

Universidad Complutense de Madrid

Facultad de Ciencias Biológicas



Máster en Biología de la Conservación

-Trabajo de fin de máster-

Uso del espacio y caracterización del área de campeo
en individuos reproductores de águila perdicera
(*Aquila fasciata*) en el centro de España peninsular.

Spatial use and home ranges characterization in breeding Bonelli's
eagle (*Aquila fasciata*) in the centre of peninsular Spain.

Autora: Clara Tudanca Gil

Directores: Álvaro Ramírez¹, Juan José Iglesias²

¹Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución.

²Grupo de Rehabilitación de Fauna Autóctona y su Hábitat, GREFA.

Una firma manuscrita en tinta negra, que parece ser la del autor, Clara Tudanca Gil.

Firma director

Firma autora

Resumen

El águila perdicera o de Bonelli (*Aquila fasciata*, Viellot, 1822) ha sufrido en España un importante declive en las últimas décadas, motivo por el cual la investigación aplicada a la conservación de esta especie amenazada se ha vuelto esencial para el mantenimiento de sus poblaciones a largo plazo. En este trabajo se estudian las áreas de campeo y uso del espacio de 10 individuos territoriales de águila perdicera en el centro peninsular a partir de los datos de seguimiento por GPS obtenidos durante los años 2009-2019. Además, se estudia el posible efecto de la presencia de puntos de alimentación suplementaria y del sexo sobre las áreas de campeo. Los valores medios del área de campeo total (MCP) y los Kernel al 95% (K95) de las águilas fue de 1015,10 km² (rango: 284,81 km² – 2417,20 km²) y 87,48 km² (rango: 11,91 km² – 307,25 km²), respectivamente. Se encontraron variaciones individuales en el tamaño y uso del territorio, aunque dichas variaciones no se asociaron al sexo ni a la presencia/ausencia de alimentación suplementaria. La localización de las áreas máximas utilizadas por los individuos se mantuvo a lo largo de los años, aunque se observaron ciertas variaciones en los tamaños calculados, especialmente en individuos más jóvenes. La gran variedad de formas y tamaños de los territorios destaca la importancia de los estudios de ecología espacial para la toma de decisiones de conservación adecuadas. Los resultados obtenidos se discuten en términos aplicados a la conservación de la especie y los programas de reintroducción en el área de estudio.

Palabras clave: *Aquila fasciata*, ecología espacial, alimentación suplementaria, área de campeo y seguimiento por satélite.

1 Introducción

La ecología espacial trata de comprender los patrones y procesos subyacentes al establecimiento de una especie en un lugar particular, así como al uso que los individuos hacen del espacio (Martínez-Miranzo, B., 2017). Por ello, constituye un pilar básico en la conservación de especies territoriales, especialmente de aquellas que se encuentran en situación de amenaza, como es el caso de la especie objeto del presente estudio, el águila perdicera (*Aquila fasciata*).

Uno de los conceptos básicos en Ecología Espacial es el área de campeo (Burt, 1943), que es el área recorrida por el individuo para realizar las actividades básicas para su supervivencia (obtención de alimento, reproducción y cuidado parental). En general, dentro del área total utilizada por un individuo, se observa un uso irregular del espacio, debido en gran parte a la heterogeneidad del paisaje y la distribución de recursos. De hecho, existen zonas dentro del área de campeo que por diferentes motivos (p. ej. mayor disponibilidad de alimento, lugar de nidificación...) se utilizan preferentemente frente a otras y reciben el nombre de “áreas corazón” (Samuel et al., 1985). En el caso de las rapaces, casi la totalidad de su área de campeo es utilizada para cazar y alimentarse mientras que una pequeña parte queda restringida a las zonas de nidificación (Real et al., 2016; Bosch et al., 2010). Normalmente, la mayoría del conocimiento acerca de la ecología espacial en rapaces se ha centrado en las zonas de nidificación. Sin embargo, diversos estudios revelan la importancia del área de campeo total sobre la supervivencia y éxito reproductivo de estas especies (Bosch et al., 2010). Por esta razón, para la conservación de especies de rapaces amenazadas, es importante identificar las diferentes áreas clave y definir sus límites de cara al diseño de programas de manejo eficientes.

Las nuevas tecnologías y, concretamente, el uso de emisores GPS para monitorizar animales individuales a largo plazo, ha supuesto un gran avance en el conocimiento y comprensión de los movimientos y uso del hábitat de los animales (Cogan et al., 2012). Estos sistemas generan un gran volumen de datos de la posición e incluso actividad de los animales, con una interferencia limitada en su comportamiento.

Todo ello, unido a los avanzados modelos estadísticos y la mejora en la capacidad de los ordenadores y programas para manejar y analizar grandes volúmenes de datos, proporcionan el marco de trabajo ideal para el estudio de los patrones espaciales de actividad de los animales (Moorcroft y Barnett, 2008).

Gracias a estos avances, la ecología espacial junto con la telemetría satelital y los modernos modelos estadísticos, permiten definir los límites y los diferentes niveles de uso del espacio de un individuo, e interpretar a partir de ellos patrones de comportamiento en las especies. Estos conocimientos son muy importantes ya que nos proporcionan información acerca de las amenazas y necesidades de hábitat de los animales, y permiten identificar zonas sensibles para adoptar medidas de conservación más dirigidas.

El sistema de análisis de telemetría satelital ha sido utilizado para el estudio de poblaciones de águila perdicera en diferentes regiones de España: por ejemplo, en Cataluña (Bosch et al., 2010), Valencia y Tarragona (Pérez-García et al., 2013) o Aragón (Martínez-Miranzo, 2016). La mayoría de ellos se han centrado en el análisis de los patrones de dispersión juvenil (Mañosa, 1998; Real y Mañosa, 2001; Balbontín, 2004; Balbontín y Ferrer, 2009; Cadahía et al., 2007) siendo más escasos los estudios en individuos reproductores (Bosch et al., 2010; Arroyo y Solís, 2011; Martínez-Miranzo, 2016; Pérez-García et al., 2013).

El águila de Bonelli, también conocida en España como águila perdicera, es una rapaz de mediano tamaño perteneciente a la familia Accipitridae. Se extiende desde Indochina y la India hasta el Mediterráneo, donde las poblaciones mediterráneas tienen su mayor representatividad en la península Ibérica y los países del Magreb (Real et al., 1997). La población española representa el 75% de la población europea (BirdLife International/EBCC, 2000). Dicha población se extiende por casi todo el territorio peninsular, fundamentalmente por las sierras costeras mediterráneas, las zonas del sur y el este, y de manera más irregular por el interior de la península (Real, 2004).

En cuanto a su estado de conservación, se encuentra catalogada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) en la categoría de Preocupación Menor (LC) a nivel mundial (BirdLife International, 2019) y en la categoría

de Casi Amenazado (NT) a nivel europeo (BirdLife International, 2015). En el Catálogo Español de Especies Amenazadas (RD 139/2011) se encuentra clasificada como Vulnerable, debido en gran parte a la disminución de la distribución de las poblaciones en las áreas más septentrionales. En las comunidades de Castilla y León, País Vasco, Navarra, Aragón y Madrid es donde se han producido los declives más fuertes (40-80%) frente a las regiones del litoral mediterráneo y hasta la Región de Murcia, donde el declive no supera el 34% (Real, 2004). Esto se traduce en una tendencia global regresiva en el territorio español (Arroyo et al., 1998), aunque con diferencias geográficas importantes.

En la Comunidad de Madrid la persecución sistemática (expoliación de nidos, caza y muerte por electrocución), llevó a la extinción del águila perdicera en las sierras del suroeste de esta región, y a mediados de los años noventa del pasado siglo desaparece la última pareja reproductora de la zona. La tendencia global de la especie era negativa. Por ello, en el año 2008 GREFA puso en marcha un proyecto de refuerzo y reintroducción de la especie y se desarrolló el “Proyecto de viabilidad del reforzamiento en el suroeste de la Comunidad de Madrid” con su primera liberación en el año 2010 (Iglesias et al., 2012). Tras las experiencias previas de 2010 a 2012, se enmarcaron todas las acciones de conservación de esta especie en el proyecto Life Bonelli de 2013 a 2017 (Life 12/NAT/ES/000701) donde GREFA era uno de los socios. Este proyecto tiene continuidad en el proyecto Aquila a-Life (Life 16/NAT/ES/000235) coordinado por GREFA y que tiene vigencia hasta el año 2022. Gracias al desarrollo de estos proyectos y de las acciones de conservación coordinadas por GREFA se ha logrado revertir la tendencia negativa de esta especie.

Por otro lado, una de las medidas de conservación más comunes en especies de aves amenazadas y que ha sido aplicada en el caso del águila perdicera desde hace décadas es la alimentación suplementaria (Real y Bros, 1984). Esta medida consiste en la realización de aportes de alimento, más o menos constantes y en lugares determinados para suplementar las posibles limitaciones de recursos tróficos que puedan tener las aves en su medio natural. El objetivo principal de esta práctica es aumentar la productividad de las parejas reproductoras para frenar el declive poblacional. Su eficacia ha sido comprobada en varios estudios para diferentes especies

de rapaces (Ferrer et al., 2018; González et al., 2006). Pese a todo, algunos autores insisten en los riesgos que puede llevar asociados esta técnica: cambios en el comportamiento de los individuos (Boutin, 1990; Robb et al., 2008) y modificaciones en la dinámica poblacional, la inversión parental y la eficacia biológica (Blanco, 2006). En principio, se recomienda recurrir a esta herramienta de conservación en situaciones de escasez de alimentos, causa del declive poblacional. Es importante valorar cada situación y, en caso de recurrir a la alimentación suplementaria, realizar un seguimiento a medio-largo plazo de los posibles efectos que pueda tener.

El objetivo principal de este estudio es identificar y describir el área de campeo y uso del espacio del águila perdicera en el centro de la Península ibérica. Además, se analizan las variaciones individuales y temporales en dichos parámetros, así como las posibles diferencias según sexos y la presencia/ausencia de alimentación suplementaria. Se esperan encontrar variaciones entre individuos debido a la heterogeneidad del territorio y la disponibilidad de recursos (Carrete et al., 2006). A pesar de esas variaciones individuales, no se espera encontrar diferencias significativas entre sexos debido al fuerte vínculo que existe entre las parejas reproductoras y que se mantiene durante todo el año (Bosch et al., 2010). Se esperan encontrar variaciones en relación con la presencia/ausencia de alimentación suplementaria ya que se trata de fuentes de alimento predecibles y continuas que pueden llevar asociadas cambios de comportamiento (Boutin, 1990) y, en consecuencia, cambios en el uso del espacio. En concreto esperamos que el tamaño de las áreas de campeo de los individuos con alimentación suplementaria en su territorio, sean menores que los que no la tienen, ya que los primeros tienen fuentes de alimento más predecibles. No se esperan encontrar variaciones interanuales en los parámetros estudiados, ya que se trata de una especie con una alta territorialidad (Bosch et al., 2010)

Los resultados obtenidos aportan información útil para el diseño de estrategias de conservación, así como para ampliar el conocimiento de los posibles factores que afectan a la ecología espacial de la especie.

2 Material y métodos.

2. 1 Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en el centro de España peninsular, en las provincias de Toledo, Guadalajara y Madrid. Esta zona se caracteriza por un clima mediterráneo con matiz continental (Rodríguez, 2003). La vegetación de tipo arbórea está dominada por formaciones boscosas de encina (*Quercus ilex*) y roble melojo (*Quercus pyrenaica*) y, en alta montaña (a partir de los 1700 m) de pino albar (*Pinus sylvestris*) (Gavilán García, 2002). En el área de estudio hay dispuestos tres puntos de alimentación suplementaria o “cebaderos” (Figura 1), que se han mantenido estables en el mismo sitio desde la formación de la pareja. El aporte se realiza 3 veces a la semana de manera continuada durante todo el año.

2. 2 Individuos y seguimiento

Se recogieron las localizaciones de 11 individuos de águila perdicera (4 hembras y 7 machos) marcados mediante emisores GPS durante los años 2009-2020 por GREFA en el marco de los proyectos Life Bonelli y Aquila a-Life anteriormente citados. A todos los ejemplares se les colocó una anilla metálica oficial, anilla de PVC de lectura a distancia y emisor GPS de distintas marcas comerciales (Tabla 1). Los individuos fueron capturados por red-trampa activada a distancia mediante control remoto por técnicos especializados. Cada individuo fue marcado por un emisor (GPS/GSM o satélite) fijado a su espalda mediante un arnés tipo mochila cuyas cintas son de teflón y se unen por encima de la quilla, donde son cosidas entre sí. Las frecuencias de emisión varían entre los individuos debido a los distintos emisores utilizados, según se indica en la Tabla 1. Los modelos de la nueva tecnología GPS-GSM aportan un mayor número de localizaciones diarias en comparación con los modelos satelitales (Argos y NST) que presentan frecuencias de emisión mucho menores.

Seis de los individuos fueron capturados y marcados en su territorio y un individuo fue marcado en su nido de nacimiento. Los cuatro individuos restantes son

nacidos en el centro de cría en cautividad de GREFA o traslocados cuando eran pollos de centros de recuperación de otras comunidades autónomas, y fueron liberados según dos técnicas de liberación: “Hacking o crianza campestre” para los ejemplares que todavía no vuelan, y hacking-aclimatación cuando se empezó a implementar este método. La técnica “Hacking” consiste en la liberación de individuos capaces de alimentarse por sí mismos con la comida que se les aporta, pero aún no de volar (Iglesias et al., 2012), hasta que crecen y se emancipan.

Tabla 1: Modelos GPS utilizados para marcaje y seguimiento de los individuos en estudio y frecuencias de emisión para cada emisor.

Nombre	Modelos emisores	Frecuencia de emisión
Picadas	E-obs Solar 48g GPS-GSM-GPRS	5 minutos
Illana	E-obs Solar 48g GPS-GSM-GPRS	5 minutos
Noalejo	E-obs Solar 48g GPS-GSM-GPRS	5 minutos
Alameda	E-obs Solar 48g GPS-GSM-GPRS	5 minutos
Alcalá	E-obs Solar 48g GPS-GSM-GPRS	5 minutos
Señora	PTT-100 45g GPS/Argos Solar MTI	2 horas
Bélmez	ECOTONE SAKER-L	4 posiciones diarias
Orusco	E-obs Solar 48g GPS-GSM-GPRS	5 minutos
Cervantes	PTT-100 45g GPS/Argos Solar MTI	2 horas
Señor	40g SOLAR GPS BIRDBORNE PTT_NST	3 horas
Perdiman	40g SOLAR GPS BIRDBORNE PTT_NST	4 posiciones diarias

2. 3 Tratamiento de datos

En primer lugar, se eliminaron los datos correspondientes a la dispersión juvenil de los individuos, es decir, los movimientos desde la emancipación del lugar de nacimiento hasta el establecimiento en un territorio con intención de reproducirse (Cadahía et al., 2010). Para ello se eliminaron los datos anteriores a las fechas en las que cada individuo se asienta en el territorio. En este trabajo se considera el asentamiento en el territorio como el momento en el que los individuos abandonan las áreas de dispersión para ocupar un territorio propio y se empareja (Ontiveros, 2016).

En segundo lugar, debido a que se emplearon diferentes modelos de emisores, fue necesario realizar una homogeneización de los datos que permita que éstos sean

comparables y se puedan analizar conjuntamente todos los individuos. Cada tipo de emisor difiere en el número de localizaciones que genera, lo que puede producir sesgos en la información que aporta. Los rápidos avances tecnológicos en estos emisores y los sistemas de recepción, han permitido que se haya pasado de unas pocas localizaciones diarias en los primeros individuos, a localizaciones cada 5 minutos en los últimos emisores colocados. Estas diferencias podrían dar lugar a variaciones en las áreas de campeo debida al método de medida y no a diferencias reales entre individuos. Por ello, para poder trabajar con el mayor tamaño de muestra posible, se escogió el emisor con menor número de posiciones por día (4), y del resto de individuos también se escogieron cuatro posiciones diarias.

Se eliminaron las localizaciones de las primeras horas del día y últimas de la tarde que corresponden a zonas de dormitorio y por tanto no se consideran independientes entre sí (Seaman y Powel, 1996).

2. 4 Análisis espacial

Los parámetros espaciales se han estimado utilizando la herramienta HoRAE (Steiniger y Hunter, 2012) en OpenJUMP 1.71 Plus. Para el estudio de las áreas de campeo de los individuos se obtuvo el Polígono Mínimo Convexo (MCP) (Mohr, 1947) y los contornos de densidad ajustada con Kernel (Worton, 1989). El MCP representa el área máxima utilizada por el individuo y fue calculado con el 100% de las localizaciones registradas (incluyendo los outliers). Los contornos de densidad ajustada con Kernel permiten describir los diferentes niveles de uso del espacio. En este caso, se definieron diferentes isolíneas, relacionadas con la probabilidad de uso del espacio, para el estudio de las zonas de interés escogidas: área de campeo total (isolíneas del 95%, K95, que es el área que recoge el 95% de las localizaciones de cada individuo) (Laver y Kelly, 2008), área seleccionada activamente para la caza y utilización de posaderos (isolíneas del 75%, K75) (Bosch et al., 2010), área de uso preferente o área corazón (isolíneas del 50%, K50) y área de nidificación (isolíneas del 5%, K5) (Martínez-Miranzo, 2016; Börger et al., 2006). Se realizó la representación gráfica del MCP y los contornos de densidad Kernel utilizando los programas gvSIG 2.5 y OpenJUMP 1.71 Plus respectivamente.

Se excluyó de los análisis al individuo 2 (Picadas) por su reducido periodo de monitoreo, que no incluyó un ciclo anual.

2. 5 Análisis de la variación interanual del área de campeo

Se analizó la variación del área de campeo a lo largo de los años de aquellos individuos con un periodo de monitoreo superior a 2 años, en total cuatro individuos (dos adultos y dos subadultos). Se estimaron los parámetros espaciales K95, K75, K50 y K5 para cada año. Para analizar gráficamente el grado de solapamiento entre años se realizó una representación gráfica del área de campeo de los individuos para cada año.

La estimación y representación del área de campeo y los contornos de densidad Kernel se realizaron mediante la herramienta OpenJUMP HoRAE (Steiniger y Hunter, 2012) en el programa OpenJUMP 1.71 Plus.

2. 6 Análisis estadístico

En primer lugar, se analizó el posible efecto de la reducción del número de localizaciones a cuatro por día. Para ello se realizó una regresión lineal con el número total de localizaciones por individuo como variable predictora y el tamaño del área total utilizada (MCP) obtenido con todas las localizaciones de dicho individuo como variable dependiente. Se obtuvo una asociación positiva marginalmente significativa ($r^2 = 0,3$; $p = 0,07$), que indica la estrecha relación entre el MCP y el número de localizaciones. Sin embargo, al realizar el mismo análisis, pero seleccionando el número de localizaciones considerando únicamente cuatro localizaciones por día para cada individuo como variable predictora, y el tamaño del MCP como variable dependiente, desaparece la relación entre el MCP y número de localizaciones ($r^2 = 0,01$; $p = 0,39$). Pese a la relativa pérdida de información asociada a la reducción del número de localizaciones por individuo (véase comentario en la discusión), la reducción a cuatro localizaciones por día permitió incluir todos los individuos y compararlos.

Para estudiar si existen variaciones individuales para cada uno de los parámetros espaciales estimados (K5, K50, K75, K95 y MCP) se realizaron sendos test de la t, seleccionando el parámetro espacial como variable respuesta.

A continuación, se analizó la variación de los parámetros espaciales en función de distintos factores. Para ello se realizaron análisis de la varianza (ANOVA). Se usaron como variables respuesta los parámetros K5, K50, K75, K95 y MCP. El sexo (macho vs hembra) y la presencia/ausencia de alimentación suplementaria como factores.

Previamente a dichos análisis se estudió la normalidad y homogeneidad de varianzas de las variables con un test Shapiro-Wilk ($p > 0.05$) y Test de Levene ($p > 0.05$) respectivamente. Debido a la ausencia de normalidad de los datos sin transformar, se realizó una transformación logarítmica de los datos que consiguió el ajuste de los mismos a una distribución normal.

Para el análisis de la variación interanual del área de campeo de cada individuo se utilizó un test de la t, escogiendo el parámetro espacial como variable respuesta. El MCP fue excluido de este análisis debido a su alta sensibilidad a ubicaciones ultraperiféricas (Börger et al., 2006).

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el paquete R Commander del programa R 4.0.2.

3 Resultados

Se obtuvieron un total de 32708 puntos georreferenciados de los 11 individuos marcados (Tabla 2), de los que se eliminaron los 305 del individuo 2 (Picadas) por su reducido periodo de muestreo.

Tabla 2: Número de localizaciones tras el tratamiento de los datos y periodo de monitoreo para cada individuo de *A. fasciata* desde su establecimiento en el territorio. En la pareja 4, "Perdiman" murió electrocutado y fue sustituido por "Señor" en el año 2014. Edad de los individuos en el momento de establecimiento en el territorio.

PAREJA	ID	NOMBRE	Sexo	Edad	Periodo de monitoreo		N Loc
1	1	Alcalá	♂	Subadulto	01/03/2019	31/01/2020	1515
	2	Picadas	♀	Adulto	15/11/2019	31/01/2020	305
2	3	Illana	♀	Adulto	01/11/2018	31/01/2020	1740
	4	Orusco	♂	Subadulto	01/11/2018	31/01/2020	1990
3	5	Noalejo	♂	Subadulto	01/06/2018	31/01/2020	2314
	6	Alameda	♀	Subadulto	01/06/2018	31/01/2020	696
4	7	Señor*	♂	Adulto	27/01/2014	27/08/2014	849
	8	Señora	♀	Adulto	10/12/2015	28/01/2020	3257
	9	Perdiman	♂	Adulto	17/06/2009	12/03/2013	3247
5	10	Bélmez	♂	Subadulto	01/08/2016	31/01/2020	14552
6	11	Cervantes	♂	Subadulto	09/12/2014	12/11/2017	2243
TOTAL							32708

Se representaron las áreas máximas utilizadas por cada individuo (MCP) sobre el mapa del área de estudio (Figura 1). Así mismo, se representaron los tres puntos de alimentación suplementaria.

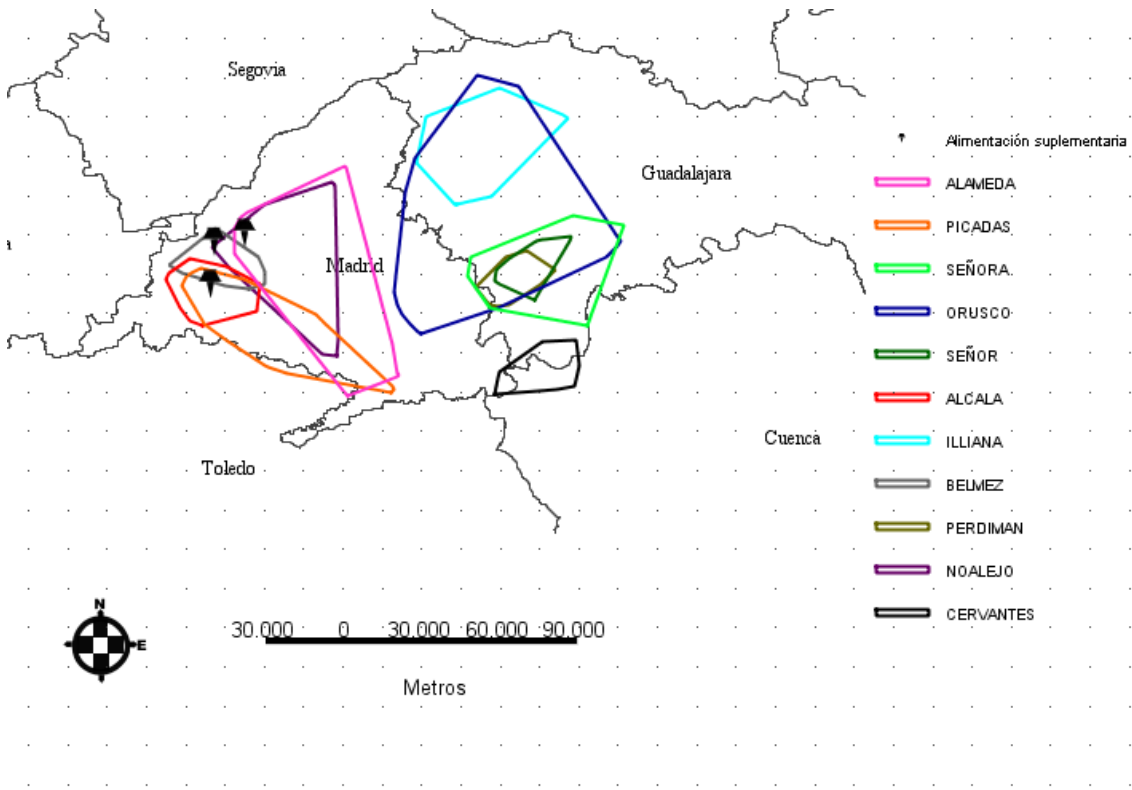


Figura 1: Área de estudio y del área máxima utilizada por los individuos estimada a partir del 100% de las localizaciones de todos los individuos mediante Mínimo Polígono Convexo (MCP). Cada uno de los colores corresponde a un individuo. Se indica también la situación de los tres puntos de alimentación suplementaria en el mapa. Los territorios de los diferentes individuos reproductores, así como los puntos de alimentación suplementaria, fueron desplazados ligeramente de su localización real en el mapa, con el fin de proteger su ubicación exacta dado que se trata de una especie protegida.

3.1 Variaciones en el tamaño del área de campeo

Se obtuvo el tamaño (km^2) de todos los parámetros espaciales propuestos para cada uno de los individuos, así como las medias de cada parámetro para los 10 individuos estudiados (Tabla 3). La media del área máxima utilizada (MCP) de las águilas perdiceras es $1015,10 \text{ km}^2$ con variaciones entre el máximo ($2417,20 \text{ km}^2$) y el mínimo ($284,81 \text{ km}^2$). En cuanto a las áreas del K95, K75, K50 y K5, se obtuvieron medias de $87,48 \text{ km}^2$; $18,72 \text{ km}^2$; $7,32 \text{ km}^2$ y $0,46 \text{ km}^2$ respectivamente.

En la Tabla 4 se pueden observar los valores promedios de todos los parámetros espaciales según sexos y presencia/ausencia de alimentación suplementaria.

Tabla 3: Valores de áreas (km²) de los parámetros espaciales estimados para cada individuo y promedio (km²) e intervalos (mínimo-máximo) para cada parámetro estimado. Código: ID = identidad del individuo; MCP = polígono mínimo convexo; K95 = área de campeo total (isolíneas 95%); K75 = área seleccionada activamente para la caza (isolíneas 75%); K50 = área corazón (isolíneas 50%); K5 = área de nidificación (isolíneas 5%).

ID	MCP	K95	K75	K50	K5
1	518,345	14,821	3,123	0,983	0,055
3	352,368	29,704	6,337	2,082	0,091
4	2417,197	307,248	53,615	20,798	1,445
5	2167,143	48,458	20,388	10,599	0,605
6	2234,502	145,374	40,5622	18,995	1,376
7	721,979	116,023	27,122	10,204	0,677
8	750,138	97,652	15,969	4,603	0,119
9	284,808	52,059	8,2	2,635	0,146
10	375,682	11,912	3,298	1,328	0,0736
11	328,881	51,499	8,554	0,953	0,03
Medias totales	1015,10	87,48	18,72	7,32	0,46
Intervalo	(284,81-2417,2)	(11,91-307,25)	(3,12-53,61)	(0,95-20,8)	(0,03-1,44)

Tabla 4: Valores promedio de todos los parámetros espaciales estimados (km²) según A. sexo y B. presencia/ausencia de alimentación suplementaria.

	MCP	K95	K75	K50	K5
A. Sexo					
♂ (n = 7)	1112,34	90,91	20,96	8,56	0,53
♀ (n = 3)	973,43	86,00	17,76	6,78	0,43
TOTAL (n = 10)	1042,88	88,46	19,36	7,67	0,48
B. Presencia/Ausencia de alimentación suplementaria					
SI (n = 4)	1323,92	55,14	16,84	7,98	0,53
NO (n = 6)	809,22	109,03	19,97	6,88	0,42
TOTAL (n = 10)	1066,57	82,09	16,84	7,43	0,48

Se han encontrado diferencias significativas en todos los parámetros estudiados entre individuos: MCP ($t_9 = 24,55$; $p < 0,001$), K95 ($t_9 = 12,6$; $p < 0,001$), K75 ($t_9 = 8,019$; $p < 0,001$), K50 ($t_9 = 3,737$; $p = 0,0046$) y K5 ($t_9 = -3,546$; $p = 0,006$).

En cambio, no se encontraron diferencias significativas al realizar el análisis de la variación de los parámetros espaciales en función del sexo: MCP ($F_{1,8} = 0,112$; $p = 0,746$), K95 ($F_{1,8} = 0,3$; $p = 0,599$), K75 ($F_{1,8} = 0,256$; $p = 0,627$), K50 ($F_{1,8} = 0,29$; $p = 0,605$) y K5 ($F_{1,8} = 0,053$; $p = 0,823$).

Tampoco se encontraron diferencias significativas de los parámetros espaciales en función de la presencia/ausencia de alimentación suplementaria: MCP ($F_{1,8} = 0,849$; $p = 0,384$), K95 ($F_{1,8} = 2,03$; $p = 0,192$), K75 ($F_{1,8} = 0,419$; $p = 0,536$), K50 ($F_{1,8} = 0,001$; $p = 0,971$) y K5 ($F_{1,8} = 0,063$; $p = 0,808$).

Además, la intensidad de uso del área de campeo de los individuos no fue homogénea. En la Figura A del Anexo se muestra una representación gráfica de las áreas de campeo obtenidas para cada uno de los individuos y en ella se puede apreciar el uso diferencial de distintas zonas del área de campeo. Se observa un patrón general, todas las áreas tienen unas zonas muy intensamente utilizadas: zona de nidificación, delimitada por las isolíneas del 5% (K5), y zona corazón, delimitada por las isolíneas del 50% (K50); mientras que las zonas delimitadas por las isolíneas del 75% (K75) y 95% (K95) varían de forma más acusada. Por otro lado, se observa de forma generalizada que el área de campeo total (K95) ocupa una pequeña parte del área máxima utilizada por los individuos (MCP) y se sitúa en la mayoría de los casos en una posición excéntrica del MCP.

3.2 Variaciones interanuales del área de campeo

Se encontraron diferencias marginalmente significativas para los tamaños de los parámetros espaciales estimados K5, K50, K75 y K95 en los individuos adultos a lo largo de los diferentes años. Señora: K95 ($t_3 = 0,026$; $p = 0,06$), K75 ($t_3 = 4,474$; $p = 0,05$); K50 ($t_3 = 3,292$; $p = 0,08$) y K5 ($t_3 = 3,001$; $p = 0,09$). Perdiman: K95 ($t_2 = 4,476$; $p = 0,05$), K75 ($t_2 = 3,537$; $p = 0,07$), K50 ($t_2 = 3,320$; $p = 0,08$) y K5 ($t_2 = 4,009$; $p = 0,06$).

En los individuos subadultos: Para el individuo 10 (Bélmez) se encontraron diferencias significativas para los parámetros K5 ($t_2 = 21$; $p = 0,002$), K50 ($t_2 = 24,84$; $p = 0,002$), K75 ($t_2 = 15,187$; $p = 0,004$) y K95 ($t_2 = 10,0661$; $p = 0,009$). Para el individuo 11 (Cervantes) se encontraron diferencias significativas para los parámetros K5 ($t_2 = 20,877$; $p = 0,002$) y K95 ($t_2 = 5,179$; $p = 0,03$) y marginalmente significativas para el parámetro K50 ($t_2 = 3,695$; $p = 0,07$) pero no se encontraron diferencias significativas para el parámetro K75 ($t_2 = 2,864$; $p = 0,103$).

En la Figura 2 se pueden observar las áreas máximas utilizadas (MCP) obtenidas para cada año. De manera general se observa el solapamiento de las mismas a lo largo de los años y de forma más acentuada en los individuos adultos.

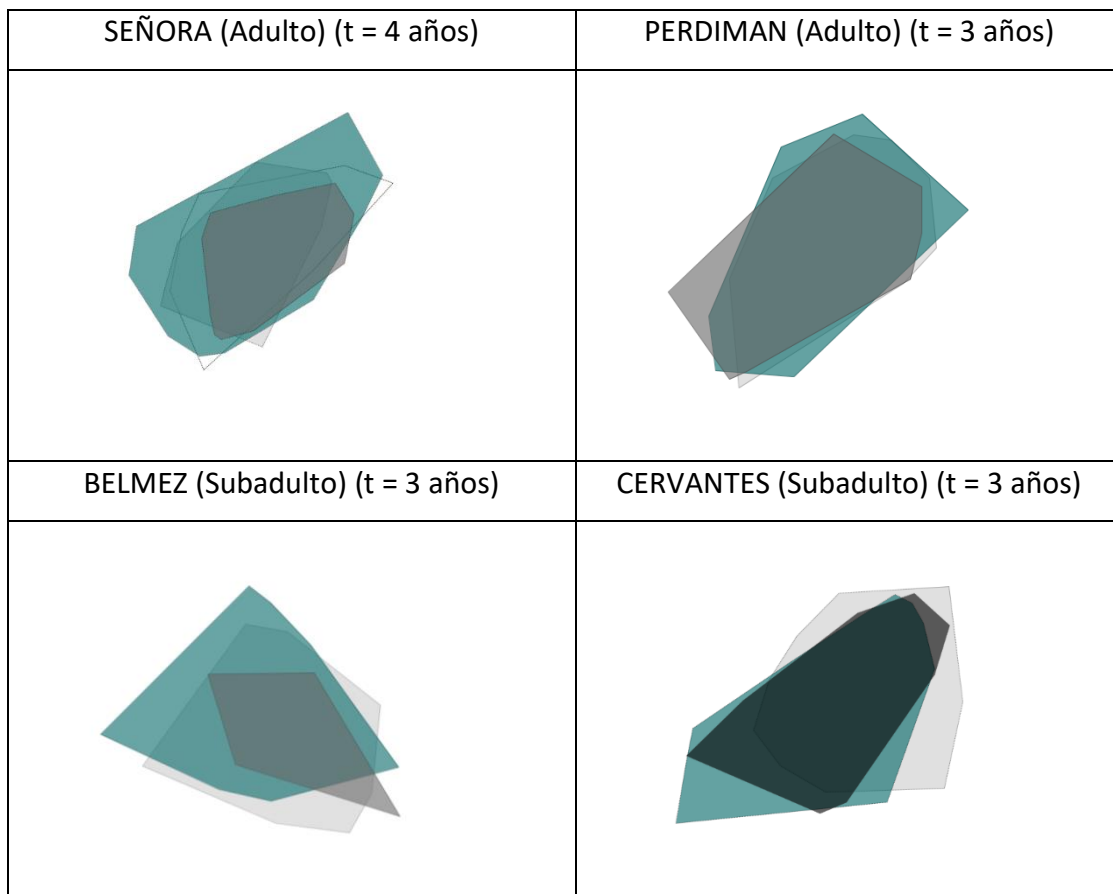


Figura 2: Representación gráfica de los territorios estimados a partir del 100% de las localizaciones de cada año en cada uno de los individuos. Cada uno de los colores corresponde al territorio obtenido para cada año. (Código: t = años).

4 Discusión

El águila perdicera es una especie de rapaz territorial, algo que se aprecia en el presente estudio, donde los territorios y su uso diferencial aparecen claramente delimitados. El espacio utilizado por esta especie una vez alcanzada la edad reproductiva y establecido su territorio, se organiza en torno a dos elementos principales, el lugar de nidificación y los lugares de alimentación (Mañosa et al., 1998; Pérez García et al., 2013). Esta distribución da lugar a un uso desigual del territorio, que se refleja claramente en las diferentes intensidades de uso identificadas mediante los polígonos kernel. Además, el presente trabajo muestra notables diferencias entre individuos en el tamaño de sus áreas de campeo y el uso que hacen de éstas. Esto sería consecuencia de las diferencias en la calidad de los territorios y los recursos que éstos albergan (tróficos, lugares de nidificación...) (Carrete et al., 2006; Real et al., 2016).

Se obtuvo un valor medio del MCP de 1015,10 km², muy superior a los valores obtenidos en otros estudios mediante radio-telemetría en diferentes regiones de la Península Ibérica: 50,3 km² en Cataluña (Bosch et al., 2010), 54,9-89,2 km² en la Comunidad Valenciana (Sanz et al., 2005) y 22-109 km² en Extremadura (Arroyo y Solís, 2011). En comparación con estudios que utilizaron emisores vía satélite, el valor medio del MCP sigue siendo muy superior a los obtenidos en estos estudios: 131,22 km² en Aragón (Martínez-Miranzo, B., 2017) y 205,6 km² en Tarragona y Valencia (Pérez-García et al., 2013). Estas diferencias tan acentuadas pueden deberse al hecho de que el MCP es un parámetro muy sensible a las ubicaciones ultra periféricas o “outliers”, y con frecuencia da lugar a tamaños sobreestimados del área de campeo (Börger et al., 2016). El MCP empleado para delimitar el área máxima utilizada por los individuos puede dar lugar a conclusiones poco realistas en cuanto al comportamiento espacial. Esto sucede en situaciones donde viajes de nomadeo dan lugar a ubicaciones periféricas que no se corresponden con el área utilizada normalmente por el individuo. Estas situaciones se pueden observar claramente con los individuos 4 (Orusco), 5 (Noalejo) y 6 (Alameda), que realizan viajes exploratorios con frecuencia aumentando significativamente el

tamaño de su MCP (Tabla 3). Por ello, para obtener una visión más próxima al área utilizada con más frecuencia, es necesario analizar los contornos de densidad Kernel.

Si nos fijamos en el valor medio de K95 (87,48 km²; 11,91-307,25 km²) seguimos encontrando diferencias con los valores de K95 obtenidos en otros estudios similares: 36,1 km² en Cataluña (Bosch et al., 2010), 15,82-44,48 km² en la Comunidad Valenciana (Sanz et al., 2005), 57,25 km² en Aragón y 44,4 km² en Tarragona y Valencia. Pese a que las diferencias no son tan acentuadas, como ocurre al comparar el MCP, es probable que pueda deberse a diferentes causas. El mayor porcentaje de individuos subadultos del presente estudio podría ser en gran parte responsable del aumento del tamaño del área de campeo. Durante los años en que se completa su madurez, los individuos continúan con un comportamiento nómada realizando grandes desplazamientos (Mañosa et al., 1998; Pavón et al., 2009), lo que daría lugar a áreas de campeo mayores. Destacan en este sentido los individuos subadultos 4, 5 y 6, que muestran cierta tendencia a realizar con frecuencia viajes de exploración hacia zonas alejadas del nido. Sin embargo, se han hecho ANOVAs de una vía con la medida de superficie como variable dependiente y la edad del individuo en el momento de establecimiento del territorio (adulto vs subadulto) como factor de clasificación, y en ninguna de las cinco variables de medida del tamaño del área (MCP, K95, K75, K50 y K5) se obtuvieron diferencias significativas (no se muestran los resultados, ya que este análisis simplifica la situación al considerar la edad en un único momento pero el cálculo del área es la suma de todos los años de seguimiento).

Las diferencias observadas con relación a otros trabajos también podrían ser explicadas por factores relacionados con la calidad de los territorios o las interferencias antrópicas. Perona et al., (2019) sugieren que la mayor incidencia de actividades al aire libre durante las vacaciones y fines de semana en las zonas donde los individuos de águila perdicera establecen sus territorios, podría explicar el aumento del tamaño del área de campeo diaria que encontraron (medido con el K95). Esto sería debido a que las águilas sortean aquellas zonas donde la presión humana es elevada, incluso evitando las zonas para la nidificación, caza y descanso. En este sentido, los territorios de los individuos de águila perdicera del presente estudio se encuentran en zonas con una presión humana considerable, relativamente próximos a la ciudad de Madrid y núcleos

urbanos grandes, y otras localidades como San Martín de Valdeiglesias con gran afluencia vacacional. Por tanto, el elevado valor medio de K95 en comparación con otros estudios similares podría deberse a la presencia de focos de presión humana en la zona de estudio. En cuanto a la calidad del hábitat, Martínez-Miranzo (2017) propone que el águila perdicera sigue una estrategia denominada “hipótesis de la estabilidad trófica”, que de forma resumida consiste en la preferencia por ambientes donde la disponibilidad de alimento sea estable a lo largo del ciclo anual frente a territorios con una mayor pero impredecible abundancia de presas. Además, indica que el mayor tamaño de las áreas de campeo (K95) asegura un nivel mínimo de esta estabilidad que permite a los individuos de águila perdicera desempeñarse. En el presente estudio carecemos de datos de disponibilidad de alimento, pero el mayor tamaño del K95 obtenido podría indicar la ausencia de estabilidad en la disponibilidad de presas en el área de estudio. Aunque el tamaño muestral del presente trabajo es reducido, sería importante identificar las causas de las diferencias en las áreas de campeo con respecto a otros estudios, ya que podrían tener implicaciones en el manejo y gestión de la especie.

A nivel individual, se encontraron diferencias significativas entre individuos para todos los parámetros espaciales estimados. Estas diferencias pueden ser explicadas atendiendo a la heterogeneidad del paisaje y a las preferencias de hábitat del águila perdicera. Los individuos territoriales seleccionan activamente zonas de roquedo para la nidificación y mosaicos de vegetación para la caza (Real et al., 2016), lo cual unido a la distribución heterogénea de estos elementos en el paisaje da lugar a una gran variedad de formas y tamaños de los territorios. De hecho, en la Figura A del anexo observamos la gran variedad de formas del área de campeo de los individuos reproductores. En este sentido, destaca la frecuencia con la que los individuos 4 (Orusco), 5 (Noalejo) y 6 (Alameda) emprenden largos viajes de nomadeo que condicionan la forma alargada de su área de campeo. Esto puede ser debido principalmente a su edad pre-adulta, etapa que se caracteriza por un estilo de vida más errático, realizan grandes desplazamientos durante los años en que se completa su madurez (Pavón et al., 2009), en comparación con la etapa adulta, caracterizada por un comportamiento más sedentario, (Mañosa et al., 1998; Bosch et al., 2010).

No se encontraron diferencias significativas entre individuos con alimentación suplementaria y sin ella. Dado que esta técnica fue implantada en el momento del establecimiento de la pareja en el territorio, es relativamente reciente en los individuos del estudio. No se puede descartar que en un futuro pueda provocar cambios en el comportamiento de los individuos ya que la alimentación suplementaria tiene el potencial de producir efectos a largo plazo (Robb et al., 2008). Además, es importante destacar que lo que se ha analizado en este trabajo son los tamaños de las áreas obtenidas, por lo que pese a la ausencia de diferencias en cuanto al tamaño del MCP o los contornos de densidad Kernel pueden existir variaciones en cuanto a la localización de estas zonas dentro del territorio o la intensidad de uso. Por ello, es importante realizar un seguimiento a largo plazo de los individuos reproductores que reciben alimentación suplementaria, así como de su descendencia, con el fin de valorar el impacto que tiene sobre la población. Esto contribuiría a aumentar el conocimiento científico sobre este asunto y, en consecuencia, mejorar la calidad de las guías de uso de esta herramienta de conservación.

No se encontraron diferencias significativas entre sexos para ninguno de los parámetros espaciales estimados. Esta ausencia de diferencias estaría relacionada con la similitud en los territorios de los dos individuos que forman una pareja. Se puede observar en la Figura 1 como los territorios de los individuos territoriales que forman la pareja se solapan en gran medida. La ausencia de diferencias en el tamaño del área de campeo entre sexos es un patrón que se ha repetido en varios estudios tanto de seguimiento por radio (Bosch et al., 2010) como por satélite (Pérez-García et al., 2013). Estos resultados apoyan la idea que defienden varios autores del fuerte vínculo que existe en las parejas reproductoras de águila perdicera.

En cuanto a las variaciones interanuales, la localización de los MCP se repite a lo largo de los años. Sin embargo, se observan ciertas diferencias para el tamaño de los respectivos kernels, más acusadas en los individuos subadultos que en los adultos. La fidelidad por el territorio es algo previamente ilustrado en esta especie, que mantiene su localización a lo largo de los años. Sin embargo, se observan ciertas variaciones con relación a las medidas de superficie estudiadas. Esto podría indicar que la disponibilidad de alimento, así como de zonas adecuadas para la nidificación, varían ligeramente entre

años, dando lugar a cambios en los usos que las aves hacen de sus territorios. Serían necesarios datos sobre la disponibilidad de presas para poder afirmar esto (Martínez-Miranzo, 2017), que reflejaría ajustes de los individuos a variaciones en su ambiente (Cramp y Simmons, 1980). No obstante, la fidelidad por el territorio estaría asociada a factores como la disponibilidad limitada de lugares de nidificación, la competencia con otros individuos, o la calidad del hábitat en cuanto a disponibilidad de recursos (tróficos, posaderos...). Las mayores diferencias interanuales observadas en los individuos subadultos estarían relacionadas con el proceso de estabilización progresiva de los territorios. Se trata de dos individuos que fueron marcados siendo individuos subadultos, caracterizados por un comportamiento más nómada y, con el paso de los años, se convirtieron en adultos con un comportamiento más territorial. Por tanto, estas variaciones pueden deberse a la maduración de los individuos y el consecuente cambio en su comportamiento espacial.

Con relación a la metodología empleada en el presente trabajo, no debemos dejar de señalar que las conclusiones del mismo se derivan del estudio de una muestra de reducido tamaño ($n=10$ aves) y, por tanto, son limitadas. El águila perdicera es una especie amenazada que sufrió un fuerte declive en las últimas décadas y, aunque su situación ha mejorado, actualmente se encuentra en situación de vulnerabilidad, por lo que obtener tamaños de muestra superiores entraña una gran dificultad.

También es importante señalar las consecuencias derivadas de las mejoras en la calidad de los emisores utilizados. La frecuencia de emisión (y por tanto el número de localizaciones por día) es mucho mayor en los últimos individuos marcados. Y eso tiene consecuencias en la delimitación de las áreas de campeo. En el presente trabajo se redujo el análisis a cuatro localizaciones por día en todos los individuos, para poder comparar todas las aves. Pero eso implica una pérdida de información que puede ser importante (los valores de los parámetros de superficie cuantificados disminuyeron notablemente en los individuos con más localizaciones por día). Sirva como ejemplo el siguiente análisis realizado con los datos de este estudio: Se calculó la diferencia para cada individuo entre la superficie obtenida utilizando todas sus localizaciones y la que se obtiene considerando solo cuatro localizaciones por día. Esta variable se calculó para el MCP y todos los contornos de densidad ajustada con Kernel (K95, K75, K50 y K5). Se

realizó una regresión simple con dicha variable como variable dependiente y el número total de localizaciones como variable predictora. Muy brevemente podemos señalar que en todos los casos la diferencia observada aumentó al incrementarse el número de localizaciones. Esto fue especialmente marcado en el MCP, muy sensible a puntos extremos, que serían más difíciles de detectar en emisores con cuatro localizaciones al día. Pero la diferencia no fue tan acusada en el caso de los contornos de densidad Kernel, que, aunque disminuyen al considerar las 4 localizaciones por día frente al total de localizaciones, las diferencias no resultan tan importantes. Los contornos de densidad Kernel reflejan las áreas más utilizadas por los individuos y, por tanto, gracias a largos periodo de seguimiento, con 4 posiciones diarias podría ser suficiente para representar estas áreas.

En conclusión, pese a que tradicionalmente los esfuerzos de conservación se han centrado en las zonas de nidificación con el fin de mantener el éxito reproductor alto, la conservación de las poblaciones debe basarse además en la reducción de la mortalidad pre-adulta y adulta, lo cual implica la ampliación de la protección a la totalidad del área de campeo (Ontiveros, 2016). Este aumento de la cantidad de territorio protegido es esencial para asegurar la supervivencia de los individuos gracias a la conservación de zonas críticas como las utilizadas para la caza, que abarcan una parte importante del territorio y son esenciales para la supervivencia de la pareja (Bosch et al., 2010). De hecho, las tasas de mortalidad asociadas a la electrocución, principal causa de mortalidad en el águila de Bonelli, se concentran en las áreas utilizadas preferentemente para la caza, debido al hábito de comenzar los ataques desde posaderos, (Martínez et al., 2014; Guil et al., 2011), que se identifican bien por los contornos de densidad Kernel al 75% (K75) (Bosch et al., 2010). Se recomienda ampliar la protección al menos hasta el área definida por K75 y dedicar a esta zona medidas de conservación específicas basadas en modificaciones estructurales de los tendidos eléctricos (Guil et al., 2011) tal y como marca el Real Decreto 1432/2008.

La delimitación y representación del área de campeo total utilizada por el individuo y de la intensidad de uso diferencial de las distintas zonas del área de campeo (Figura A) permite dedicar los recursos de una manera más dirigida. Además, la identificación de las distintas áreas críticas, así como de las actividades específicas que

se llevan a cabo en cada una de ellas, permite personalizar las medidas de conservación atendiendo a las principales amenazas en cada zona. Por ello, es necesario promover programas de marcaje que permitan el seguimiento de los individuos y, por ende, la realización de estudios de ecología espacial.

Nuestros resultados muestran la gran variedad de formas y tamaños en los territorios de cada individuo, reflejando la importancia de los estudios en ecología espacial con el fin de definir correctamente sus territorios y áreas clave. Desde un punto de vista conservacionista, el uso de valores promedio para establecer tamaños de territorios de referencia es bastante limitado y puede obviar zonas esenciales para la supervivencia de la pareja. Es preferible realizar un seguimiento a largo plazo y los estudios pertinentes previamente a la toma de decisiones de manejo siempre que sea posible.

En definitiva, es importante definir y proteger las áreas clave del territorio de esta especie que puede actuar como especie bandera beneficiando a otras especies y al ecosistema en general. Las medidas de conservación deben realizarse de manera personalizada y primordialmente in situ. Por un lado, es importante asegurar una fuente constante y estable de alimento que favorezca el establecimiento y mantenimiento de los territorios a lo largo del tiempo (Martínez-Miranzo, B., 2017), lo cual puede conseguirse mediante alimentación suplementaria y mejoras en la calidad del territorio con la promoción de las actividades tradicionales de usos del suelo (Real et al., 2016). Por otro lado, se recomienda evitar en la medida de lo posible la presencia de elementos (Bayle, 1999) y actividades antrópicas en zonas críticas para la especie (área de nidificación, área corazón y área seleccionada para la caza) que perturben sus patrones normales de comportamiento (Perona et al., 2019) y pongan en peligro la supervivencia de los individuos (Ontiveros et al., 2004; Real, 2004).

5 Bibliografía

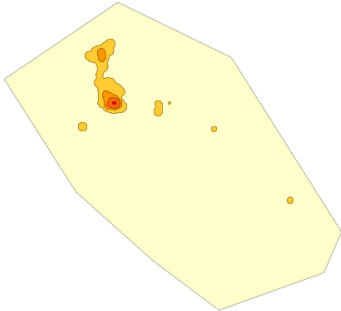
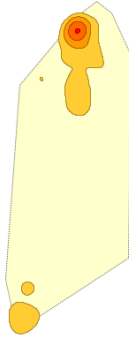
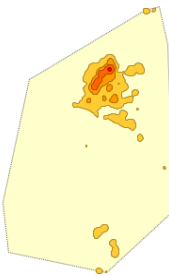
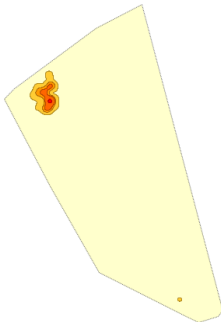
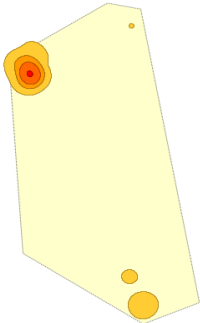
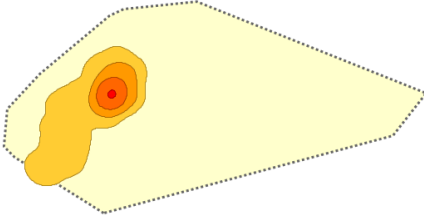
- Adams, E. S. (2001). Approaches to the study of territory size and shape. *Annual review of ecology and systematics*, 32(1), 277-303.
- Arroyo, A. C., & Solís, C. D. L. C. (2011). Individual and Seasonal Variability in Territory Size of Three Adult Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* in Extremadura (Sw Spain). *Ardeola*, 58(1), 165-173.
- Arroyo, B., Bueno, J. M., & Pérez-Mellado, V. (1976). Biología de reproducción de una pareja de *Hieraaetus fasciatus* en España Central. *Doñana Acta Vertebrata*, 3, 33-45.
- Arroyo, B., Ferreiro, E., & Garza, V. (1998). Causas de la regresión del Águila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España Central. *Holarctic Birds of Prey* (RD Chancellor, B.-U. Meyburg, and JJ Ferrero, Eds.). ADENEX-WWGBP, Merida, Spain, 291-304.
- Balbontín Arenas, J. (2004). El águila perdicera en Andalucía ecología y dispersión juvenil.
- Balbontín, J., & Ferrer, M. (2009). Movements of juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study*, 56(1), 86-95.
- Bayle, P. A. T. R. I. C. K. (1999). Preventing birds of prey problems at transmission lines in western Europe. *Journal of Raptor Research*, 33, 43-48.
- Blanco, G. (2006). Natural selection and the risks of artificial selection in the wild: nestling quality or quantity from supplementary feeding in the Spanish imperial eagle. *Ardeola*, 53(2), 341-351.
- Börger, L., Franconi, N., De Michele, G., Gantz, A., Meschi, F., Manica, A., ... & Coulson, T. I. M. (2006). Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journal of Animal Ecology*, 1393-1405.
- Bosch, R., Real, J., Tinto, A., Zozaya, E. L., & Castell, C. (2010). Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis*, 152(1), 105-117.
- Boutin, S. (1990). Food supplementation experiments with terrestrial vertebrates: patterns, problems, and the future. *Canadian Journal of Zoology*, 68(2), 203-220.
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of mammalogy*, 24(3), 346-352.
- Cadahía, L., López-López, P., Urios, V., & Negro, J. J. (2010). Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's eagle dispersal areas. *European Journal of Wildlife Research*, 56(6), 923-930.

- Cadahía, L., Urios, V., & Negro, J. J. (2005). Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* during their first winter.
- Cadahía, L., Urios, V., & Negro, J. J. (2007). Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* juvenile dispersal: hourly and daily movements tracked by GPS. *Bird Study*, 54(2), 271-274.
- Carrete, M., A. Sánchez-Zapata, J., L. Tella, J., M. Gil-Sánchez, J., & Moleón, M. (2006). Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos*, 112(3), 680-690.
- Cogan, C. B., D'Elia, J., Convery, K., Brandt, J., & Bulgerin, T. (2012). Analysis of California condor (*Gymnogyps californianus*) activity using satellite telemetry data. *Open Ornithol J*, 5, 82-93.
- Cramp, S., Simmons, K. L. E., Brooks, D. C., Collar, N. J., Dunn, E., Gillmor, R., ... & Olney, P. J. S. (1983). *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic: 3. Waders to gulls.*
- de España, G. (2011). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Madrid, Spain. *Boletín Oficial del Estado*, de, 23.
- Ferrer, M., Morandini, V., Baguena, G., & Newton, I. (2018). Reintroducing endangered raptors: a case study of supplementary feeding and removal of nestlings from wild populations. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1360-1367.
- Gavilán García, R. G. (2002). *Estudio de las relaciones entre la vegetación y el clima en el Sistema Central español.* Universidad Complutense de Madrid, Servicio de Publicaciones.
- Gonzalez, L. M., Margalida, A., Sanchez, R., & Oria, J. (2006). Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation*, 129(4), 477-486.
- Guil, F., Fernández-Olalla, M., Moreno-Opo, R., Mosqueda, I., Gómez, M. E., Aranda, A., ... & Margalida, A. (2011). Minimising mortality in endangered raptors due to power lines: the importance of spatial aggregation to optimize the application of mitigation measures. *PLoS One*, 6(11), e28212.
- Hall, T. R., Howard, W. E., & Marsh, R. E. (1981). Raptor use of artificial perches. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 9(4), 296-298.
- Laver, P. N., & Kelly, M. J. (2008). A critical review of home range studies. *The Journal of Wildlife Management*, 72(1), 290-298.

- Lebrija, J. J. I., Izquierdo, P., & Álvarez, E. (2012). Cría en cautividad y reforzamiento de Águila-azor perdicera (*Aquila fasciata*) en la Comunidad de Madrid. *Chronica naturae*, (2), 73-82.
- Mañosa, S. (1998). Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. *J Raptor Res*, 3, 208-214.
- Martínez Miranzo, B. (2017). Ecología espacial del águila de Bonelli ("*Aquila fasciata*") en Aragón (Doctoral dissertation, Universidad Complutense de Madrid).
- Martínez, J. E., Zuberogoitia, I., Gómez, G., Escarabajal, J. M., Cerezo, E., Jiménez-Franco, M. V., & Calvo, J. F. (2014). Attack success in Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. *Ornis Fennica*, 91(2), 67.
- Mohr, C. O. (1947). Minimum Convex Polygon (MCP). Recuperado de: [http://www.stat.ufl.edu/STA6934/Minimum%20Convex%20Polygon,201\(2017\),2007](http://www.stat.ufl.edu/STA6934/Minimum%20Convex%20Polygon,201(2017),2007).
- Moorcroft, P. R., & Barnett, A. (2008). Mechanistic home range models and resource selection analysis: a reconciliation and unification. *Ecology*, 89(4), 1112-1119.
- Ontiveros, D. (2016). Águila perdicera—*Aquila fasciata* Vieillot, 1822.
- Ontiveros, D., Real, J., Balbontín, J., Carrete, M., Ferreiro, E., Ferrer, M., ... & Sánchez-Zapata, J. A. (2004). Conservation biology of the Bonelli's Eagle in Spain: Research and management| *Biología de la conservación del Águila Perdicera Hieraaetus fasciatus en España: Investigación científica y gestión*.
- Pavón, D., López-López, P., Limiñana, R., & Urios, V. (2009). Dispersión juvenil y reclutamiento a la fracción adulta de juveniles de Águila-azor perdicera (*Aquila fasciata*) y Águila real (*Aquila chrysaetos*) en España.
- Pérez-García, J. M., Margalida, A., Afonso, I., Ferreiro, E., Gardiazábal, A., Botella, F., & Sánchez-Zapata, J. A. (2013). Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's eagles (*Aquila fasciata*) tracked by GPS satellite telemetry. *Journal of Ornithology*, 154(1), 63-71.
- Perona, A. M., Urios, V., & López-López, P. (2019). Holidays? Not for all. Eagles have larger home ranges on holidays as a consequence of human disturbance. *Biological Conservation*, 231, 59-66.
- Real decreto 1432/2008, de 29 de agosto, por el que se establecen medidas para la protección de la avifauna contra la colisión y la electrocución en líneas eléctricas de alta tensión. BOE 13 de septiembre de 2008.
- Real, J. (2004). Águila-azor perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. LIBRO ROJO, 154.

- Real, J., & Bros, V. (1984). Estudios para lograr la recuperación del Águila perdicera en Cataluña. *Quercus*, 14, 10-13.
- Real, J., & Mañosa, S. A. (2001). Dispersal of juvenile and immature Bonelli's Eagles. *Journal of Raptor Research*, 35, 9-14.
- Real, J., Bosch, R., Tintó, A., & Hernández-Matías, A. (2016). Identifying key habitats for the conservation of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata* using radiotracking. *Ibis*, 158(3), 556-568.
- Real, J., Palma, L., & Rocamora, G. (1997). Bonelli's eagle. *European ornithological atlas*. T&AD Poyser, London, United Kingdom, 174-175.
- Reinert, S. E. (1984). Use of introduced perches by raptors: experimental results and management implications. *Raptor Research*, 18(1), 25-29.
- Robb, G. N., McDonald, R. A., Chamberlain, D. E., & Bearhop, S. (2008). Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 476-484.
- Rodríguez, M. D. P. G., González, M. E. P., & Zaballos, A. G. (2003). Análisis del clima urbano a partir de imágenes de satélite en el centro peninsular español. In *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* (No. 23, pp. 187-206). Servicio de Publicaciones.
- Samuel, M. D., Pierce, D. J., & Garton, E. O. (1985). Identifying areas of concentrated use within the home range. *The Journal of Animal Ecology*, 711-719.
- Seaman, D. E., & Powell, R. A. (1996). An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, 77(7), 2075-2085.
- Steiniger, S., & Hunter, A. J. (2012). OpenJUMP HoRAE—A free GIS and toolbox for home-range analysis. *Wildlife Society Bulletin*, 36(3), 600-608.
- Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70(1), 164-168.

6 Anexo

<p>ALCALA (tamaño de celda = 100; "bandwidth" = 660,796)</p>	<p>ORUSCO (tamaño de celda = 100; "bandwidth" = 4144,478)</p>
	
<p>ILLIANA (tamaño de celda = 100; "bandwidth" = 650,031)</p>	<p>NOALEJO (tamaño de celda = 100; "bandwidth" = 1725,232)</p>
	
<p>ALAMEDA (tamaño de celda = 100; "bandwidth" = 3970,972)</p>	<p>SEÑOR (tamaño de celda = 100; "bandwidth" = 1018,867)</p>
	
<p>SEÑORA (tamaño de celda = 100; "bandwidth" = 859,247)</p>	<p>PERDIMAN (tamaño de celda = 100; "bandwidth" = 1018,867)</p>

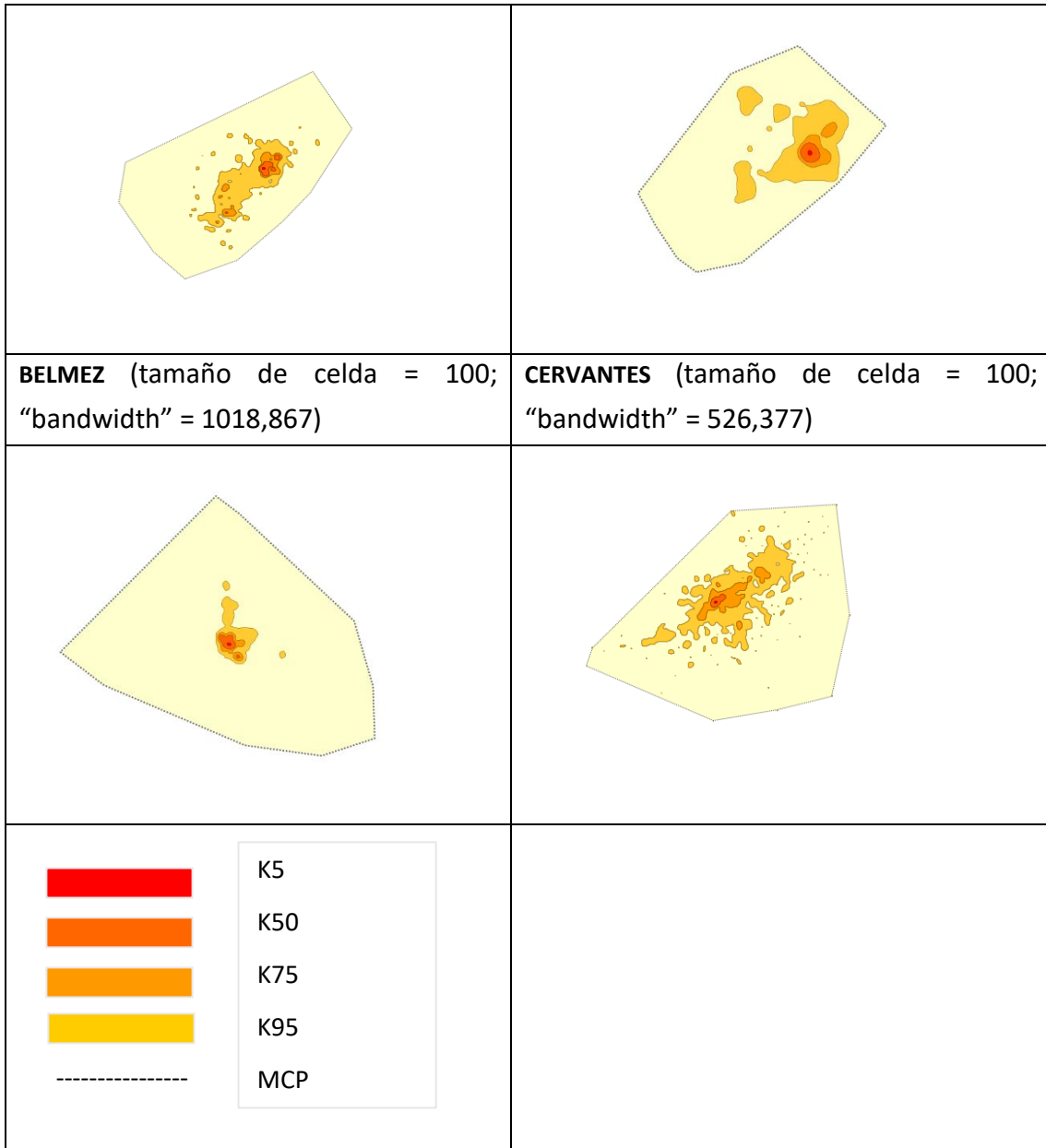


Figura A: Áreas de campeo obtenidas para cada individuo, generadas con la función "Point Kernel Density (KDE)" usando un kernel tipo Standard Biweight. Tamaño de celda = 100 m para todos los individuos y un "bandwidth" específico para cada individuo calculado automáticamente por la función KDE. Áreas de campeo delimitadas por MCP e isólineas del 95% (K95), 75% (K75), 50% (K50) y 5% (K5) representadas según leyenda.