

CARACTERIZACIÓN DEL TERRITORIO EN INDIVIDUOS REPRODUCTORES DE ÁGUILA PERDICERA EN ARAGÓN.

Beatriz Martínez Miranzo

Director: José Ignacio Aguirre de Miguel

Departamento de Zoología y Antropología Física. Facultad de Biología

Universidad Complutense de Madrid.



RESUMEN

En España, el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) sufre un declive generalizado desde los años 80 y se encuentra incluida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas por tanto, los estudios que proporcionan resultados que pueden ser aplicados directamente a la conservación de la especie son muy necesarios. Se ha realizado un estudio en la Comunidad Autónoma de Aragón de la caracterización y el uso del territorio de 17 adultos reproductores en los distintos periodos del ciclo anual a lo largo de 7 años, a partir de datos precisos obtenidos gracias al seguimiento por satélite.

En esta población, existen variaciones individuales en el tamaño del territorio y en el uso que hacen del mismo aunque no se han encontrado variaciones anuales. Se produce una disminución del uso del territorio por parte de las hembras en época de reproducción. En última instancia estos resultados pueden ser aplicados para una gestión más eficiente de esta especie en la Comunidad Autónoma de Aragón.

Palabras clave: *Hieraaetus fasciatus*, seguimiento por satélite, parámetros espaciales, tamaño de territorio y periodo del ciclo anual.

INTRODUCCIÓN

El águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), es una rapaz de tamaño medio (55-67 cm de longitud y 142-175 cm de envergadura) cuya área de distribución se extiende por el sur de Europa, norte de África, Próximo y Medio Oriente, India y sur de China. La población europea se estima en unas 920–1.100 parejas (BirdLife International, 2004) de las cuales 733-768 se localizan en territorio español (Del Moral, 2006). Considerada de preocupación menor a nivel mundial (UICN, 2012), en España sufre un declive generalizado desde los años 80 y se encuentra catalogada en la actualidad como vulnerable (RD 131/2011). Sus amenazas derivan tanto de la presión humana en los territorios de cría, como de la caza directa de adultos o el expolio de nidos (Arroyo *et al.*, 1995), la mortalidad indirecta de jóvenes y adultos (Real & Mañosa, 1997; Carrete *et al.*, 2002; Balbontín *et al.*, 2003; Gil-Sánchez *et al.*, 2004; Gil-Sánchez *et al.*, 2005) y la pérdida de hábitat y los cambios en el uso del suelo (Carrete *et al.*, 2005; Balbontín, 2005; Martínez *et al.*, 2007). Además, la competencia interespecífica por los sitios de cría y el territorio con otras rapaces, como el águila real (*Aquila chrysaetos*) (Fernández & Insausti, 1990; Fernández *et al.*, 1998; Carrete *et al.*, 2005; 2006), hacen que esta especie vea seriamente comprometida su viabilidad poblacional.

El comportamiento de esta especie ha sido estudiado en detalle, así como su reproducción (Gil-Sánchez, 2004), ecología trófica (Ontiveros *et al.*, 2005) y hábitat que ocupa. La mayoría de estos estudios se basan en censos y en el seguimiento de poblaciones (Arroyo *et al.*, 1995; Del Moral, 2006). Con el uso de nuevas técnicas como el radioseguimiento, la teledetección y su integración en sistemas de información geográfica (Cadahia *et al.*, 2008), se ha conseguido conocer más sobre el comportamiento de esta especie, especialmente en aspectos relacionados con la dispersión juvenil (Balbontín, 2005; Cadahia *et al.*, 2005) así como sobre el uso heterogéneo que los adultos hacen del territorio en diferentes épocas del año (Sanz *et al.*, 2005; Bosch *et al.*, 2009). Sin embargo, los estudios realizados hasta la fecha sobre individuos reproductores se reducen a unos pocos ejemplares adultos equipados con dispositivos de radioseguimiento (Bosch *et al.*, 2009) que aportan información útil pero no demasiado precisa comparada con los modernos sistemas de seguimiento por satélite. Los estudios realizados con sistemas de seguimiento por satélite se han visto restringidos a juveniles en dispersión (Cadahia *et al.*, 2005; 2008).

La utilización de estas nuevas herramientas aporta bastante información acerca del tamaño del territorio y el uso que hacen del mismo. Uno de los factores limitantes que influye en ese tamaño es la densidad de presas (Newton, 1979) que podría determinar en última instancia el éxito reproductor de los individuos (Ontiveros & Pleguezuelos, 2000). La ecología trófica de esta especie es variable (Ontiveros & Pleguezuelos, 2000) y se ajusta tanto a la disponibilidad de presas (Ontiveros *et al.*, 2005) como a la fase del ciclo anual en el que se encuentre (Moleón *et al.*, 2007) viéndose traducido en el uso que hacen del territorio. El periodo reproductor podría marcar esas diferencias de uso. La presencia de huevos o de pollos en el nido implicaría un mayor esfuerzo por parte de los progenitores y restringiría su movilidad, a diferencia del periodo no reproductor, donde los individuos realizan mayores movimientos y un uso del territorio más heterogéneo (Moleón *et al.*, 2007). El estudio del uso de territorio de los adultos reproductores en los distintos periodos del ciclo anual a lo largo de los años, a partir de datos precisos obtenidos gracias al seguimiento por satélite, aportaría información novedosa y útil aplicable a la conservación de la especie.

El objetivo de este estudio es determinar si existen variaciones en el tamaño del territorio y otros parámetros espaciales entre individuos, sexos, periodos del ciclo anual y años y cuales podrían ser las causas de las mismas. Hasta el momento, este es el primer estudio en el que se han examinado datos vía satélite de casi una veintena de adultos reproductores de ambos sexos en distintos periodos del ciclo anual en una serie de años consecutivos. Gracias a los resultados obtenidos, se pretende dotar a los gestores de fauna y de espacios de herramientas de conservación para la priorización de las zonas mas sensibles, centralizando los esfuerzos de conservación en ellas.

MATERIAL Y MÉTODOS.

Área de estudio

El estudio se enmarca en la Comunidad Autónoma de Aragón, al noreste de la Península Ibérica, área delimitada por el Pirineo Aragonés al norte y el Sistema Ibérico al sur, entre las cuales transcurre el río Ebro. La población de águila perdicera analizada se extiende a lo largo de las tres provincias, aunque en Teruel se localizan la mayor parte de los individuos reproductores.

El área de estudio se sitúa entre 150-3.330 m.s.n.m., donde se ven representados los pisos bioclimáticos eurosiberiano, en la zona pirenaica, y mediterráneos en el resto de Aragón (Rivas-Martínez, 1983).

La vegetación en la zona eurosiberiana se corresponde con un bosque tipo mesófilo, donde destaca la presencia de robles (*Quercus robur*), hayas (*Fagus sylvatica*) y abetos (*Abies alba*) con pinos silvestres (*Pinus sylvestris*) y pinos negros (*Pinus nigra*). Una gran franja central, sobre las 3 provincias, corresponde a un bosque xerófilo, representada principalmente por la encina (*Quercus ilex*) y la coscoja (*Quercus coccifera*). El sur de la comunidad, se caracteriza por un bosque meso-xerófilo. Destacan las formaciones con sabina (*Juniperus thurifera*), enebros (*Juniperus communis*) y quejigos (*Quercus faginea*) (Costa, 2005).

Captura y seguimiento vía satélite.

Entre los años 2004 y 2011, se capturaron 17 adultos reproductores de águila perdicera (10 machos y 7 hembras). Los individuos fueron capturados con un cebo malla activado a distancia por un técnico, (V. G. Matarranz de la Subdirección General de Medio Natural, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). Cada individuo fue marcado con un transmisor satélite solar (Argos/GPS, Microwave Telemetry Inc., USA) fijado a su espalda mediante un arnés de Teflón con un punto de ruptura (Garcelon, 1985). El peso de los transmisores no representa más del 2,25% del total del peso corporal (Kenward, 2001). Cada individuo emitía una señal a la hora, a lo largo de 16 horas diarias hasta el fin de la batería o hasta la muerte del individuo. Gracias a ello, se han generado un total de 48.000 puntos georeferenciados.

| Sexo | ID | 2004 | 2004 | 2005 | 2005 | 2005 | 2006 | 2006 | 2006 | 2007 | 2007 | 2007 | 2008 | 2008 | 2008 | 2009 | 2009 | 2009 | 2010 | 2010 | 2010 | 2011 | 2011 | 2011 | Total general | |
|---------------|----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|---------------|-------|
| | | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | | | |
| 1 | 12 | | | | 367 | 80 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 447 | |
| 1 | 9 | | | | 315 | 297 | 447 | 318 | 271 | 373 | 296 | 269 | 631 | 438 | 312 | 220 | | | | | | | | | | 4187 |
| 1 | 15 | | | | | | | | | | | | 208 | 536 | 456 | 505 | 539 | 432 | 422 | 168 | | | | | | 3266 |
| 1 | 13 | | | | | | | | | | | | | | | | 84 | 477 | 522 | 605 | 318 | 590 | 697 | 505 | | 3798 |
| 1 | 1 | | | | 142 | 47 | | | | 167 | 126 | 276 | 445 | 355 | 344 | 335 | 231 | 392 | 457 | 317 | 379 | 503 | 322 | | | 4838 |
| 1 | 10 | | | | | | | | | 189 | | | | | | | | | | | | | | | | 189 |
| 1 | 16 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 831 | 549 | 740 | 989 | 690 | | 3799 |
| 1 | 14 | | | 37 | 658 | 530 | 383 | 841 | 597 | 239 | | | | | | | | | | | | | | | | 3285 |
| 1 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | 327 | 815 | 722 | 437 | 700 | 129 | | | 3130 |
| 1 | 4 | | | 39 | 639 | 403 | 156 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1237 |
| Total 1 | | 0 | 76 | 1297 | 1757 | 963 | 1288 | 915 | 510 | 729 | 422 | 753 | 1612 | 1249 | 1161 | 1178 | 1467 | 2151 | 2783 | 1621 | 2409 | 2318 | 1517 | | | 28176 |
| 2 | 8 | | | | | | | | | | | | 173 | 200 | 484 | 505 | 262 | 546 | 438 | 224 | 324 | 494 | 77 | | | 3727 |
| 2 | 2 | | | | | | | | | | | | 40 | 476 | 731 | 285 | 482 | 673 | 331 | 441 | 700 | 465 | 538 | | | 5162 |
| 2 | 5 | 268 | 160 | 175 | 356 | 253 | 278 | 161 | 135 | 288 | 133 | 157 | 176 | 461 | 145 | | | | | | | | | | | 3146 |
| 2 | 7 | | | | | | | | | | | 94 | 135 | 414 | 568 | 318 | 275 | 637 | 28 | | | | | | | 2469 |
| 2 | 11 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 92 | 969 | 614 | | 1675 |
| 2 | 6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | 205 | 373 | 636 | 592 | 570 | | | 2376 |
| 2 | 17 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 66 | 571 | 632 | | 1269 |
| Total 2 | | 268 | 160 | 175 | 356 | 253 | 278 | 161 | 135 | 288 | 133 | 424 | 551 | 1835 | 1949 | 865 | 1303 | 1748 | 788 | 1138 | 1988 | 2674 | 2354 | | | 19824 |
| Total general | | 268 | 236 | 1472 | 2113 | 1216 | 1566 | 1076 | 645 | 1017 | 555 | 1177 | 2163 | 3084 | 3110 | 2043 | 2770 | 3899 | 3571 | 2759 | 4397 | 4992 | 3871 | | | 48000 |

Tabla 1. Número de puntos de localización para cada uno de los individuos (ID) machos (1) y hembras (2) en cada uno de los tres periodos definidos (1) no-reproductor (1 sept - 14 feb), (2) reproductor (15feb - 14 jun) y de (3) dependencia de los pollos (15 jun - 31 ago).

Caracterización de parámetros espaciales y territorio.

Los parámetros espaciales y el tamaño del territorio de los individuos fueron calculados mediante la herramienta Animal Movement y Kernel Tool en ArcGis 9.3. Se estableció el Polígono Mínimo Convexo (MCP) (Mohr, 1947), definido como el área máxima utilizada por el individuo, que incluye el 100% de los puntos registrados (incluyendo los outliers o viajes de nomadeo que se hayan podido producir) y los Contornos de Densidad Ajustada con Kernel (Kernel) (Worton, 1989) que representa el límite del área que contiene el porcentaje del volumen de densidad de distribución a diferentes niveles. En nuestro caso, los Kernels al 5% (K5 de aquí en adelante), se corresponden con las áreas de nidificación y que contiene en promedio el 5% de los puntos utilizados para generar el estimador. Kernels al 50% (K50) se corresponde con el área corazón, donde se concentran el mayor número de localizaciones dentro del territorio a lo largo del año (Samuel *et al.*, 1985) y contiene en promedio el 50% de los puntos utilizados para generar el estimador. Los Kernels al 75% (K75) son las áreas seleccionadas activamente fuera del periodo reproductor o para la caza (Bosch *et al.*, 2009) y contiene en promedio el 75% de los puntos utilizados para generar el estimador y el Kernel al 95% (K95) que constituye el tamaño total del territorio, que engloba el 95% de la densidad de las localizaciones registradas, eliminando los outliers (Seaman & Powell, 1996; Kenward, 2001; Ratcliffe & Crowe, 2001; Laver & Kelly, 2008; Vander Wal & Rodgers, 2012).

Las localizaciones utilizadas para construir el territorio fueron aquellas que se consideraron independientes, se eliminaron de la base de datos inicial aquellas localizaciones en las primeras horas de la mañana y en las últimas de la tarde (zonas de dormitorio) por no ser consideradas independientes (Swihard & Slade, 1985; Seaman & Powell, 1996; Kenward, 2001).

Para el análisis del territorio se han considerado 3 periodos a lo largo del año basados en el ciclo biológico de la especie (Arroyo, *et al.*, 1995). En el periodo 1 no reproductor (del 1 de septiembre al 14 de febrero) los adultos residentes y reproductores están menos ligados a los territorios y realizan mayores movimientos (Ontiveros, 2007). A partir de noviembre se pueden observar los primeros vuelos nupciales y cópulas comenzando los aportes al nido por parte de ambos miembros de la pareja (Real, 1982) previo al periodo reproductor. En el periodo 2 reproductor (del 15 de febrero al 14 de junio) se requiere un mayor esfuerzo de los padres, y la hembra pasa la mayor parte del tiempo en el nido, incubando o atendiendo a los pollos (Arroyo *et al.*, 1995). En el periodo 3 de dependencia de los pollos (15 de junio al 31 de agosto) los padres siguen realizando cebas y permanecen cerca de las zonas de nidificación hasta que los juveniles comienzan la dispersión, dejando los territorios donde nacieron (Real *et al.*, 1998).

Análisis estadístico.

En general, para analizar la variación del tamaño de territorio y de cada parámetro espacial en función de distintas variables se realizaron modelos generales mixtos (GLMM). Se usaron como variables respuesta MCP, K5, K50, K75 y K95. El sexo, periodo del ciclo anual, año e identidad del individuo como factores fijos. Dependiendo de la exploración realizada, año e identidad del individuo pudieron ser utilizados exclusivamente como factores aleatorios para evitar la pseudoreplicación, dado que en muchos casos existen datos del mismo individuo en años sucesivos.

En particular, para examinar si hay variaciones individuales en el territorio o los parámetros espaciales se han realizado distintos GLMMs con MPC, K95, K75, K50, K5 como variables respuesta, con la identidad del individuo como factor fijo y el año como factor aleatorio. Se ha realizado un análisis *post hoc* separando por sexos. También se ha explorado si hay variaciones anuales en el territorio o los parámetros espaciales con distintos GLMMs con MPC, K95, K75, K50, K5 como variables respuesta el año como factor fijo y la identidad del individuo como factor aleatorio.

Para examinar si hay variaciones debidas al sexo en el territorio o en los parámetros espaciales se han realizado distintos GLMMs con MPC, K95, K75, K50, K5 como variables respuesta, el sexo del individuo como factor fijo y el año e individuo como factores aleatorios.

Las variaciones en los periodos del ciclo anual se han examinado en primer lugar incluyendo sólo el periodo como factor fijo y el año y el individuo como factores aleatorios y posteriormente se ha analizado incluyendo también el sexo como factor fijo. Por último, se han realizado análisis *post hoc* separando por sexos.

Se comprobó la independencia y normalidad de las variables mediante un análisis de Kolmogorov-Smirnov ($P > 0.05$) y se utilizó el modulo estadístico SAS (SAS 1989–96 Institute Inc., Cary, NC, USA), para todos los análisis.

RESULTADOS

Variaciones individuales.

El valor medio del MCP para los 17 individuos de águila perdicera marcados sin distinción de sexos fue de 122,65 Km². En cuanto a las medias del K95, K75, K50 y K5 fue de 57,25 Km²; 21.93 Km²; 9.28Km² y 0.5Km² respectivamente.

En la tabla 2 se pueden observar los valores medios de todos los parámetros espaciales según sexos y periodos del año.

| | MCP | K5 | K50 | K75 | K95 |
|---------|---------------|-----------|------------|------------|-------------|
| MACHOS | 139.57±132.01 | 0.47±0.16 | 8.45±3.56 | 20.09±8.89 | 55.05±23.75 |
| HEMBRAS | 105.73±71.16 | 0.53±0.20 | 10.11±4.04 | 23.76±8.50 | 59.44±19.61 |
| MACHOS | | | | | |
| 1 | 152.77±153.24 | 0.50±0.16 | 9.01±3.62 | 21.29±9.31 | 58.67±22.18 |
| 2 | 160.25±130.79 | 0.42±0.14 | 7.61±3.10 | 18.16±7.33 | 52.86±25.77 |
| 3 | 108.40±109.71 | 0.48±0.17 | 8.71±3.88 | 20.71±9.83 | 53.73±23.79 |
| HEMBRAS | | | | | |
| 1 | 79.18±41.93 | 0.60±0.18 | 10.43±3.10 | 23.93±7.43 | 57.55±18.18 |
| 2 | 105.80±92.07 | 0.41±0.18 | 7.81±3.57 | 19.24±7.80 | 50.36±16.25 |
| 3 | 132.21±62.15 | 0.59±0.20 | 12.21±4.24 | 28.37±8.03 | 70.91±19.42 |

Tabla 2: Valores medios para machos/hembras y para machos y hembras entre periodos (1) no-reproductor (1 sept - 14 feb), (2) reproductor (15 feb - 14 jun) y de (3) dependencia de los pollos (15 jun - 31 ago).

El valor de cada parámetro espacial varía significativamente entre individuos en MCP ($F_{16,95}=4.82$; $p<0.0001$), K5 ($F_{16,95}=6.04$; $p<0.0001$), K50 ($F_{16,95}=6.24$;

$p < 0.0001$), K75 ($F_{16,95}=6.86$; $p < 0.0001$) y K95 ($F_{16,95}=6.45$; $p < 0.0001$).

Al realizar un análisis *post hoc* separando los individuos por sexos, encontramos diferencias significativas entre machos para todos los parámetros espaciales MCP ($F_{9,48}=4.16$; $p=0.0005$), K5 ($F_{9,48}=7.07$; $p < 0.0001$), K50 ($F_{9,48}=6.66$; $p < 0.0001$), K75 ($F_{9,48}=6.62$; $p < 0.0001$) y K95 ($F_{9,48}=6.29$; $p < 0.0001$). En cuanto a las hembras también se encuentran diferencias significativas en todos MCP ($F_{6,41}=5.19$; $p=0.0005$), K5 ($F_{6,41}=5.80$; $p=0.0002$), K50 ($F_{6,41}=6.01$; $p=0.0001$), K75 ($F_{6,41}=7.20$; $p < 0.0001$) y K95 ($F_{6,41}=5.80$; $p=0.0002$).

No se encontraron variaciones anuales significativas en el tamaño de territorio ni en el resto de parámetros espaciales (todos $p > 0.05$). Tampoco se encontraron variaciones entre sexos en ninguno de los parámetros espaciales (todos $p > 0.05$).

Variaciones por periodos.

Realizando un análisis de todos los individuos juntos, si se encontraron diferencias entre periodos del ciclo anual para los siguientes parámetros espaciales: K5 ($F_{2,93}=10.14$; $p=0.0001$), K50 ($F_{2,93}=8.82$; $p=0.0003$), K75 ($F_{2,93}=7.88$; $p=0.0007$) y K95 ($F_{2,93}=3.67$; $p=0.029$).

Al realizar el análisis de las variaciones de los parámetros espaciales en función del sexo y del periodo anual, no se encontraron diferencias entre sexos (todos $p > 0,05$), pero si entre periodos para K5 ($F_{2,93}=10.17$; $p=0.0001$), K50 ($F_{2,93}=8.88$; $p=0.0003$), K75 ($F_{2,93}=7.94$; $p=0.0007$) Y K95 ($F_{2,93}=3.70$; $p=0.0283$) siendo las áreas de menor tamaño durante el periodo reproductor (LSMEANS, periodo 1 y 3 > periodo 2). No se encontraron diferencias ni en sexo ni periodo para MCP.

Al realizar análisis *post hoc* separando por sexos (Figura 1) en los machos no se encontraron variaciones significativas entre periodos en ningún parámetro espacial (todos $p > 0.05$). Son las hembras las que presentan variaciones significativas en los parámetros espaciales entre periodos (Figura 1) MCP ($F_{2,39}=3.28$; $p=0.0481$), K5 ($F_{2,39}=11.03$; $p=0.002$), K50 ($F_{2,39}=11.60$; $p=0.0001$), K75 ($F_{2,39}=11.42$; $p=0.0001$) y K95 ($F_{2,39}=9.79$; $p=0.0004$) siendo todas las áreas de menor tamaño durante periodo reproductor (LSMEANS, periodo 1 y 3 > periodo 2) excepto en el MCP.

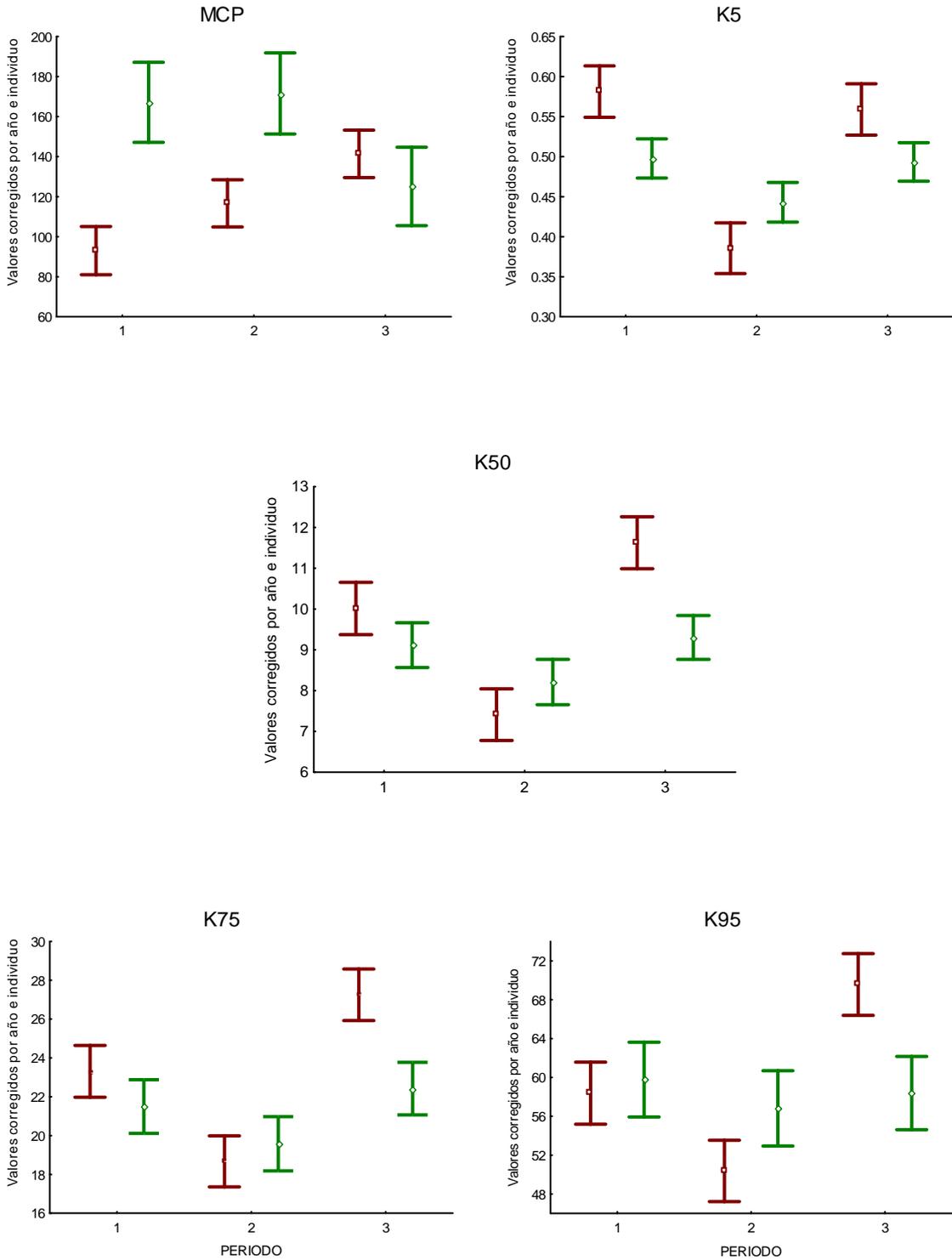


Figura 1: valores corregidos por individuo y año de cada parámetro espacial para machos (representados en verde) y hembras (representadas en rojo) en los tres periodos: (1) no-reproductor (1 sept - 14 feb), (2) reproductor (15 feb - 14 jun) y de (3) dependencia de los pollos (15 jun - 31 ago).

DISCUSIÓN

La caracterización del territorio a través del uso de parámetros espaciales obtenidos por radioseguimiento (Sanz *et al.*, 2005; Bosch *et al.*, 2009; Balbontín, 2005) aporta información menos precisa que la obtenida mediante modernos sistemas de seguimiento por satélite. Los estudios que se han realizado por satélite hasta la fecha se ven restringidos a juveniles en dispersión que todavía no tienen su territorio establecido (Cadahia *et al.*, 2005; 2008). Los datos obtenidos para la preparación del presente trabajo corresponden a individuos reproductores marcados con satélite. El gran volumen de datos generados ha permitido realizar una caracterización precisa del tamaño del territorio y los parámetros espaciales de manera mucho más precisa que los realizados hasta el momento.

El tamaño del territorio presenta variaciones individuales. Estas variaciones podrían venir determinadas por la cantidad de recursos de la que dispone cada individuo en cada territorio (Ontiveros & Pleguezuelos, 2000). Sería esta, entendida como densidad de presas, una de las razones de la variación del tamaño de territorio entre individuos, los cuales ajustarían el tamaño de los mismos para cubrir sus necesidades tróficas. En cuanto al resto de parámetros, donde también se han encontrado esas variaciones entre individuos, estarán relacionadas con el uso heterogéneo dentro del propio territorio (Sanz *et al.*, 2005) y dependerán de la época del año (Bosch *et al.*, 2009), de la localización de zonas propicias para la caza, palomares u otras fuentes predecibles de alimento (Martínez *et al.*, 1994; Gil-Sánchez *et al.*, 2004; Moleón *et al.*, 2007) y de la presencia de lugares tranquilos donde descansar o pernoctar dentro de los territorios.

El águila perdicera en Aragón mantiene los mismos tamaños de territorio a lo largo de su vida reproductora, al igual que las zonas de nidificación y zonas de uso preferente para la búsqueda de alimento, condición de la mayoría de las rapaces al ser monógamas y territoriales (Newton, 1979). Como se ha citado anteriormente, la disponibilidad de alimento es un factor limitante en cuanto al tamaño y uso que los individuos hacen del territorio (Ontiveros & Pleguezuelos, 2000). La disponibilidad de dicho alimento estaría sujeta a variaciones estacionales y/o anuales en la abundancia de presas (Ontiveros *et al.*, 2005). Se ha descrito como el águila perdicera es capaz de modificar su dieta para adecuarla a esas variaciones y satisfacer sus necesidades tróficas con presas alternativas al conejo y la paloma, que representan sus presas potenciales (Martínez *et al.*, 1994), como pueden ser otras pequeñas aves incluso reptiles (Ontiveros *et al.*, 2005 ; Ontiveros & Pleguezuelos, 2000). Esta capacidad de adaptación es la que puede hacer posible mantener

los mismos tamaños de territorios año tras año a un mismo individuo a pesar de no mantener constante la disponibilidad de presas potenciales. No obstante, no conocemos esa disponibilidad en Aragón ni la variación anual de la abundancia de presas que nos permita explicar de manera precisa la ausencia de variaciones anuales en el tamaño del territorio y el resto de parámetros espaciales.

La disponibilidad de presas es uno de los factores que determinaría en última instancia el éxito de cría de las parejas (Ontiveros & Pleguezuelos, 2000). Es por tanto esa época la que podría marcar las diferencias en el uso que hacen del espacio dentro del territorio variando según las necesidades en cada momento del ciclo anual (Arroyo *et al.*, 1995). Las hembras presentan tamaños menores en sus parámetros espaciales durante el periodo de reproducción. Éstas disminuirían su actividad por la presencia de huevos o pollos en el nido (Arroyo *et al.*, 1995) restringirían sus movimientos y centrarían la actividad en la reproducción, permaneciendo más cerca del nido y realizando vuelos mas cortos en busca de alimento (Bosch *et al.*, 2009), comportamiento que suele ser común en rapaces (Marzluff *et al.*, 1997; Haworth *et al.*, 2006). No se han encontrado diferencias en machos lo que indica que a pesar de disminuir su actividad en época de reproducción, no es tan restringida como la de las hembras. El papel del macho suele consistir en la custodia del nido y el aporte de alimento (Newton, 1979). Ontiveros & Pleguezuelos (2000), describen como el éxito de cría de la especie no está tan relacionado con la abundancia de sus presas principales, el conejo y la paloma (Martínez *et al.*, 1994; Gil-Sánchez *et al.*, 2004) sino con la presencia de presas alternativas o la detectabilidad de las mismas, lo que implicaría un mayor esfuerzo por parte del macho para sacar adelante a los pollos. Por esta razón la necesidad de movimiento en los machos no se ve restringida en época reproductora y no varía respecto al resto del ciclo anual.

Manejo y conservación de la especie.

Como se ha comentado anteriormente el águila perdicera es una especie en declive en toda Europa. Las políticas de conservación actuales se centran en la custodia del nido y de las áreas de reproducción, que si bien son importantes (Meyburg & Chancellor, 1994) no garantizan la eliminación de la totalidad de las causas de la disminución de esta especie (Bosch *et al.*, 2009). El presente estudio indica que los individuos reproductores de Aragón mantienen un tamaño de territorio constante a lo largo de los años.

La época reproductora tiene especial interés en conservación (Gil-Sanchez *et al.*, 2005) siendo ésta donde se han encontrado las mayores diferencias. Los individuos, prin-

principalmente las hembras, restringen el uso del territorio en esta época centrándose no solo en las inmediaciones de la zona de nidificación sino también en el área corazón donde deberían centrarse los esfuerzos de conservación y aplicarse medidas más restrictivas que permitan a los individuos reproductores sacar adelante la puesta. A pesar de esto, las medidas tomadas deberían ser llevadas a cabo a lo largo de todo el año, puesto que estos individuos permanecen en dichos territorios tanto en la época reproductora como en el resto de periodos. De esta manera se evitarían perturbaciones que podrían influir negativamente en la conservación *in situ* de la especie.

AGRADECIMIENTOS

Los datos para este estudio han sido proporcionados por el Gobierno de Aragón a través de su servicio de Biodiversidad. Ernesto Ferreiro y Andrea Gardiazábal de la empresa Bioma participaron en la recolección de los datos y la elaboración de los resultados y Manuel Alcantara del Gobierno de Aragón ayudo a diseñar las ideas originales de este estudio junto a Eva Banda y José Ignacio Aguirre que supervisaron y dirigieron el trabajo en todo momento.

BIBLIOGRAFÍA

- ARROYO, B., FERREIRO, E. & GARZA, V. 1995. El águila perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España. Censo, reproducción y conservación. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Colección Técnica: ICONA.
- BALBONTÍN, J. 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's Eagle: an important issue in halting its decline in Europe. *Biological Conservation* 126, 74–83.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2004. *Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status*. Cambridge: Bird- Life International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- BOSCH, R., REAL, J., TINTO, A., ZOZAYA, E.L., & CASTELL, C. 2009. Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis* 1-13

- CADAHÍA, L., LÓPEZ-LÓPEZ, P., URIOS, V., & NEGRO, J.J. 2008. Estimating the onset of dispersal in endangered Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* tracked by satellite telemetry a comparison between methods. *Ibis* 150, 416-420.
- CADAHÍA, L., URIOS, V., & NEGRO, J.J. 2005. Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. *Ibis* 147, 415-419.
- CARRETE, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., CALVO, F. & LANDE, R. 2005. Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos* 108, 125–136.
- CARRETE, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., TELLA, J.L., GIL-SÁNCHEZ, J.M. & MOLEÓN, M. 2006. Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos* 112: 680–690.
- COSTA, M. 2005. *Los bosques ibéricos: una interpretación geobotánica*. Planeta. Barcelona. España.
- FERNÁNDEZ, C. & INSAUSTI, J.A. 1990. Golden Eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles. *J. Raptor Res* 24, 124–125.
- FERNÁNDEZ, A., ROMÁN, J., DE LA TORRE, J., ANSOLA, L.M., SANTA MARÍA, J., GARCELON, D.K. 1985. Mounting Backpack Telemetry Packages on Bald Eagles. *Arcata*, CA: Institute for Wildlife Studies.
- GIL-SÁNCHEZ, J.M., MOLEÓN, M., OTERO, M., & BAUTISTA, J, 2004. A nine- year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation. *Biological Conservation* 118 (5), 685–694.
- GIL-SÁNCHEZ, J.M., MOLEÓN, M., BAUTISTA, J., & OTERO, M., 2005. Differential composition in the age of mates in Bonelli's eagle populations: The role of spatial scale, non-natural mortality reduction, and the age classes definition. *Biological Conservation* 124 (1), 149–152.
- HAWORTH, P.F., MCGRADY, M.J., WHITFIELD, D.P., FIELDING, A.H. & MCLEOD, D.R.A. 2006. Ranging distance of resident Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in western Scotland according to season and breeding status: capsule home- range of resident pairs of Golden Eagle was usually smaller during a successful breeding season than during winter and during an unsuccessful breeding season. *Bird Study* 53, 265–273.
- KENWARD, R.E. 2001. *A Manual for Wildlife Radio Tagging*. London: Academic Press.
- LAVER, P.N. & KELLY, M.J. 2008. A critical review of homerange studies. *J. Wildl. Manage* 72, 290–298.

- MARTÍNEZ, J.A., CALVO, J.F., MARTÍNEZ, J.E., ZUBEROGOITIA, I., ZABALA, J. & REDPATH, S.M. 2007. Breeding performance, age effects and territory occupancy in a Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* population. *Ibis* 150, 223–233.
- MARTÍNEZ, J.E., SÁNCHEZ, M.A., CARMONA, D., & SÁNCHEZ, J.A., 1994. Regime alimentaire de l'Éaigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) durant le période de l'Élevage des jeunes (Murcia, Espagne). *Alauda* 62, 53–58.
- MARZLUFF, J.M., KNICK, S.T., VEKASY, M.S., SCHUECK, L.S. & ZARRIELLO, T.J. 1997. Spatial use and habitat selection of Golden Eagles in southeastern Idaho. *Auk* 114, 673–687.
- MEYBURG, B.U. & CHANCELLOR, R.D. 1994. *Raptor Conservation Today. The World Working Group on Birds of Prey and Owls (WWGBP)*. Berlin: The Pica Press.
- MOHR, C.O. 1947. Table of equivalent population of North American mammals. *Am. Midl. Nat.* 37, 223–249.
- MOLEÓN, M., GIL-SÁNCHEZ, J.M., REAL, J., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., BAUTISTA, J. & SANCHEZ-CLMOT, J.F. (2007). Non-breeding feeding ecology of territorial Bonelli's Eagles (*Hieraaetus fasciatus*) in the Iberian Peninsula. *Ardeola* 54(1), 135-143.
- DEL MORAL, J.C (Ed). 2006. *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- NEWTON, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. Berkhamsted: T & A.D. Poyser.
- ONTIVEROS, D. 2007. Águila perdicera *Hieraaetus fasciatus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>
- ONTIVEROS, D. & PLEGUEZUELOS, J.M. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation* 93, 19–25.
- ONTIVEROS, D., PLEGUEZUELOS, J.M., & CARO, J. 2005. Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biological Conservation* 123, 19-25.
- RATCLIFFE, C.S. & CROWE, T.M. 2001. Habitat utilisation and home range size of Helmeted Guineafowl (*Numida melea*) in the midlands of KwaZulu-Natal province, South Africa. *Biological Conservation* 98, 333–345.
- REAL, J. 1982. El águila perdicera en Cataluña. *Quercus* 5, 26-28
- REAL, J. & MAÑOSA, S. 1997. Demography and conservation of Western European Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* populations. *Biological Conservation* 79, 59–66.

- REAL, J., MAÑOSA, S., & CODINA, J. 1998. Post-nestling dependence period in the Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ornis fennica* 75, 129-137.
- 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. BOE 23 DE FEBRERO DE 2011.
- SAMUEL, M.D., PIERCE, D.J., & GARTON, E.O., 1985. Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology* 54, 711–719.
- SANZ, A., MINGUEZ, E., ANADÓN, J.D. & HERNÁNDEZ, V.J. 2005. Heterogeneous use of space in three breeding territories of Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ardeola* 52, 347–350.
- SEAMAN, D.E. & POWELL, R.A. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77, 2075–2085.
- SWIHARD, R.K. & SLADE, N.A. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* 66, 1176–1184.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE: www.iucn.org. Consultada: 13 junio 2012.
- VANDER WAL, E., & RODGERS, A.R. 2012. An individual based quantitative approach for delineating core areas of animal space use: A function of maximum use and minimum area. *Ecological Modelling* 224, 48-53.
- WORTON, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70, 164–168.

