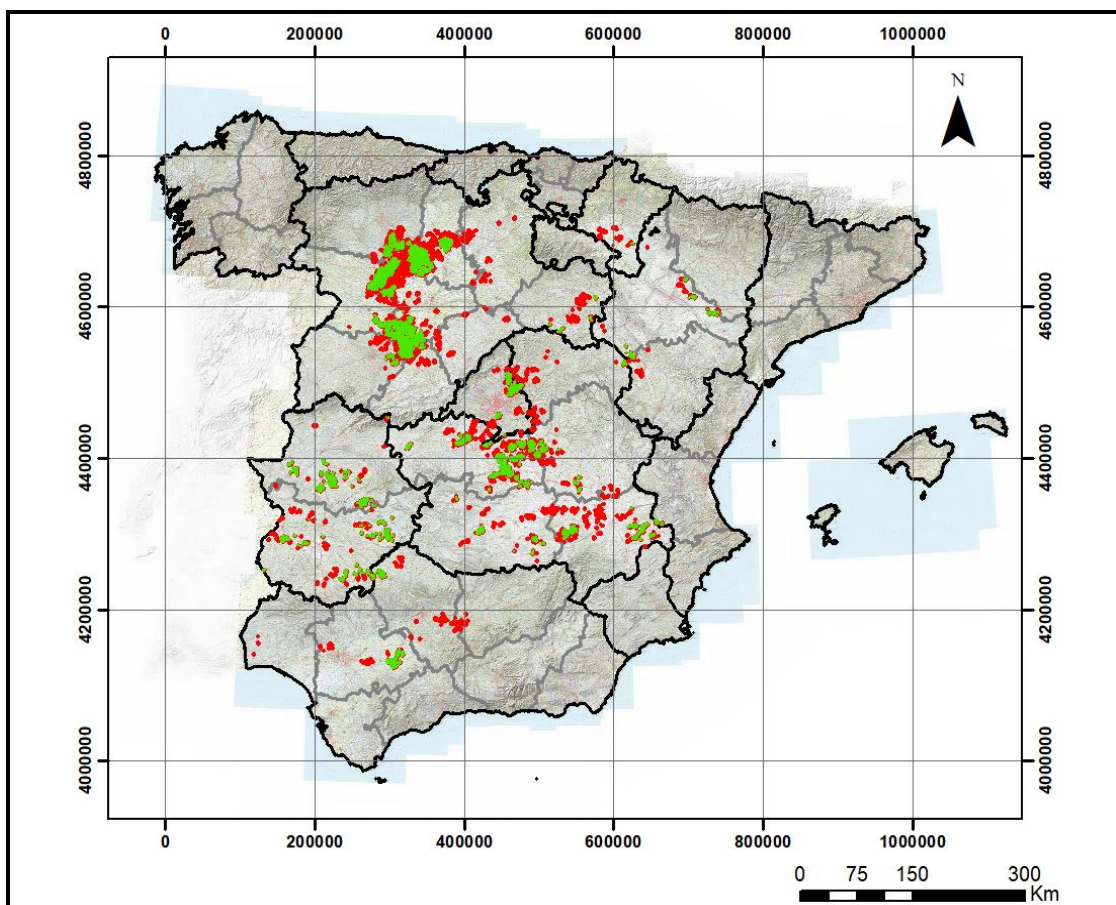


**Figura 3.3.** Relación entre la superficie provincial del área de campeo y el censo de avutardas a nivel provincial (Palacín y Alonso, 2021).

### 3.1 Áreas de campeo (KDE 95 %) incluidas en ZEPAs

El 44,21% de las áreas de campeo identificadas se encuentran en zonas ZEPAs pertenecientes a la Red Natura 2000 (Figura 3.4). Respecto al total de la superficie identificada, las comunidades con mayor territorio de avutarda protegido son Castilla y León (51,79 %; 2551,22 Km<sup>2</sup>). La segunda es Castilla-La Mancha (24,83 %; 1.223,24 Km<sup>2</sup>), seguida de Extremadura (13,13%; 646,79 Km<sup>2</sup>) y Madrid (4,21 %; 207,41 Km<sup>2</sup>). Las comunidades con menos territorio protegido son Andalucía (4 %; 197,14 Km<sup>2</sup>), Aragón (1,61 %; 79,37 Km<sup>2</sup>); Comunidad Valenciana (0,37 %; 18,06 Km<sup>2</sup>), Navarra (0,05 %; 2.47 Km<sup>2</sup>) y Murcia (0%) (Anexo, Tabla 3.1).

Por provincias, las coberturas más deficientes en cuanto a declaración de ZEPAs en hábitat de avutarda son Ávila, Burgos, Soria, Segovia, Guadalajara, Murcia, Huelva, Jaén y Navarra con la ausencia casi o total de protección en sus territorios.

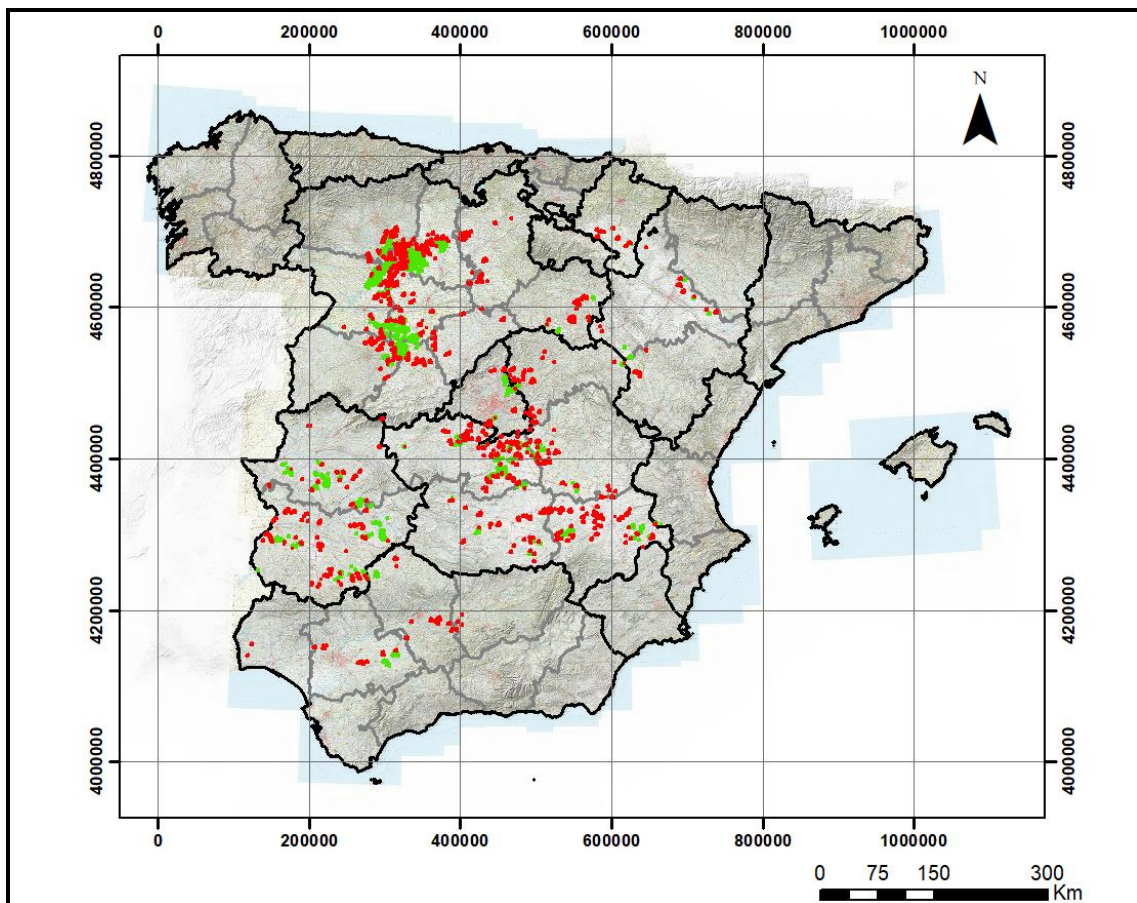


**Figura 3.4.** Mapa de España con los límites de las comunidades autónomas y provincias. Las áreas en verde representan las áreas de campeo (KDE 95%) de avutardas incluidas en espacios protegidos (ZEPAs) y las rojas las áreas de campeo sin protección del hábitat.

### 3.2 Centros de actividad (KDE 50 %) incluidas en ZEPAs

Se han registrado 3.130,52 Km<sup>2</sup> de áreas de actividad de avutarda en España, de los cuales están protegidos el 45.36% a través de la Red Natura 2.000 (Figura 3.5). Al desglosar por Comunidades Autónomas obtenemos que Castilla y León tiene el mayor territorio protegido (55,96%; 794,59 Km<sup>2</sup>).

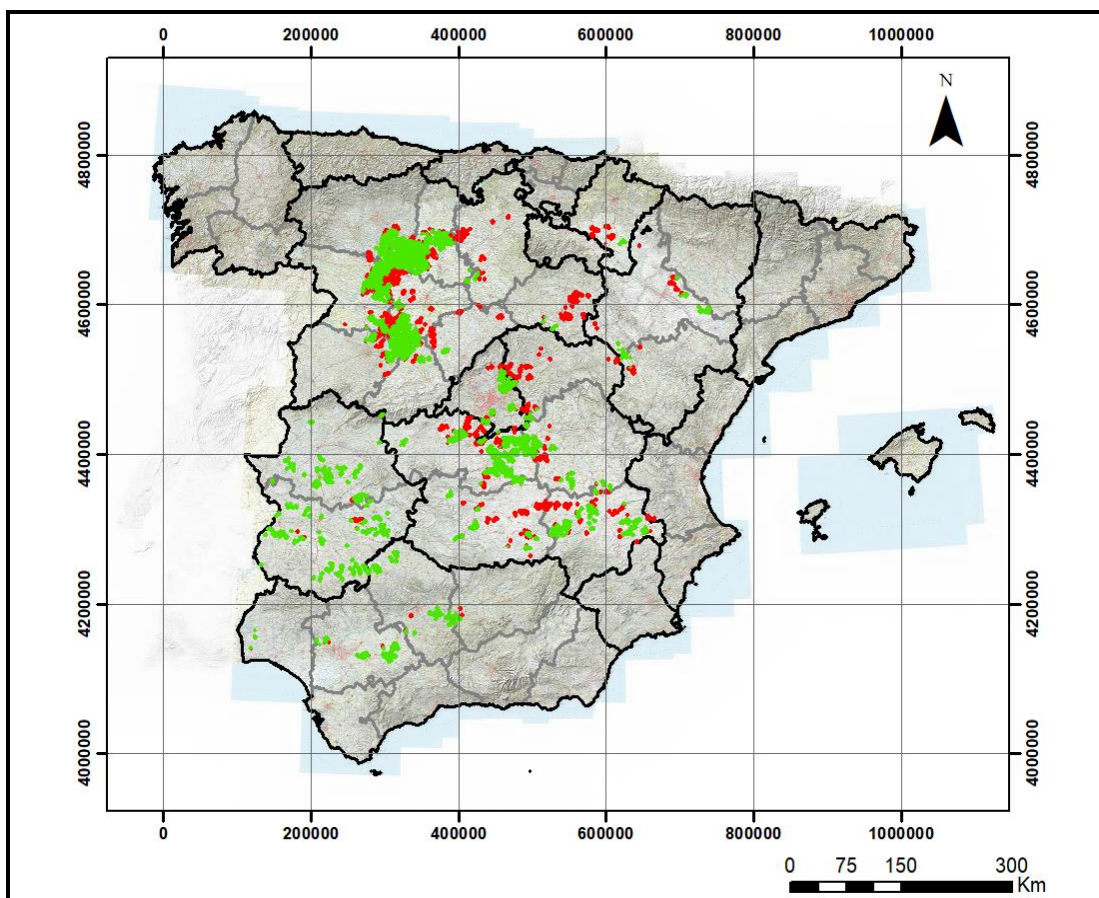
La segunda Comunidad es Castilla la Mancha (25,51%; 362,15 Km<sup>2</sup>) seguida de Extremadura (11,41%; 162,02 Km<sup>2</sup>). Las comunidades con menores centros de actividad protegidos son Madrid (2,94%; 41,69 Km<sup>2</sup>), Andalucía (2,44%; 34,62 Km<sup>2</sup>) y Aragón (1,45%; 20,58 Km<sup>2</sup>). La Comunidad Valenciana (0,26%; 3,68 Km<sup>2</sup>), Navarra (0,04%; 0,56 Km<sup>2</sup>) y Murcia (0 Km<sup>2</sup>) registran los peores datos con poca o nula protección (Anexo, Tabla 3.1).



**Figura 3.5.** Mapa de España con los límites de las comunidades autónomas y provincias. Las áreas en verde representan las áreas de actividad (KDE 50%) de avutardas incluidas en espacios protegidos (ZEPA) y las rojas las áreas de actividad sin protección del hábitat.

### 3.3 Áreas de campeo (KDE 95 %) incluidas en IBAs

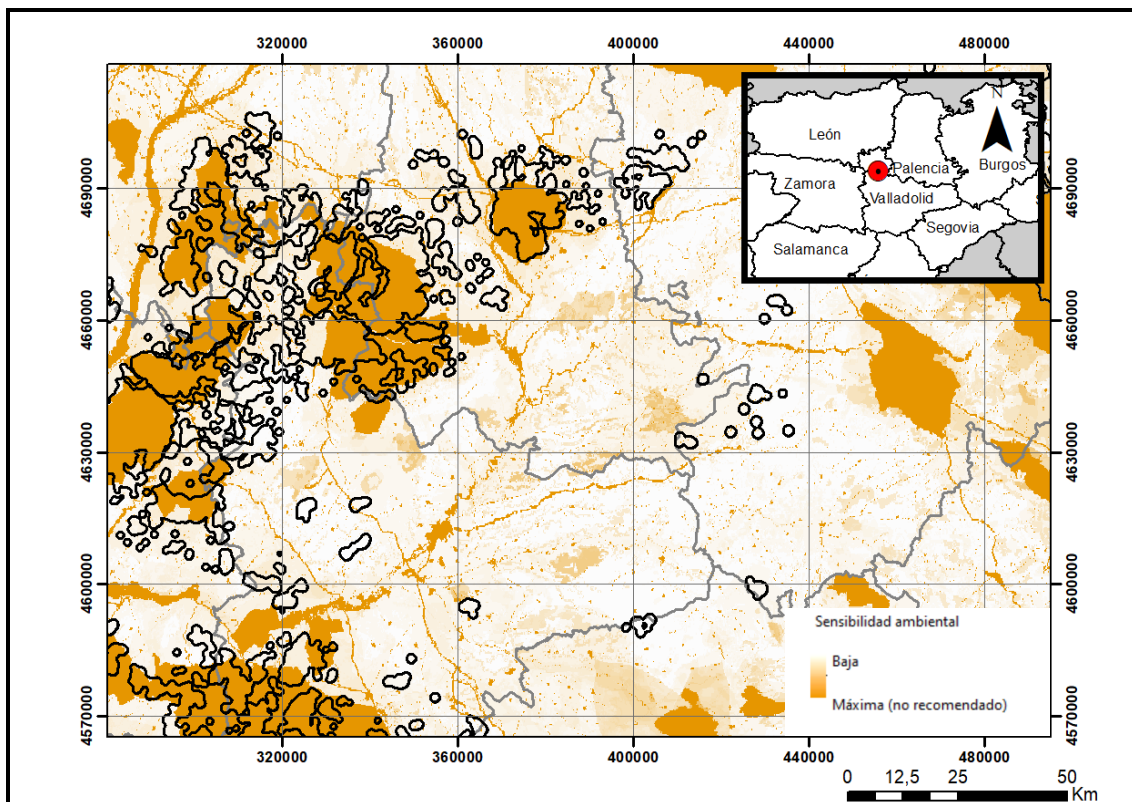
El 72,83 % de las áreas de campeo identificadas se encuentran dentro de territorio IBA (Figura 3.6). Los territorios con mayor área incluida en zona IBA son Castilla y León (49,08 %; 3.966,49 Km<sup>2</sup>) y Castilla la Mancha (25,70 %; 2.082,98 Km<sup>2</sup>). Seguido de Extremadura (13,11 %; 1062,96 Km<sup>2</sup>) y Andalucía (6,26 %; 507,67 Km<sup>2</sup>). Con menos del 5 % del territorio incluido están Madrid (4 %; 397,08 Km<sup>2</sup>), Aragón (1,61 %; 130,30 Km<sup>2</sup>) y Navarra (0,24 %; 19,68 Km<sup>2</sup>). Las áreas de distribución de Murcia (0 %) y la Comunidad Valenciana (0 %) no están incluidas en áreas IBA (Anexo, Tabla 3.1).



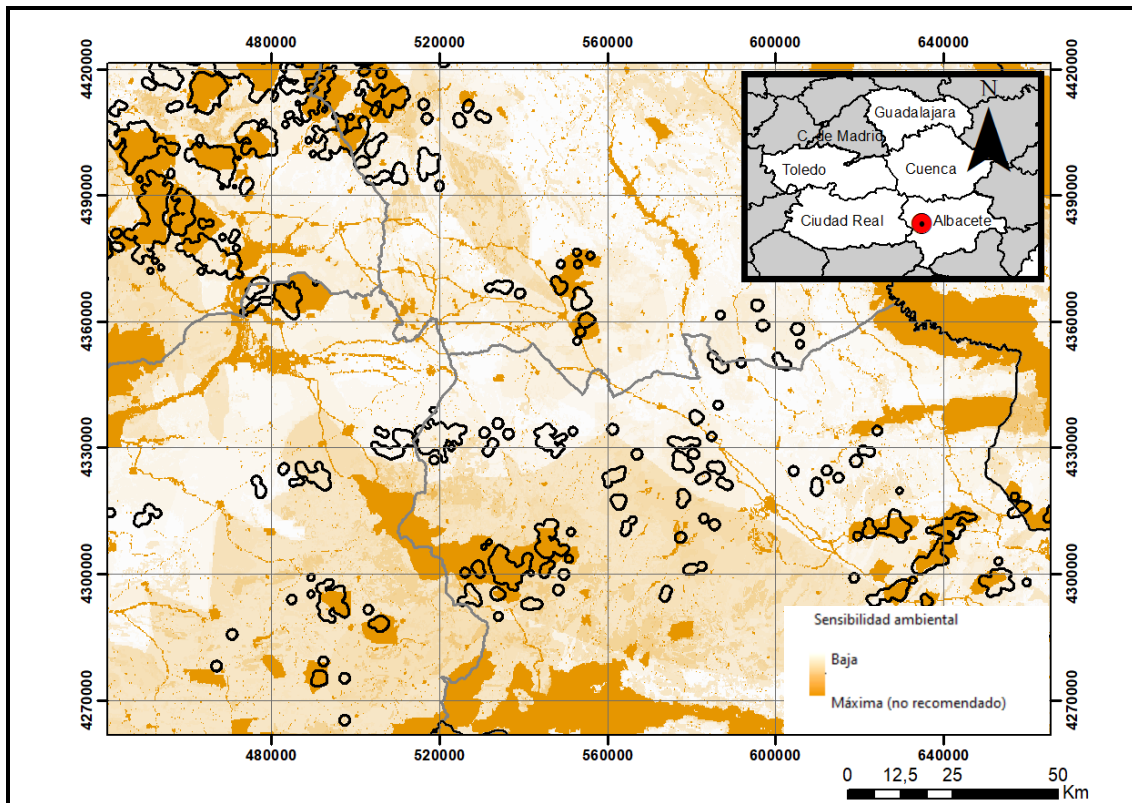
**Figura 3.6.** Mapa de España con los límites de las comunidades autónomas y provincias. Las áreas en verde representan las áreas de campeo (KDE 95%) de avutardas incluidas en espacios IBA y las rojas las áreas de campeo sin incluir.

### 3.4 Áreas de campeo (KDE 95 %) excluidas de la zonificación ambiental para la implantación de energía fotovoltaica

Las áreas de campeo situadas en Palencia, Valladolid y Zamora, siendo la zona con la distribución más extensa y continua en la península ibérica, no están incluidas en su totalidad como área sensible, encontrándose la mayor parte del hábitat identificado con la catalogación de baja o moderada sensibilidad (Figura 3.7). Además, las áreas de campeo periféricas de Castilla y León, ubicadas en Soria, Burgos y Segovia están catalogadas como hábitat de baja sensibilidad. Muchas áreas de Castilla la Mancha localizadas en Albacete, Cuenca, Ciudad Real (Figura 3.8) y norte de Toledo están también catalogadas como sensibilidad moderada, así como las provincias de Córdoba y Huelva pertenecientes a Andalucía y las áreas de Navarra.



**Figura 3.7.** Mapa con los límites de las provincias de Palencia, Valladolid, y Zamora. Las líneas negras representan las áreas de campeo (KDE 95 %) de las avutardas solapadas con la zonificación ambiental para la implantación de energía fotovoltaica, representadas por las áreas en color marrón.



**Figura 3.8.** Mapa con los límites de las provincias de Albacete, Cuenca, Ciudad Real. Las líneas negras representan las áreas de campeo (KDE 95%) de las avutardas solapadas con la zonificación ambiental para la implantación de energía fotovoltaica, representadas por las áreas en color marrón.

## 4. DISCUSIÓN

Por primera vez se ha generado un mapa que muestra el área de la distribución detallada de la avutarda euroasiática en España peninsular, basada en localizaciones precisas de individuos y calculada mediante el método de Kernel (KDE 95 %; Figura 3.1). Además, se han identificado los núcleos de actividad de la especie (KDE 50 %), que representan las zonas con mayor probabilidad de uso. Estas áreas se consideran altamente sensibles para la conservación de las avutardas, así como del resto de aves esteparias debido al carácter “paraguas” de la especie.

Uno de los resultados más destacables es el elevado grado de fragmentación de la distribución en pequeñas manchas de hábitat. El patrón de distribución obtenido se asemeja al modelo de biogeografía de islas, en el que los fragmentos de hábitat más grandes actuarían como fuente de individuos de los fragmentos más pequeños, los cuales, cuanto más alejados estén, mayores dificultades tendrán para recibir individuos (MacArthur y Wilson 1967). La fragmentación del hábitat tiene consecuencias negativas sobre las poblaciones: cuando el

tamaño de los fragmentos se reduce hasta un determinado umbral, éstos son incapaces de mantener sus poblaciones. Además, cuando la distancia entre fragmentos aumenta, es más difícil el intercambio de individuos entre poblaciones por dispersión, siendo más probables los procesos de extinción local. La reducción superficial también implica una mayor permeabilidad a las perturbaciones procedentes de ambientes periféricos (Tellería 2012).

Una de las posibles estrategias de conservación de la especie sería crear parches de hábitat más extensos, hasta llegar a la unión de los más próximos a través de un plan de restauración del hábitat agrícola tradicional mediante la implantación de un programa de medidas agroambientales, extenso y eficiente, para recuperar las características del paisaje agrícola de alto valor natural (AVN). La agricultura AVN se caracteriza por la combinación de usos de la tierra de baja intensidad, la diversidad de cultivos en un patrón de mosaico, los ciclos de producción con bajos insumos y ser ecológicamente sostenible (Oppermann et al. 2012). El patrón de mosaico donde se alternan cultivos, barbechos, pastos, etc. favorece la diversidad de especies esteparias ya que tienden a coincidir a pesar de las diferencias en la selección de hábitats, debido a su alta variedad paisajística (Morales et al. 2006). Las zonas agrícolas AVN constituyen hábitats valiosos para las aves y mantener su complejidad estructural es fundamental para la conservación de la biodiversidad en Europa (Oppermann et al. 2012). Entre otras medidas, se ha propuesto a través de la PAC (Política Agrícola Común) o de otros instrumentos de financiación, que una superficie significativa de las tierras de labor (30 %) no sean cultivadas, labradas o tratadas por un periodo mínimo de dos años, de forma que se creasen reservorios de biodiversidad en todas las áreas de distribución de las avutardas (Palacín y Alonso 2021).

Solo en el centro de Castilla y León (sector oeste de la provincia de Valladolid, este de Zamora y oeste de Palencia) y en la mitad este de Toledo, la distribución de las áreas de campeo es más continua, estando el resto muy fragmentada, especialmente en Aragón, Andalucía, Extremadura, así como en el resto de zonas periféricas de Castilla y León y Castilla-La Mancha. Esta fragmentación puede estar viéndose influenciada por una pérdida de calidad del hábitat, donde la agricultura intensiva está favoreciendo una desaparición paulatina de áreas marginales (Traba et al. 2006). Como ya ha sido comentado, la fragmentación del hábitat de cultivos de secano mediterráneos es muy preocupante, ya que se pueden estar dando procesos de aislamiento de poblaciones y de pérdida de conectividad demográfica. Consecuentemente, se producen efectos negativos sobre la dispersión de individuos entre subpoblaciones, así como la pérdida de diversidad genética. De hecho, ya existen diferencias genéticas entre las poblaciones más periféricas (Navarra, Aragón y Andalucía) respecto a las



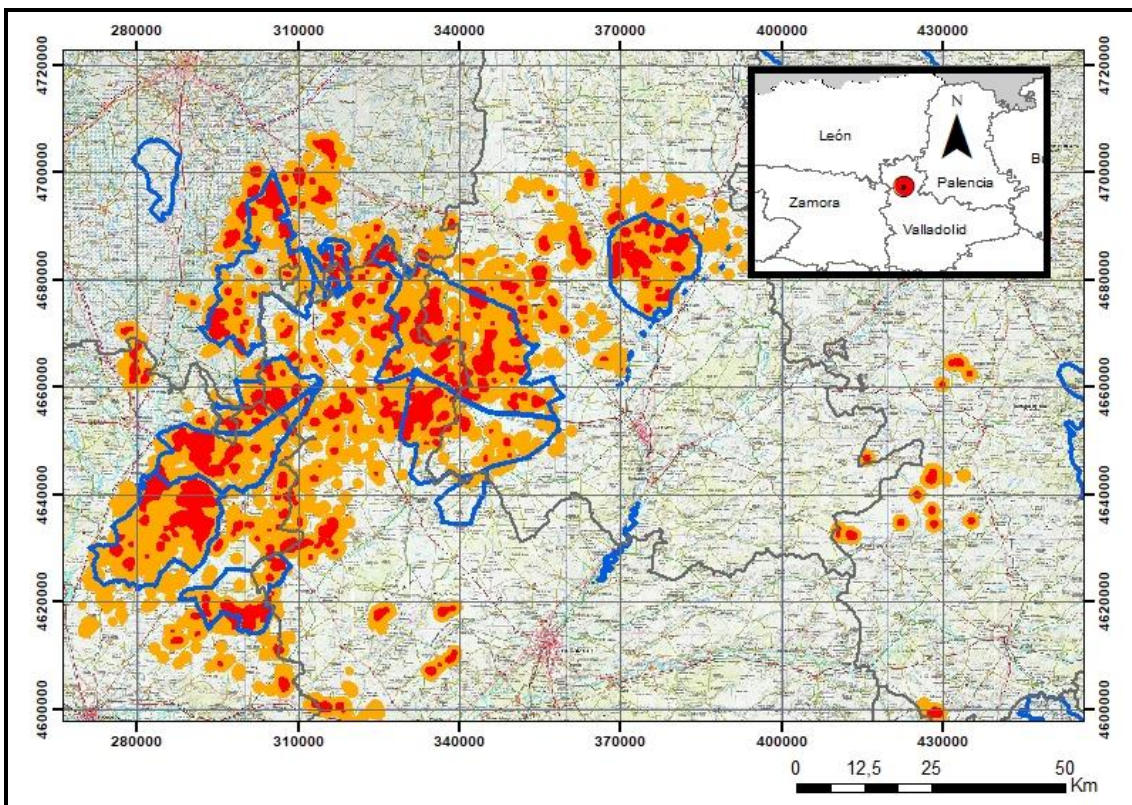
principales del centro de España. Las dos primeras mostraron una diversidad genética extremadamente baja y probablemente estén amenazadas por la depresión endogámica. En Andalucía, se encontraron haplotipos exclusivos, lo que sugiere cierto grado de aislamiento de otras poblaciones (Alonso et al. 2009). Además, se ha comprobado que los declives poblacionales más importantes ocurridos en la última década se están dando en aquellas poblaciones que presentan una distribución más fragmentada. Por ejemplo, en todas las zonas de distribución periférica, las tendencias a lo largo de la última década son muy negativas, destacando: Badajoz (-70 %), Cáceres (-67 %), Burgos (-58,9 %), Navarra (-35,7 %), Madrid (-35,3 %), León (-22,6 %), Segovia (-17,8 %), Andalucía (-17,1 %) o Salamanca (-13,9 %) o Guadalajara (-11%) (Palacín y Alonso 2020).

Los resultados también han confirmado la deficiente protección de los hábitats agrícolas mediterráneos en los que se distribuye la avutarda. A nivel estatal, el 55,8 % de la superficie identificada como área de campeo se encuentra fuera de espacios protegidos. Existen grandes extensiones de hábitat que se encuentran fuera de espacios protegidos que no constituyen hábitats de interés comunitario integrados en la Red Natura 2000, por lo que se pueden dar situaciones de vulnerabilidad de zonas importantes para las especies mencionadas frente a la instalación de plantas fotovoltaicas o de otro tipo de infraestructuras (Suárez-Seoane et al. 2002; MITERD 2020).

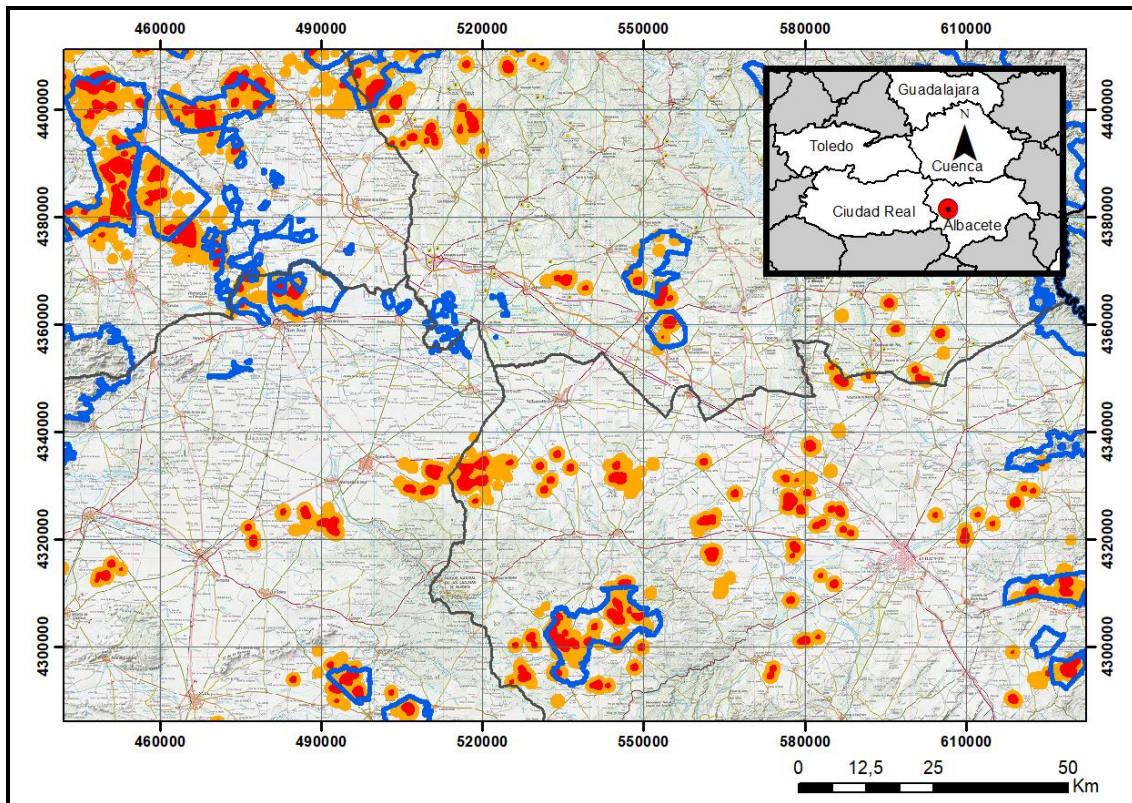
Por Comunidades Autónomas, destaca la desprotección del hábitat en Castilla y León, siendo la comunidad más importante para la especie, tanto por número de efectivos como por área de ocupación. Esta comunidad, junto a Castilla-La Mancha, aun siendo las regiones más importantes para la conservación de la avutarda, son las que tienen más superficie desprotegida fuera de zonas ZEPA, con el 54 % y el 61,4 %, respectivamente. La red de ZEPAs en estas comunidades resulta deficiente o muy deficiente. Además, las comunidades donde la especie se encuentra declarada “en peligro de extinción” con las poblaciones más amenazadas (Andalucía, Aragón y Navarra) son las que tienen una declaración de espacios protegidos más deficiente. Por provincias, la declaración de espacios protegidos en hábitat de avutarda es muy incompleta, casi inexistente, en provincias como Burgos, Soria, Segovia, Guadalajara, Jaén y Navarra y muy escasa en Albacete y Ciudad Real.

Para lograr los objetivos de conservación de la biodiversidad sería imprescindible que las áreas de campeo identificadas tuvieran una protección estricta. En realidad, esas zonas constituyen áreas de reproducción, reposo o alimentación y, por tanto, deberían ser protegidas por la normativa. Consecuentemente, otra medida de conservación de estos hábitats sería la

declaración de nuevos espacios ZEPA, especialmente en aquellas zonas con hábitat más extenso, como sucede en grandes áreas de Castilla y León (Valladolid, Zamora y Palencia, Figura 4.1) y de Castilla-La Mancha (Guadalajara, Albacete, Cuenca; Figura 4.2). Aunque la declaración de espacios protegidos en zonas agrícolas ibéricas no está cumpliendo los objetivos de conservación de la biodiversidad (Palacín y Alonso 2018), sí existen algunos efectos positivos, como la menor pérdida de hábitat (un 45 % menos) dentro de los espacios de la Red Natura 2000 (Gameiro et al. 2020). Se ha estimado que el hábitat agro-estepario podría reducirse hasta en un 50% en la península durante el presente siglo (Gameiro et al. 2020). Si además, tenemos en cuenta la destrucción del hábitat debido al desarrollo de la industria de la energía fotovoltaica, el hábitat de cultivos de secano mediterráneos se encuentra en grave peligro de desaparición.



**Figura 4.1.** Áreas desprotegidas en el norte de Valladolid, Palencia y Zamora. Manchas naranjas y rojas: áreas de campeo y centros de actividad, respectivamente. El contorno azul representa los límites de las ZEPA.



**Figura 4.2.** Áreas desprotegidas en Albacete, Ciudad Real y Cuenca. Manchas naranjas y rojas: áreas de campeo y centros de actividad, respectivamente. El contorno azul representa los límites de las ZEPA.

Según Traba et al. 2006, la efectividad de una red de espacios protegidos depende del grado de cobertura de sus especies objetivo (aquellas que motivaron al establecimiento de áreas protegidas), sin embargo, el análisis para definir áreas de la Red Natura 2000 debería llevar la inclusión de especies “no carismáticas” ya que se han detectado vacíos en la Red Natura 2000 donde una protección basada en especies carismáticas no era totalmente efectiva para otros taxones (Rubio-Salcedo et al. 2000; Apostolopoulou y Pantis 2009; Araújo et al. 2007). No obstante, la mayoría de las ZEPA no se han establecido por la presencia de aves esteparias, lo que podría explicar, en parte, la infrarrepresentación de varias especies como las gangas o las avutardas.

Hasta la fecha, no se ha declarado ningún Parque Nacional con hábitat de cultivos de secano mediterráneo, dependiendo exclusivamente la protección de hábitats y especies esteparias de la Red Natura 2000, lo que genera una gran desventaja frente a la protección que proporcionaría un Parque Nacional. En España, el nivel de protección legal en las ZEPA es mucho menor que en Parque Nacionales. En estos últimos se requiere de un Plan de Gestión para la construcción de infraestructuras mientras que en las ZEPA la única restricción es elaborar una evaluación de impacto ambiental (Traba et al. 2006). Actualmente, con el auge de

la construcción de parques fotovoltaicos, declarar Parques Nacionales en zonas esteparias ayudaría a frenar macroproyectos que amenazan áreas de especial sensibilidad. Para evitar el impacto negativo de las energías renovables sobre el hábitat de especies amenazadas habría que fomentar que los nuevos proyectos energéticos se ubiquen en zonas muy humanizadas, degradadas o en su entorno inmediato (tejados de construcciones, polígonos industriales, grandes infraestructuras, etc.). Existen evidencias científicas que establecen que la demanda mundial de electricidad podría ser solventada mediante la instalación de paneles solares en la mitad de los tejados de las construcciones a escala global (Joshi et al. 2021). Se propone también, la constitución de comunidades energéticas locales, favoreciendo las instalaciones de autoconsumo y el ahorro de energía mediante la eficiencia energética, de forma que contribuya al desarrollo de energías limpias y a la conservación de la biodiversidad.

El último informe del estado de la Red Natura 2000 (EUROPARC-España 2021) muestra que muchas especies asociadas a medios agrícolas y esteparios presentan tendencias decrecientes, lo que indica que la gestión de dichos hábitats requiere de especial atención. La coincidencia de las especies con áreas protegidas no garantiza la existencia de medidas de protección específicas para ellas, ya que es evidente que en España las áreas esteparias se encuentran amenazadas por los procesos de intensificación agrícola, abandono de suelo, urbanización... tratándose de uno de los hábitats más extendidos con una transformación significativamente rápida (Traba et al. 2006). Según el último informe de evaluación, confirma que las amenazas y presiones ejercidas en los hábitats de la Red Natura 2000 tienen su origen en las prácticas agrícolas y ganaderas intensivas. Para frenar la pérdida de calidad de este hábitat se propone mantener las lindes de vegetación natural, eliminar el uso de fertilizantes orgánicos como los purines y el uso de agroquímicos que eliminan tanto herbáceas como insectos que sirven de alimento a las avutardas y al resto de aves esteparias, así como mantener el paisaje de tipo mosaico. También se propone gestionar el control biológico de plagas mediante depredadores naturales en sustitución de los fitosanitarios convencionales.

Pero de poco sirve ampliar nuevas zonas protegidas si las ya existentes no están cumpliendo su función. Se deben establecer medidas activas de conservación para mejorar las tendencias poblacionales y minimizar las amenazas. No basta con declarar espacios protegidos, deben ser gestionados de manera eficiente, con una planificación real y dotar de recursos materiales, económicos y humanos para hacerlo posible, así como fomentar la comunicación y participación de la ciudadanía para poner en valor el paisaje agro-estepario.

El abandono que están sufriendo algunas de estas áreas por la administración es paradigmático. Por ejemplo, en la zona incluida en la Red Natura 2000 del sur de Madrid (ZEPA 142: “Cortados y cantiles de los ríos Jarama y Manzanares”), en la que se distribuye el *lek* de Pinto, se ha ampliado un macro-vertedero, donde además de los grandes movimientos de tierras y el uso de gran maquinaria, resalta la contaminación del suelo y agua que se está produciendo tras los límites de la instalación (Figura 4.3). Resulta sorprendente que esta situación se pueda estar dando en zonas pertenecientes a la Red Natura 2000, donde debe prevalecer la conservación del ecosistema y donde no debe existir como único objetivo la conservación de la biodiversidad, se debe proteger de igual manera los ciclos de agua y nutrientes, y otros valores como los paisajísticos, geológicos, etc. (Gómez-Limón y de Lucio 1995; Burger 2000; Benayas y de la Montaña 2003).



**Figura 4.3.** Situación actual de la ZEPA 142 “Cortados y cantiles de los ríos Jarama y Manzanares” junto al vertedero de Pinto. Fotos tomadas durante el censo de productividad de 2021 (15/09/2021). (Autora: Irene Farias)

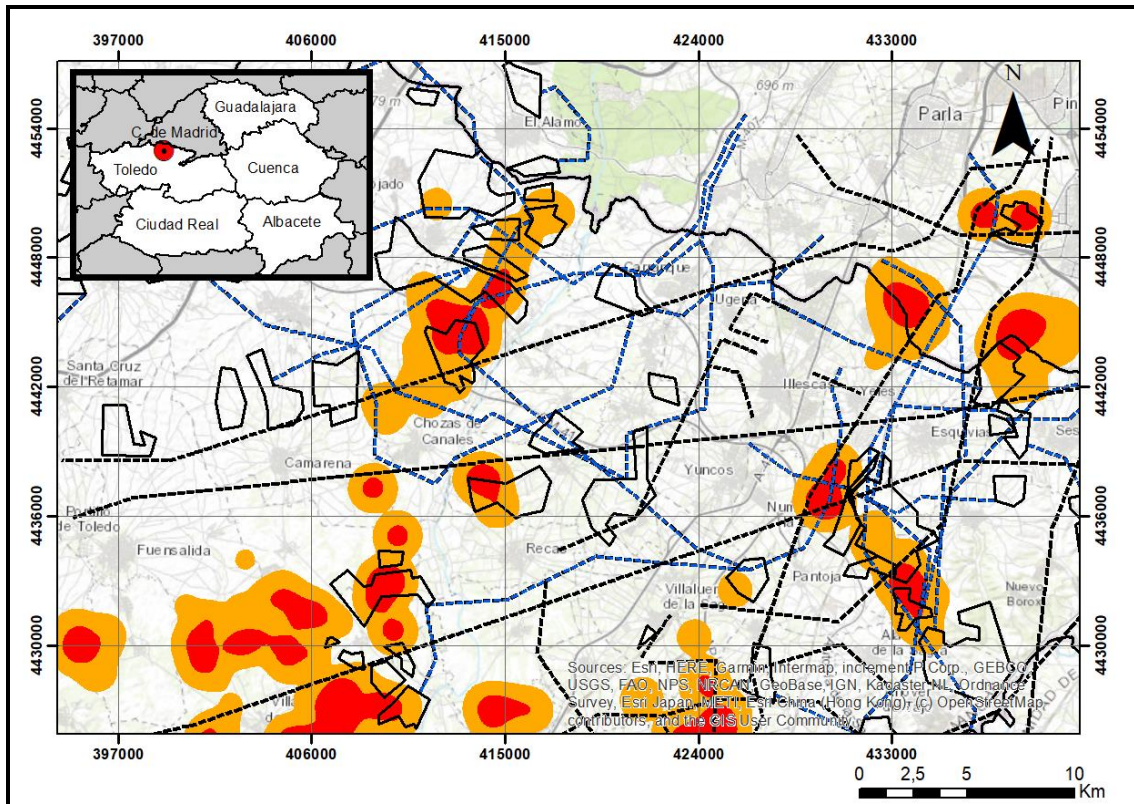
Respecto a las IBAs, la cobertura es mayor que en las ZEPAs (72, 82 % frente al 44,21 %), pero también es insuficiente. En el caso de Castilla y León quedan excluidas las poblaciones periféricas y no mantiene una continuidad en la zona de mayor concentración de poblaciones. En el caso de Castilla La Mancha quedan desprotegidas todas las poblaciones de Guadalajara, norte de Toledo, y parte de Cuenca, Ciudad Real y Albacete. Además, la mayoría de comunidades donde la avutarda está declarada “en peligro de extinción” (Aragón, Navarra y Murcia) tienen sus poblaciones sin incluir. Por tanto, aunque abarca mayor territorio aún sigue

siendo insuficiente para mantener a salvo las áreas de campeo de la avutarda frente a futuras construcciones de instalaciones de producción de energía. Sin embargo, la conservación de la biodiversidad no puede depender únicamente de las áreas naturales protegidas, la gestión de los sistemas agrícolas debe ser clave para la conservación fuera de las áreas naturales protegidas ya que la declaración de nuevas áreas puede llegar a ser un proceso lento y no siempre estará actualizado (Loumou et al. 2000; Atauri y de Lucio 2001).

En cuanto al mapa de sensibilidad ambiental para la instalación de energías renovables generado por el MITRED, los resultados muestran una insuficiente cobertura, posiblemente como consecuencia de la falta de inclusión de varias áreas de campeo dentro de zonas ZEPA. Por ello, se recalca la importancia de la protección de las áreas que actualmente se encuentran desprotegidas. Aunque este modelo no exime de una evaluación de impacto ambiental y, por tanto, tan sólo es una guía de planificación para los promotores de los proyectos, podría generar conclusiones erróneas y focalizar la atención en zonas erróneamente catalogadas y que presentan alto valor ecológico por albergar especies de gran interés, como en el caso de la avutarda. Las guías donde se representan las áreas de sensibilidad ambiental, no pueden basarse exclusivamente en figuras de protección y factores biogeográficos, deben seleccionarse también en función de la riqueza de especies ya que contendrá una buena representación del resto de factores (Sánchez de Dios et al. 2017), por ello la necesidad de trabajos como este donde se facilita una representación gráfica de la distribución de especies para complementar los análisis y poder representar con mayor exactitud la realidad.

Otro de los aspectos más negativos del desarrollo incontrolado de las energías renovables son las nuevas líneas eléctricas de evacuación que van asociadas a las instalaciones eólicas y fotovoltaicas. En algunos casos estas infraestructuras pueden tener una longitud de hasta de 150 km, como el nuevo proyecto que pretende transportar energía renovable desde Aragón a Barcelona (Álvarez 2022). Además de impactar negativamente sobre el paisaje, también pueden tener efectos muy negativos sobre la fauna, especialmente en especies sensibles a sufrir mortalidad provocada por la colisión con los cables de las líneas eléctricas durante sus desplazamientos en vuelo. Se ha comprobado que la mortalidad por colisión con tendidos eléctricos es la principal causa de mortalidad de la avutarda, y es especialmente grave cuando estas líneas cruzan las áreas de campeo o las rutas migratorias o de dispersión de la especie (Martin et al. 2007; Barrientos et al. 2012; Palacín et al. 2017). Se ha comprobado que la señalización de las líneas eléctricas no elimina este factor de mortalidad, solo lo disminuye (Barrientos et al. 2012). Por este motivo, el soterramiento de los tendidos que atraviesan las áreas identificadas es otra medida de conservación prioritaria, especialmente los que discurren

sobre los centros de actividad identificados (Figura 4.4). Además, las nuevas líneas eléctricas proyectadas no deberían ser autorizadas en estos lugares ni en las rutas migratorias o de dispersión.



**Figura 4.4.** Áreas de campeo (contornos naranjas) y centros de actividad (contornos rojos) de la avutarda en la comarca de La Sagra (norte de Toledo). Los polígonos con contorno negro son instalaciones fotovoltaicas en proyecto, las líneas negras discontinuas representan tendidos eléctricos construidos y las azules tendidos eléctricos proyectados.

Tras este trabajo, se espera tener en cuenta las áreas de distribución de la avutarda para la futura planificación territorial ante la aparición de nuevos proyectos que se desarrollen sobre ecosistemas esteparios, así como seguir las recomendaciones sugeridas a lo largo de este.

## 5. CONCLUSIONES Y PROPUESTAS

- Se ha generado un mapa preciso que muestra el área de la distribución y los centros de actividad de la avutarda euroasiática en España peninsular, calculada mediante el método de Kernel.
- Se ha detectado que la distribución está muy fragmentada en pequeñas manchas de hábitat a modo de islas.
- A nivel estatal, el 55.80 % de la superficie identificada como área de campeo de la especie se encuentra fuera de espacios protegidos.
- Actualmente existen zonas de distribución de la avutarda pertenecientes a la Red Natura 2000 que están sufriendo un gran abandono por parte de la Administración.
- Las áreas de campeo de avutarda se están viendo amenazadas por el gran auge de las instalaciones fotovoltaicas y las nuevas líneas eléctricas de evacuación que van asociadas a ellos.
- Una de las posibles estrategias de conservación de la especie sería crear manchas de hábitat más grandes, hasta llegar a la unión de los más próximos a través de un plan de restauración del hábitat agrícola tradicional mediante la implantación de un programa de medidas agroambientales extenso y eficiente para recuperar las características del paisaje agrícola de alto valor natural (AVN).
- Se ha propuesto que una superficie significativa de las tierras de labor (30 %) no sean cultivadas, labradas o tratadas por un periodo mínimo de dos años, de forma que se creasen reservorios de biodiversidad en todas las áreas de distribución de la especie.
- Se deben establecer medidas activas de conservación, con una gestión eficiente, una planificación real y dotar de recursos materiales, económicos y humanos para hacerlo posible, así como fomentar la comunicación y participación de la ciudadanía.
- Se propone priorizar el enterramiento de los tendidos que atraviesan las áreas identificadas y proceder a la señalización eficaz del resto.
- Para evitar el impacto negativo de las energías renovables sobre el hábitat de especies amenazadas habría que fomentar que los nuevos proyectos energéticos se ubiquen en zonas muy humanizadas, degradadas o en su entorno inmediato (tejados de construcciones, polígonos industriales, grandes infraestructuras, etc).



- Por último, se propone la constitución de comunidades energéticas locales, favoreciendo las instalaciones de autoconsumo y el ahorro de energía mediante la eficiencia energética, de forma que contribuya al desarrollo de energías limpias y a la conservación de la biodiversidad.

## 6. AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a mi tutor Carlos Palacín por toda la ayuda brindada a lo largo del desarrollo de este TFM, así como el tiempo invertido en animarme y por haberme contagiado su implicación en la problemática tratada. Agradecer también haberme permitido participar en los censos realizados en el año 2021 y haber compartido su experiencia conmigo. Ha sido un tutor extraordinariamente atento y generoso.

A Alfredo García por estar siempre dispuesto a resolverme todas las dudas a cualquier hora del día.

Y a los participantes en el “Proyecto Avutarda”, especialmente a Juan Carlos Alonso, promotor e investigador principal del Proyecto. Y a todas las personas y entidades que participaron en los censos de avutardas y facilitaron los datos imprescindibles para la realización del presente trabajo.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

- Alonso, J. C., Alonso, J. A. 1992. Male-biased dispersal in the Great Bustard *Otis tarda*. *Ornis Scand.*, 23: 81-88.
- Alonso, J. C., Álvarez-Martínez, J. M., Palacín, C. 2012. Leks in ground-displaying birds: hotspots or safe places? *Behavioral Ecology*, 23: 491-501.
- Alonso, J. C., Magaña, M., Martín, C. A., Palacín, C. 2010. Sexual traits as quality indicators in lekking male great bustards. *Ethology*, 116: 1084–1098.
- Alonso, J. C., Martín, E., Alonso, J. A., Morales, M. B. 1998. Proximate and ultimate causes of natal dispersal in the great bustard, *Otis tarda*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 9: 243-252.
- Alonso, J.C., Martín, C.A., Alonso, J.A., Lieckfeldt, D., Magaña, M., Palacín, C., Pitra, C. 2009. Genetic diversity of the great bustard in Iberia and Morocco: risks from current population fragmentation. *Conservation Genetics* 10: 379–390
- Alonso, J. C., Morales, M. B., Alonso, J. A. 2000. Partial migration, and lek and nesting area fidelity in female great bustards. *The Condor*, 102: 127-136
- Alonso J.C., Palacín, C. 2022. Alarming decline of the Great Bustard *Otis tarda* world population over the last two decades. *Bird Conservation International*, en prensa.
- Alonso, J.C., Palacín, C., Martín, C.A. 2003. Status and recent trends of the great bustard (*Otis tarda*) population in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 110 (2): 185-195. doi:10.1016/S0006-3207(02)00188-X.
- Alonso, J.C., Palacín, C., Martín, C.A. 2005. La Avutarda Común en la Península Ibérica. Población actual y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid
- Álvarez, C. 2022. El gran atasco de las energías renovables: el Gobierno anima a los promotores a retirar proyectos. *El País*. <https://elpais.com/clima-y-medio-ambiente/2022-01-18/el-gran-atasco-de-las-energias-renovables-el-gobierno-anima-a-los-promotores-a-retirar-proyectos.html>
- Apostolopoulou, E., y Pantis, J. D. (2009). Conceptual gaps in the national strategy for the implementation of the European Natura 2000 conservation policy in Greece. *Biological Conservation*, 142: 221–237.
- Araújo, M. B., Lobo, J. M., y Moreno, J. C. (2007). The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology*, 21: 1423–1432
- Atauri, J.A., de Lucio, J.V., 2001. The role of landscape structure in species richness and distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147–159.
- Barrientos, R., Ponce, C., Palacín, C., Martín, C. A., Martín, B., Alonso, J. C. 2012. Wire marking results in a small but significant reduction in avian mortality at power lines: a BACI designed. *PLoS One* 7 (3), e32569.

- Benítez-López, A., Viñuela, J., Suárez, F., Hervás, I., & García, J. T. 2014. Niche habitat mechanisms and biotic interactions explain the coexistence and abundance of congeneric sandgrouse species. *Oecologia*, 176: 193–206.
- Beresford A.E. et al. 2016. The contributions of the EU Nature Directives to the CBD and other multilateral environmental agreements. *Conservation Letters*, 9: 479-488.
- BirdLife International 2021. Species factsheet: *Otis tarda*. <http://www.birdlife.org> Accessed: 10/12/2021
- Burger, J., 2000. Landscapes, tourism, and conservation. *Science of the Total Environment* 249: 39–49.
- Chock, R.Y., Clucas, B., Peterson, E.K., et al. 2021. Evaluating potential effects of solar power facilities on wildlife from an animal behavior perspective. *Conservation Science and Practice*. <https://doi.org/10.1111/csp2.319>
- Collar, N. J., Baral, H. S., Batbayar, N., Bhardwaj, G. S., Brahma, N., Burnside, R. J., Choudhury, A. U., Combreau, O., Dolman, P. M., Donald, P. F., Dutta, S., Gadhavi, D., Gore, K., Goroshko, O. A., Hong C., Jathar, G. A., Jha, R. R. S., Jhala, Y. V., Koshkin, M. A., Lahkar, B. P., Liu, G., Mahood, S. P., Morales, M. B., Narwade, S. S., Natsagdorj, T., Nefedov, A. A., Silva, J. P., Thakuri, J. J., Wang, M., Zhang Y. and Kessler, A. E. 2017. Averting the extinction of bustards in Asia. *Forktail* 33: 1–26.
- ESRI. 2010. ArcGIS Explorer. New York: ESRI. <https://desktop.arcgis.com/es/desktop/>
- EUROPARC-España. 2021. Anuario 2020 del estado de las áreas protegidas en España. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. [https://www.redeuroparc.org/system/files/shared/Publicaciones/Anuario\\_2020/anuario2020finalweb.pdf](https://www.redeuroparc.org/system/files/shared/Publicaciones/Anuario_2020/anuario2020finalweb.pdf)
- Gameiro, J., Silva, J. P., Franco, A. M. A., & Palmeirim, J. M. 2020. Effectiveness of the European Natura 2000 network at protecting Western Europe's agro-steppes. *Biological Conservation*, 248, 108681.
- Gómez-Catasús, J., Barrero, A., Reverter, M., Bustillo-de la Rosa, D., Pérez-Granados, C., Traba, J. 2021. Landscape features associated to wind farms increase mammalian predator abundance and ground-nest predation. *Biodiversity and Conservation* 30: 2581–2604.
- Gómez Limón, F.J., de Lucio, J.V., 1995. Recreational activities and loss of diversity in grasslands in Alta Manzanares Natural Park, Spain. *Biological Conservation* 74: 99–105.
- IBM. 2010. SPSS statistics. Version 19. SPSS, Chicago.
- IUCN. 2017. *Otis tarda*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22691900A119044104. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22691900A119044104.en>. Accessed: 09/12/2021.
- Jager, H.I., Efroymson, R.A., McManamay, R. 2021. Renewable energy and biological conservation in a changing world. *Biological Conservation* 263: 109354
- Joshi, S., Mittal, S., Holloway, P., Shukla, P. R., Ó Gallachóir, B. & Glynn. 2021. High resolution global spatiotemporal assessment of rooftop solar photovoltaics potential for renewable electricity generation. *Nature Communications* 12: 5738.

- Kenward, R. E. 2001. A manual for wildlife radio tagging. *Academic Press*. San Diego.
- Kie, J. G., Matthiopoulos, J., Fieberg, J., Powell, R. A., Cagnacci, F., Mitchell, M. S., Gaillard, J. M., Moorcroft, P. R. 2010. The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365: 2221-2231.
- Loss, S.R., Will, T. & Marra, P.P. 2013. Refining estimates of bird collision and electrocution mortality at power lines in the United States. *PLoS ONE*, 9, e101565.
- Loumou, A., Giourga, C., Dimitrakopoulos, P., Koukoulas, S., 2000. Tourism contribution to agro-ecosystems conservation: the case of Lesbos Island, Greece. *Environmental Management* 26: 363–370.
- MacArthur, R.H. y Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princenton Univ. Press. Princenton. New Jersey.
- Magaña, M. 2007. Comportamiento reproductivo de la Avutarda Común. Tesis doctoral. Universidad Complutense, Madrid.
- Magaña, M., Alonso, J. C., Alonso, J. A., Martín, C. A., Martín, B., Palacín, C. 2011. Great bustard (*Otis tarda*) nest locations in relation to leks. *Journal of Ornithology*, 152: 541-548.
- Martín, C.A. 2001. Dispersión y estructura genética de la población de avutardas de la Comunidad de Madrid. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma, Madrid.
- Martín, C.A., Alonso, J.C., Alonso, J.A., Palacín, C., Magaña, M., Martín, B. 2007. Sex-biased juvenile survival in a bird with extreme size dimorphism, the great bustard *Otis tarda*. *Journal of Avian Biology*, 38: 335–346.
- Martín, C. A., Alonso, J. C., Alonso, J. A., Palacín, C., Magaña, M., Martín, B. 2008. Natal dispersal in great bustards: the effect of sex, local population size and spatial isolation. *Journal of Animal Ecology*, 77: 326-334
- MITERD. 2021. Banco de datos de la naturaleza. Zonas de Especial Conservación para las Aves. [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/rednaturaleza\\_2000\\_zepa\\_descargas.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/rednaturaleza_2000_zepa_descargas.aspx)
- MITERD. 2021. Guía metodológica para la valoración de repercusiones de las instalaciones solares sobre especies de avifauna esteparia. Área de acciones de Conservación. Subdirección General de Biodiversidad Terrestre y Marina. [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-silvestres/Guia\\_metodologica\\_repercusiones\\_instalaciones\\_solares\\_especies\\_avifauna\\_esteparia.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-silvestres/Guia_metodologica_repercusiones_instalaciones_solares_especies_avifauna_esteparia.aspx)
- [MITERD. 2020. Zonificación ambiental para la implantación de energías renovables: eólica y fotovoltaica. Sensibilidad ambiental y clasificación del territorio. Resumen Ejecutivo. Subdirección General de Evaluación Ambiental. https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/evaluacion-ambiental/documento0resumenejecutivo\\_tcm30-518037.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/evaluacion-ambiental/documento0resumenejecutivo_tcm30-518037.pdf)
- Morales, M. B. 2000. Ecología reproductiva y movimientos estacionales en la avutarda (*Otis tarda*). Tesis doctoral. Universidad Complutense, Madrid.

- Morales, M.B., Suárez, F., García de la Morena, E.L. 2006 Reponses des oiseaux de steppe aux différents niveaux de mise en culture et d'intensification du paysage agricole: une analyse comparative de leurs effets sur la densité de population et la sélection de l'habitat chez l'outarde canepetière *Tetrax tetrax* et l'outarde barbut *Otis tarda*. *Rev d'Ecol (Terre et Vie)* 61:261–270
- Oppermann, R., Beaufoy, G. y Jones, G. 2012. High Nature Value Farming in Europe: 35 European Countries— Experiences and Perspectives. Verlag Regionalkultur. Ubstadt-Weiher, Alemania.
- Palacín, C. 2007. Comportamiento migratorio de la avutarda común en la península ibérica. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Palacín, C. y Alonso, J.C. 2018. Failure of EU Biodiversity Strategy in Mediterranean farmland protected areas. *Journal for Nature Conservation*, 42: 62-66.
- Palacín, C. y Alonso, J.C. 2021. Avutarda euroasiática *Otis tarda*. En Libro Rojo de las Aves de España 2021. López-Jimenez, N.(Ed). MITERD & SEO/BirdLife.
- Palacín, C., Alonso, J.C., Alonso, J.A., Martín, C.A., Magaña, M., Martín, B. 2009. Differential migration by sex in the Great Bustard: possible consequences of an extreme sexual size dimorphism. *Ethology* 115: 617–626.
- Palacín, C., Alonso, J.C., Alonso, J.A., Martín, C.A., Magaña, M. 2011. Cultural transmission and flexibility of partial migration patterns in a long-lived bird, the Great Bustard *Otis tarda*. *Journal of Avian Biology* 42: 301–308.
- Palacín, C., Alonso, J.C., Martín, C.A, Alonso. J.A. 2012. The importance of traditional farmland areas for steppe birds: a case study of migrant female great bustards *Otis tarda* in Spain. *Ibis* 154:85–95.
- Palacín, C., Alonso, J.C., Martín, C.A, Alonso. J.A. 2017. Changes in bird migration patterns associated to human induced mortality. *Conservation Biology* 31: 106-115.
- Peters, G. P. et al. 2019. Carbon dioxide emissions continue to grow amidst slowly emerging climate policies. *Nature Climatic Change* 10: 1–4.
- Ramírez, A. 2004. Efectos geográficos, ambientales y biológicos sobre la distribución de las aves forestales ibéricas. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid
- Rey Benayas J.M., de la Montaña, E. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation* 114:357–370
- Rodgers, A.R., J.G. Kie, D. Wright, H.L. Beyer, A.P. Carr. 2015. HRT: Home Range Tools for ArcGIS 10. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Rubio-Salcedo, M., Martínez, I., Carreño, Francisco; Escudero, Adrián (2013). Poor effectiveness of the Natura 2000 network protecting Mediterranean lichen species. *Journal for Nature Conservation*, 21(1): 1–9. doi:10.1016/j.jnc.2012.06.001
- Sánchez de Dios, R. Cabal Ruano, C., Domínguez Lozano, F., Sainz Ollero, H., Moreno Saiz, J. C., Di Minin, E. 2017. *The role of criteria in selecting important areas for conservation in*

*biodiversity-rich territories. Diversity and Distributions*, 23(4): 368–380. doi:10.1111/ddi.12535

Sastre, P., Ponce, C., Palacín, C., Martín, C. A., & Alonso, J. C. 2009. Disturbances to great bustards (*Otis tarda*) in central Spain: Human activities, bird responses and management implications. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 425–432.

SEO/BirdLife 2021. Programas de Seguimiento y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2020. SEO/BirdLife. Madrid.

Serrano, D., Margalida, A., Pérez-García, J. M., Juste, J., Traba, J., Valera, F., ... Donazar, J. A. 2020. Renewables in Spain threaten biodiversity. *Science*, 370 (6522): 1282–1283. doi:10.1126/science.abf6509

Suárez-Seoane, S., Osborne, P. E., Alonso, J. C. 2002. Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species–habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology*, 39: 775–771.

Tellería, J. L. 2012. Introducción a la conservación de las especies. Ed. Tundra. Valencia

Torres, A., Palacín, C., Seoane, J., Alonso, J.C. 2011. Assessing the effects of a highway on a threatened species using Before-During-After and Before-During-After-Control-Impact designs. *Biological Conservation* 144: 2223–2232.

Traba J., García de la Morena E.L., Morales M.B., Suárez F. 2006. Determining high value areas for steppe birds in Spain: hot spots, complementarity and the efficiency of protected areas. In: Hawksworth D.L., Bull A.T. (eds). *Biodiversity and Conservation in Europe. Topics in Biodiversity and Conservation* 7: 13–33. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6865-2\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6865-2_2)

Traba, J., Morales, M. B., Carmona, C. P., Delgado, M. P. 2015. Resource partitioning and niche segregation in a steppe bird assemblage. *Community Ecology*, 16: 178–188.

Turney D & Fthanakis V. 2011. Environmental impacts from the installation and operation of large scale solar power plants. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15: 3261–3270.

Worton, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70: 164–168.

## 8. ANEXO 1

### Tablas de Material y Métodos y Resultados

**Tabla 2.1:** Origen de las localizaciones utilizadas para definir el área de campeo de las avutardas. Lugar, época y/o año del censo y su fuente.

LUGAR	ÉPOCA Y AÑO	FUENTE
Aragón	Primavera Verano 2010	Diputación General de Aragón 2010. Censos de Avutarda en Aragón. Informe inédito. Zaragoza.
Aragón	Primavera 2019	Gobierno de Aragón. 2019. Censos de avutarda en Aragón. Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad.
Navarra	Verano 2008	Gobierno de Navarra 2008
Navarra	Primavera 2009-2013	Lekuona, J.M. 2009. Actualización de la población de aves esteparias de Navarra y su relación con futuros posibles impactos en su conservación. Departamento de Desarrollo Rural y Medio Ambiente. Gobierno de Navarra. Informe inédito.
Navarra	Primavera 2019	Gobierno de Navarra. 2019. Programa de seguimiento de la avutarda en Navarra. Departamento de Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Administración Local.
Castilla y León	Primavera Verano 1998	E.T.I. 1998. Estudio poblacional de la Avutarda en Castilla y León. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Castilla y León.
Castilla y León	Primavera 2019	Junta de Castilla y León. 2020. Seguimiento del estado de conservación de la avutarda Otis tarda en Castilla y León. Año 2019. Consejería de Fomento y Medio ambiente. Valladolid.
Reserva de Villafáfila (Zamora)	Primavera 2007	Datos inéditos. Grupo de Ecología y Conservación de Aves. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC
Segovia	1987-2019	Palacín, C. y Alonso, J.C. 2010. Avutardas en Segovia: vicisitudes de una población periférica. <i>Quercus</i> , 290: 15-21.
Centro Valladolid	2003-2021	Palacín, C. 2021. Demografía de la avutarda euroasiática en el centro de la provincia de Valladolid. Informe inédito. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC.
Oeste Valladolid	2011-2021	Palacín, C. 2021. Demografía de la avutarda euroasiática en el centro de la provincia de Valladolid. Informe inédito. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC.
Madrid	Primavera 2016	Palacín, C. y Alonso, J.C. 2016. Censo de avutarda común (Otis tarda) en el año 2016. Amenazas, lugares de concentración y patrones de migración. En: Alonso, J.C. y Palacín, C. (coords.): Censo de Avutarda Común y revisión bibliográfica de presencia de Ganga Ortega, Ganga Ibérica y Carraca Europea en la Comunidad de Madrid. Año 2016. Informe técnico. MNCN-CSIC, Comunidad de Madrid. Págs. 5-16.
Madrid	Primavera 2019-2021	Palacín, C. y Alonso, J.C. 2019. Censo de avutarda común ( <i>Otis tarda</i> ) en la Comunidad de Madrid. Informe técnico. MNCN-CSIC, SEO/BirdLife
Madrid	Primavera 2015	Datos inéditos. Grupo de Ecología y Conservación de Aves. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC
Castilla La Mancha	Primavera Verano 1994	E.T.I. 1994. Base de información cartográfica y biológica sobre especies de aves esteparias de interés especial. Dirección General de Montes y Medio Ambiente Natural, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Informe inédito.

LUGAR	ÉPOCA Y AÑO	FUENTE
Castilla La Mancha	Primavera 2019	Consejería de Desarrollo Sostenible. 2019. Informe inédito Censos de avutarda en Castilla-La Mancha. Consejería de Desarrollo Sostenible, Junta de Castilla-La Mancha
Toledo	2003	Consejería de Medio Ambiente 2003. Censos de avutarda en Toledo. Delegación Provincial de Toledo de la Consejería de Medio Ambiente
Mesa Ocaña (Toledo)	Primavera 2006	Palacín, C., Magaña, M., Ponce, C., Bravo, C., Alonso, J.C. 2006. Censo de la población de avutardas en la Mesa de Ocaña. Informe inédito. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC.
La Sagra (Toledo)	Primavera 2009-2021	Palacín, C. 2021. Demografía de la avutarda euroasiática en la comarca de La Sagra (Toledo). Informe inédito. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC.
Noreste de Toledo	Primavera 2010	Palacín, C., Magaña, M., Ponce, C., Bravo, C., Torres, A. Alonso, J.C. 2006. Censo de la población de avutardas en el NE de Toledo. Informe inédito. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC.
Ciudad Real	Primavera 2001	Gosálvez, R. U., Guzmán, J., Segura, L. A. & Torralvo, C. 2002. Avance de resultados del censo de Avutarda de la provincia de Ciudad Real. Año 2001. En, C. Torralvo (Ed.): Anuario Ornitológico de Ciudad Real 1995-2001. SEO-Ciudad Real. Ciudad Real.
Ciudad Real	Primavera 2013	Arredondo, A. y López_Jamar, J. 2013. Censo de Avutarda Común (Otis tarda) en la Provincia de Ciudad Real 20,13. Informe inédito. SEO_Ciudad Real
Albacete	2004	Campos, B., Catalán, A., López, M., Miñano, R. & Picazo, J. 2004. La población de Avutarda Común (Otis tarda) en la provincia de Albacete, Castilla-La Mancha, España. Distribución, parámetros demográficos, tendencia de la población y uso del hábitat. International Symposium on Ecology and Conservation of Steppe Land Birds. Lérica.
Cuenca	2008	E.T.I. 2009. Realización de censo y determinación de áreas importantes para la avifauna esteparia en la provincia de Cuenca. Informe inédito. Organismo Autónomo Espacios Naturales. Servicio Provincial de Cuenca. Castilla La Mancha
Guadalajara	Primavera 2014-2021	Palacín, C. 2021. Demografía de la avutarda euroasiática en la provincia de Guadalajara. Informe inédito. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC.
Cáceres	Primavera 1988	Hellmich, J. 1990. La población de avutardas de las áreas de de Sierra de fuentes y de Torrecillas de la Tiesa (Cáceres). En: Alonso, J.C. y Alonso J. (Eds). Parámetros demográficos, selección de habitat y distribución de la avutarda (otis tarda) en tres regiones españolas. Colección Técnica. ICNA.
Andalucía	Primavera Verano 2000-2004	Alonso JC, Martín CA, Palacín C, Martín B, Magaña M. 2005. The Great Bustard <i>Otis tarda</i> in Andalusia, southern Spain: status, distribution and trends. Ardeola. 53:67–78.
Andalucía	Primavera 2019	CAGPDS, 2019. Seguimiento de Aves Terrestres Amenazadas de Andalucía. Reproducción de 2019. Informe Regional. Junta de Andalucía.
Murcia	Primavera 2019	Región de Murcia, 2019. Las aves esteparias en la Región de Murcia. Dirección General de Medio Natural.
Valencia	Primavera 2017	Generalitat Valenciana 2017. Seguimiento de las poblaciones de aves esteparias amenazadas en la Comunitat Valenciana. Año 2017. Servicio de vida Silvestre. Direcció General de Medi Natural I d' Avalució Ambiental.
Valencia 2012	Primavera 2012	Alberdi, M. 2012. Seguimiento de las poblaciones de aves esteparias amenazadas en la Comunidad Valenciana 2012. Informe Técnico.
Adultos Marcados	1996-2015	Grupo de Ecología y Conservación de Aves. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC
Pollos Marcados	1995-2010	Grupo de Ecología y Conservación de Aves. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC



**Tabla 3.1.** Superficies de áreas de campeo y centros de actividad y proporción incluidos en ZEPAs e IBAs por comunidad autónoma.

Comunidad Autónoma	Superficie KDE 95 % (km <sup>2</sup> )	Superficie KDE 50 % (km <sup>2</sup> )	ZEPA (KDE 95 %)	ZEPA (KDE 50 %)	IBA (KDE 95 %)
<b>Castilla y León</b>	5.549,89	794,59	51,79	55,96	49,08
<b>Castilla-La Mancha</b>	3.164,55	362,15	24,83	25,51	25,70
<b>Extremadura</b>	1.120,70	162,02	13,13	11,41	13,11
<b>Andalucía</b>	537,20	34,62	4,00	2,44	6,26
<b>Madrid</b>	397,08	41,69	4,21	2,94	4,00
<b>Aragón</b>	230,92	20,58	1,61	1,45	1,61
<b>Navarra</b>	113,26	0,56	0,05	0,04	0,24
<b>Valencia</b>	23,71	3,68	0,37	0,26	0,00
<b>Murcia</b>	4,67	0,00	0,00	0,00	0,00

## ANEXO 2

### Desarrollo del trabajo:

Para la realización de este trabajo se ha participado en los censos pertenecientes a Madrid, Guadalajara y norte de Toledo de 2021. Los datos pertenecientes a los marcajes de individuos fueron obtenidos del Grupo de Ecología y Conservación de Aves del Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC como se especifica en la Tabla 2.1.