

## SELECCION DE HABITAT DE NIDIFICACION POR EL AGUILA PERDICERA (*HIERAAETUS FASCIATUS*) EN GRANADA (SE DE ESPAÑA)

Jose M.<sup>a</sup> GIL SÁNCHEZ\*, Francisco MOLINO GARRIDO\*\*  
y Gerardo VALENZUELA SERRANO\*\*\*

RESUMEN.—*Selección de hábitat de nidificación por el Aguila Perdicera (Hieraaetus fasciatus) en Granada (S.E. de España).* Se han estudiado los factores limitantes en la selección de hábitat de nidificación por el Aguila Perdicera en la provincia de Granada, mediante la cuantificación de 18 variables que describen la humanización del medio, la fisiografía, la competencia intraespecífica y con el Aguila Real (*Aquila chrysaetos*), la temperatura y la vegetación, comparándose 35 roquedos con nidos con 30 vacíos incluidos en el área de nidificación potencial, considerando que la especie ocupa para nidificar roquedos situados en áreas con temperatura media del mes de enero superior a 4°C. También se comparan roquedos ocupados con roquedos abandonados (9). La presencia del Aguila Real es una importante limitación, especialmente en áreas con baja disponibilidad de roquedos, pero por contrapartida, su carácter poco tolerante con la presencia humana favorece al Aguila Perdicera en algunos sectores de elevada densidad humana. Tolerancia bien la presencia humana, aunque con tendencia a ocupar las zonas menos antropogenizadas, siendo las variables que mejor caracterizan el hábitat la distancia a la población más cercana y la irregularidad topográfica. Cultivos de cereal y regadíos son factores negativos, a diferencia de la vegetación natural. No se han encontrado diferencias entre los roquedos ocupados y los abandonados.

*Palabras Clave:* hábitat de nidificación, *Hieraaetus fasciatus*, selección, sureste de España.

SUMMARY.—*Nest-site selection by Bonelli's Eagle (Hieraaetus fasciatus) in Granada (Southeast Spain).* The factors limiting Bonelli's Eagle's nesting distribution in Granada (SE Spain) were studied. Habitat features of 74 cliffs were characterized, including cliffs with nests (35) and cliffs without nests (30), while considering that the species does not breed in areas where the January mean temperature is lower than 4°C. Abandoned cliffs (9) were also studied. For each cliff 18 variables were quantified evaluating habitat humanization, physiography, intraspecific competition with the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*), temperature and vegetation. The presence of Golden Eagle is an important limitation, especially in those areas with low cliff availability, although the intolerant character of Golden Eagles to human presence favour. Bonelli's Eagle in some areas. Bonelli's Eagle tolerates well habitat humanization, but there is a tendency to avoid the most altered areas. The variables which best describe the breeding habitat were the distance to the nearest village and the topographical irregularity. Cultivations were a negative factor, unlike natural vegetation. There were not differences between occupied cliffs and abandoned ones.

*Key words:* *Hieraaetus fasciatus*, nest-site, selection, Southeast Spain.

### INTRODUCCIÓN

El Aguila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), si bien mantiene los principales efectivos del Mediterráneo occidental en la Península Ibérica con 750-840 parejas (Real & Mañosa, 1994), está sufriendo en la actualidad un preocupante periodo de regresión (Real & Mañosa, 1994; Arroyo & Garza, 1995), consi-

derándose especie «vulnerable» (Blanco & González, 1992) y «de conservación prioritaria» (De Juana, 1992) en el territorio español. En el núcleo poblacional del Mediterráneo europeo, que engloba a España, sureste de Francia y Portugal, se le ha dedicado gran atención, existiendo numerosos trabajos sobre biología general (Arroyo *et al.*, 1976; Cugnasse, 1984; Junco, 1984; Insausti 1986),

\* Doctor Prados Picazo, 10, 4.º B. E-18230 Atarfe. Granada.

\*\* Pablo Picasso, 26. E-18230 Atarfe. Granada.

\*\*\* Acacia 70, Urb. Monteluz. E-18210 Peligros. Granada.

ecología trófica (Cheylan, 1977, 1981; Martínez *et al.*, 1990; Rico *et al.*, 1990), estatus (Cheylan, 1978; Arroyo, 1991; Madero & Ruiz, 1991) y demografía (Real *et al.*, 1991), dispersión juvenil (Parellada, 1994; Real *et al.*, 1994; Sánchez *et al.*, 1994), etc. Sin embargo, a pesar de este notable volumen de información disponible, son escasas las publicaciones que hagan referencia específica a la selección del hábitat de nidificación, abordada cuantitativamente, elemento fundamental en el campo de la conservación de las aves de presa (Newton, 1979; Berdnarz & Dinsmore, 1981; Newton *et al.*, 1981; Andrew & Mosher, 1982). En este sentido como excepción cabe citar el trabajo realizado por Donázar *et al.* (1989) en Navarra, aunque no se trata el problema específicamente, sino con siete especies de rapaces, y maneja un reducido tamaño poblacional, cinco parejas de Aguila Perdicera, lo que impide obtener conclusiones significativas. Otros trabajos han considerado la cuantificación del hábitat, aunque sólo para comparar territorios ocupados con territorios abandonados a fin de encontrar causas de regresión, sin tratar el aspecto de la selección (Bort, 1994; Arroyo & Garza, 1995).

El objetivo de este trabajo es ofrecer información centrada en los patrones de selección de hábitat de nidificación del Aguila Perdicera en Granada, cuantificando los principales parámetros influyentes e identificando los factores limitantes de la población.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### *Area de estudio*

La provincia de Granada se sitúa en el SE de la península Ibérica (Fig. 1). Su clima es variable geográficamente, dominando el mediterráneo (subárido y genuino), seguido por el de alta montaña y el sahariano atenuado. Recorrida de O a E por las cordilleras Subbéticas y Penibéticas, la orografía en general es montañosa (rango altitudinal de 0 a 3.481 m.s.n.m.) exceptuando las depresiones de Granada, Guadix y Baza. Fitosociológicamente es una de las áreas más diversas de la Península, apareciendo dos provincias, la Bética y la Murciano-Almeriense, y seis sectores corológicos, aunque la vegetación natu-

ral se encuentra muy degradada. En general dominan los cultivos de olivo y cereal, y las series de degradación de los encinares béticos mezcladas con repoblaciones de coníferas. Para más información sobre clima y vegetación, puede consultarse a Rivas-Martínez (1985) y a Junta de Andalucía (1992).

La población provincial de Aguila Perdicera es de 30-37 parejas en 1995 (datos propios), habiéndose censado previamente en 1990 en 29-37 (Arroyo, 1991). Se reparte por toda la provincia, aunque de manera desigual (Fig. 1).

### *Caracterización del hábitat*

Se ha escogido un proceder habitual en el estudio de la selección de hábitat por las aves de presa, consistente básicamente en la comparación de territorios ocupados con otros vacíos (véase por ejemplo Donázar, 1988; González, 1991). Para ello se cuenta con 35 roquedos que contienen nidos de Aguila Perdicera (correspondientes a 29 parejas) y con 30 no ocupados, pero que mantienen unas condiciones mínimas para la nidificación (Donázar, 1988) en cuanto a tamaño (mayores de 10 metros en vertical) y disponibilidad de lugares adecuados para instalar nidos (cornisas, grietas y/u oquedades), estando repartidos por toda la provincia. Es sabido que la especie puede nidificar en árboles (Torres *et al.*, 1981; Billet, 1991; Palma, 1994), aunque no parece ser el caso de Granada, por lo que este particular aspecto de la selección del hábitat de nidificación no se aborda en este trabajo. Por otro lado, no se han tenido en cuenta numerosos roquedos vacíos, situados por debajo de la isoterma de 4°C en enero, pues la especie no nidifica dentro de estas áreas tal como muestra la figura 1, donde las zonas en blanco fuera de la isoterma se corresponden con áreas de escaso relieve, con nula o escasa disponibilidad de roquedos. La temperatura es un importante factor limitante puesto previamente de manifiesto por Parellada *et al.* (1984). Estos autores establecen la isoterma de 2°C en febrero como su límite de distribución mundial, información muy aproximada a nuestros datos.

El hábitat se ha cuantificado sobre un área circular con centro en cada roquedo analiza-

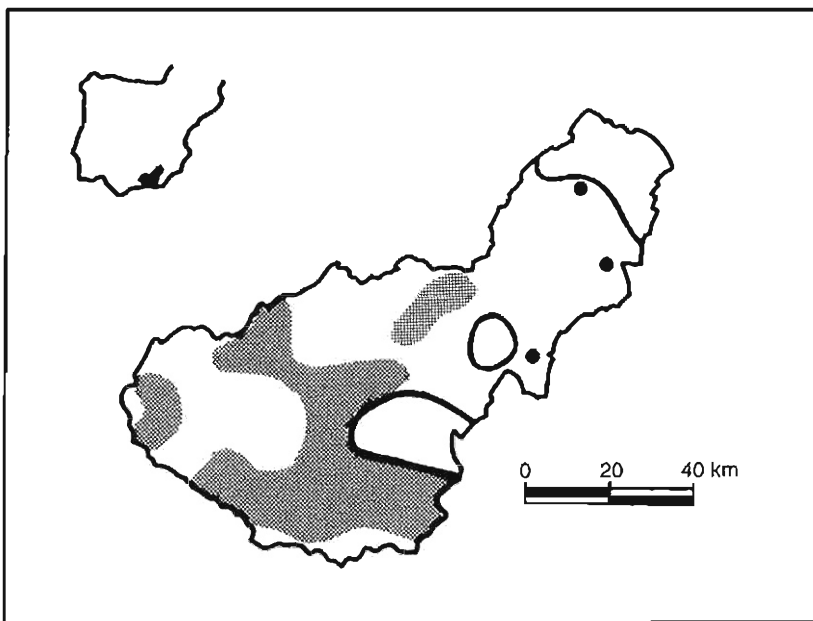


FIG. 1.—Efecto de la temperatura en el área de distribución del Aguila Perdicera (trama). Puntos: parejas aisladas; línea gruesa: isoterma de 4°C en enero.

[Temperature effect on nesting distribution of Bonelli's Eagle (stippled area). Points: isolated pairs; thick line: 4°C isotherm of January.]

do (Howell *et al.*, 1978; Gilmer & Stewart, 1984; Donázar, 1988; González, 1991), utilizando el método de Ratcliffe (1962) con las modificaciones de Korchert (1972) como estima del radio de muestreo:  $R = \Sigma d/n$ , donde  $R$  es el radio a calcular,  $d$  es la mitad de la distancia de cada pareja a su vecina, y  $n$  el número total de parejas. Sin embargo esta metodología presenta un inconveniente, ya que  $R$  puede estar condicionado por la disponibilidad de roquedos, más que por las relaciones intraespecíficas, problema que sucede en Granada. Para evitar el efecto de la disponibilidad de hábitat, hemos utilizado como  $R$  el mínimo de tolerancia local encontrado para dos parejas, 2,35 km ( $d = 5,7$  km.). Este dato es bastante aproximado a la información disponible dentro de las mismas sierras Béticas andaluzas:  $R = 2,89$  km en el norte de Cádiz para 14 parejas (Del Junco, 1984), sin considerar el efecto del hábitat. No se han utilizado para el análisis todos los roquedos no ocupados, situados dentro del círculo de muestreo de cada roquedo ocupado. Las variables analizadas se exponen y

explican en el Apéndice. En resumen, se han seleccionado variables que indican el grado de humanización, la fisiografía, el grado de interacción intraespecífica y con el Aguila Real (*Aquila chrysaetos*), la temperatura y la vegetación descrita estructuralmente (González, 1991).

#### Análisis de datos

Se han utilizado métodos bivariantes y multivariantes (Donázar, 1988; Donázar *et al.*, 1989; González, 1991). En primer lugar se llevaron a cabo pruebas  $t$  de Student (Sokal & Rohlf, 1983) basadas en los valores de media y desviación típica calculados para cada variable, comparando por un lado roquedos ocupados y roquedos vacíos, y por otro lado, comparando roquedos ocupados actualmente con roquedos abandonados por desplazamiento de la pareja a otro lugar, situado en todos los casos conocidos (4) a más de 2 km (2-5 km) y sin llegar a confirmar ningún abandono territorial definitivo.

Para poder determinar las variables que mejor definen el hábitat de nidificación, se realizó un análisis discriminante por pasos mediante el programa BMDP (Dixon & Brown, 1983). El análisis construye una función que permite evaluar la adecuación de un hábitat determinado a los requisitos de la especie (González, 1991).

## RESULTADOS

Los resultados descriptivos para cada variable y categoría de roquedo se detallan en la tabla 1. Tan sólo se detectaron diferencias significativas entre los puntos ocupados y los no ocupados en dos variables: en los vacíos la distancia a los nidos de las parejas más próximas de Aguila Real es menor, y mantie-

nen mayor superficie de cereal. Esta última variable fue la única seleccionada para construir la función discriminante, aunque el porcentaje de medios clasificados correctamente fue muy bajo: 69,2 % (85,7 % de los hábitats ocupados y 50 % de los vacíos), cifra idéntica a la obtenida con la clasificación Jackknife. Sin embargo, llegados a este punto, es necesario realizar una importante consideración, ya que parte de los roquedos no ocupados se sitúan muy próximos (0-3 km,  $n = 16$ ) a roquedos ocupados por el Aguila Real. La influencia de la competencia interespecifica sale a la luz con los resultados de la primera tanda del análisis bivariente y, además, debe destacarse que las reales ocupan medios menos humanizados que las perdiceras (Parella *et al.*, 1984), hecho demostrado en Granada (Gil Sánchez, 1994). Por lo tanto, el efecto

TABLA 1

Características de los roquedos analizados (media-desviación típica), y resultados de las pruebas *t* de Student. Abreviaturas: OCUP, roquedos ocupados; NO OC, roquedos no ocupados; NO OC', roquedos no ocupados sin el efecto del Aguila Real y la temperatura; OC', roquedos ocupados actualmente; ABAND, roquedos abandonados; t-1 test *t* entre OCUP y NO OC; t-2, test *t* entre OCUP y NO OC'; t-3, test *t* entre OC' y ABAN. \* $P < 0.05$ , \*\* $P < 0.01$ , \*\*\* $P < 0.001$ , n.s., no significativo.

[*Habitat characteristics of the cliffs (mean-standard deviation), and t-tests results. Abbreviations: OCUP, occupied cliffs; NO OC, non occupied cliffs; NO OC', non occupied cliffs without Golden Eagle and temperature effects; OC' presently occupied cliffs; ABAN., abandoned cliffs; t-1, t-test between OCUP and NO OC; t-2, t-test between OCUP and NO OC'; t-3, t-test between OC' and ABAN. \* $P < 0.05$ , \*\* $P < 0.01$ , \*\*\* $P < 0.001$ , n.s. non significant.*]

	OCUP(n=35)	NO OC (n=30)	NO OC' (n=14)	OC'(n=26)	ABAN.(n=9)	t-1	t-2	t-3
DCC	1092,5-1519,4	1000,5-589,4	813,5-557,0	932,6-715,9	1555,5-2807,8	n.s.	n.s.	n.s.
DNP	3492,0-2043,3	2835,8-2342,7	1232,1-758,4	3459,6-1754,9	3583,3-2846,6	n.s.	5,56***	n.s.
DCAS	1982,1-1930,8	1684,1-1442,6	503,5-480,5	1932,8-1601,7	2124,4-2792,2	n.s.	4,21***	n.s.
DCNA	475,2-265,5	489,6-408,0	344,2-306,4	482,6-271,2	456,6-272,2	n.s.	n.s.	n.s.
SNM	986,0-291,1	1097,6-286,3	915,7-223,9	976,1-325,8	1014,4-165,0	n.s.	n.s.	n.s.
DHF	10,3-4,2	9,5-3,7	10,2-4,7	10,4-3,1	10,8-6,7	n.s.	n.s.	n.s.
DAC	9,1-6,3	5,5-7,3	12,6-6,3	9,4-5,7	7,0-4,9	2,11*	n.s.	n.s.
TME	6,6-1,7	6,2-1,3	6,2-0,9	6,6-1,7	6,5-1,6	n.s.	n.s.	n.s.
NKA	6,1-4,4	6,2-5,5	10,2-4,0	6,3-4,6	5,6-4,1	n.s.	3,10**	n.s.
NKP	10,6-4	13,2-6,1	15,5-5,9	10,8-4,5	10,2-4,3	n.s.	2,81**	n.s.
IIT	116,8-33,0	103,0-37,6	75,7-24,7	116,0-34,6	108,1-45,8	n.s.	4,75***	n.s.
IPH	10,7-6,3	11,1-5,3	12,3-5,3	10,3-5,4	11,7-8,7	n.s.	n.s.	n.s.
BOS	25,0-22,4	14,1-18,3	3,5-4,1	17,3-19,8	19,3-20,4	n.s.	5,45***	n.s.
MAT	41,6-19,7	39,3-19,7	29,5-18,3	43,6-20,4	35,6-17,2	n.s.	2,05*	n.s.
CAR	20,9-16,8	14,3-17,1	26,7-18,3	20,5-16,8	22,2-17,6	n.s.	n.s.	n.s.
CER	13,4-14,6	25,7-21,1	28,1-22,5	14,5-15,4	10,3-12,4	2,26*	2,26*	n.s.
REG	43-6,1	6,6-9,6	12,2-11,4	3,8-5,5	5,6-7,9	n.s.	2,42*	n.s.
NHC	1445,2-4255,4	1942,5-4059,3	3889,2-5354,6	1758,2-4999,2	733,3- 927,0	n.s.	n.s.	n.s.

de las distintas variables podría estar enmascarado al incluir medios ocupados por el Aguila Real. Por esta razón, se realizó una segunda tanda de test *t* y otro análisis discriminante, eliminando el efecto de la presencia del Aguila Real, para lo cual quedaron 14 roquedos no ocupados de la muestra inicial, situados a tres o más kilómetros del nido de Aguila Real más próximo (límite de tolerancia local). Como el tamaño de muestra en este caso no fue superior en tres veces al número de variables (sólo por 5 unidades), se realizaron varios análisis discriminantes (Williams & Titus, 1988), obteniéndose resultados similares de clasificación correcta.

En la tabla 1, se observa que ya sí aparecen diferencias significativas. Para las variables relacionadas con el grado de humanización, los roquedos no ocupados se sitúan a menor distancia de los núcleos de población y de las carreteras, y mantienen un mayor número de kilómetros asfaltados y de pistas en su entorno; la irregularidad topográfica es mayor en los ocupados, y además poseen 2/3 ocupados por las formaciones vegetales naturales, a diferencia de los no ocupados, en los que la relación se invierte, incrementándose el cultivo de cereal y el regadío.

La función discriminante seleccionó las variables DNP e IIT, obteniéndose la siguiente función:

$$\begin{aligned} \text{Roquedos ocupados} &= \\ &-9,83235 + 1,12467 \text{ DNP} + 0,12278 \text{ IIT} \\ \text{Roquedos no ocupados} &= \\ &-3,95012 + 0,40454 \text{ DNP} + 0,07937 \text{ IIT} \end{aligned}$$

El porcentaje de medios clasificados correctamente fue del 80 % para los ocupados, y del 92,9 para los no ocupados. La prueba Jackknife redujo sólo el porcentaje de clasificación correcta para los ocupados: 74,3 %.

Por último, no se detectaron diferencias significativas (Tabla 2) entre roquedos abandonados y roquedos ocupados en la actualidad.

## DISCUSIÓN

La competencia interespecífica es un poderoso factor determinante de la distribución de las aves de presa (Newton, 1979; Manzi & Perna, 1994; Masterov, 1995). El Aguila Real

y la Perdicera son especies simpátricas en el Mediterráneo europeo (Cramp & Simmons, 1980; Hoyo *et al.*, 1994), y el fenómeno de la competencia entre ambas ha sido frecuentemente estudiado, resultando dominante la primera de ellas (Cheylan, 1973; Jordano, 1981; Clouet & Goar, 1984; Fernández & Insausti, 1986, 1990). En Granada, las águilas reales son un serio factor limitante, especialmente en zonas con baja disponibilidad de sustrato para nidificar. Por contrapartida, la mayor tolerancia del Aguila Perdicera a la presencia humana (véase siguiente apartado), amortigua en parte el efecto negativo del Aguila Real, ocupando áreas donde no puede nidificar esta última (Parellada *et al.*, 1984). En zonas de sierra, con abundancia de roquedos, las perdiceras intercalan sus nidos entre los territorios de Aguila Real, aprovechando el efecto de la competencia intraespecífica de estas últimas, tal como se ha descrito en Sierra Morena (Jordano, 1981).

La presencia humana es otro factor fundamental en la selección de hábitat de nidificación por las rapaces, aportando en general un efecto negativo (Newton, 1979). Sin embargo, el Aguila Perdicera es una especie considerada como relativamente tolerante (Parellada *et al.*, 1984; Real, 1989), sobre todo si la comparamos con otras águilas ibéricas como la Imperial (González, 1991) o la Real (Arroyo *et al.*, 1990b). Los resultados del presente trabajo confirman este hecho, aunque con ciertos matices, pues el Aguila Perdicera tiende a seleccionar las zonas con menor presión antrópica. IIT fue una variable seleccionada (junto con NKA) para construir la función discriminante del hábitat de nidificación del Aguila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*), por González (1991), relacionándola este mismo autor como una respuesta a la presión humana, hipótesis que compartimos para el Aguila Perdicera. Parellada *et al.* (1984) opinan que la selección de medios agrestes puede motivarse por una dependencia de las corrientes térmicas, frecuentes en estos hábitats, pues la especie tendría escasa sustentación en vuelo debido a su carga alar. Sin embargo, en el norte provincial no nidifica el águila, constituyendo un sector muy agreste donde nidifica y campea el Buitre Leonado (*Gyps fulvus*), especie altamente dependiente de las térmicas (Donázar, 1993). Ya en términos generales,

estos autores explican la ausencia en sectores muy fríos en base a la relación de la sustentación en vuelo con las corrientes térmicas, escasas en dichas áreas, hipótesis que como hemos indicado, no se cumple en Granada. La relación entre la rapaz y la temperatura es un problema por investigar, aunque en una especie de origen y distribución eminentemente tropical (Parellada *et al.*, 1984), puede apuntarse a una posible limitación fisiológica o reproductiva, más que a una limitación básicamente física.

La estructura vegetal ha aparecido en diversas rapaces como criterio importante en la selección de hábitat de nidificación (Berdnarz & Dinsmore, 1981; Reynolds *et al.*, 1982). En las grandes rapaces cazadoras ibéricas estudiadas, en general su análisis ha ofrecido pobres resultados, bien en las forestales como el Águila Imperial Ibérica (González, 1991), bien en especies rupícolas como el Águila Real (Donázar *et al.*, 1989) o el Búho Real (*Bubo bubo*) (Donázar, 1988). Sin embargo, en el caso del Águila Imperial, si bien no selecciona el carácter fisiográfico vegetal para seleccionar el hábitat de nidificación, éste sí condiciona su distribución general, estando relacionada negativamente con el cultivo de cereal y el regadío y positivamente con el matorral (González, 1991), de manera muy similar al patrón encontrado en Granada para el Águila Perdicera. El incremento de los cultivos lleva asociado un doble efecto. Por un lado, si bien los mosaicos de cultivos y vegetación autóctona son positivos, las grandes extensiones de labor contribuyen en la disminución de las presas, más abundantes en el matorral mediterráneo, especialmente el Conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y la Perdiz (*Alectoris rufa*), ambos elementos fundamentales en su ecología trófica ibérica (Jordano, 1981; Gil Sánchez *et al.*, 1994; Leiva *et al.*, 1994, etc.); por otro lado, las labores agrícolas provocan el aumento de la presencia humana, especialmente en el caso de los regadíos. Algunos autores han indicado que el excesivo recubrimiento forestal puede perjudicar igualmente a la especie, limitando la disponibilidad de presas (Bayle & Cheylan, 1994), aunque en Granada las zonas forestales dentro del área potencial del águila son reducidas (Tabla 1), por lo que su efecto se escapa de nuestro análisis.

No se han encontrado diferencias significativas entre los roquedos ocupados y los abandonados, por lo que no ha sido posible detectar la causas generales determinantes de tal comportamiento. Al realizar un análisis particular de cada territorio, comparando el punto abandonado y el ocupado tras el desplazamiento en cuatro casos conocidos, se observa que en dos de ellos los nuevos roquedos soportan menor presencia humana, mientras que en los dos restantes sucede lo contrario, si bien una de las parejas (muy bien conocida) se desplazó a un cortado mayor aprovechando el abandono de éste por una pareja de Halcones Peregrinos (*Falco peregrinus*) que lo regentaba. Las líneas eléctricas son un importante factor de mortalidad (Real *et al.*, 1992), aunque tampoco hemos encontrado una relación de éstas con el abandono territorial. Resumiendo, las causas se han motivado por razones muy particulares para cada territorio, que escapan al análisis global de datos. En otros trabajos tampoco se detectan razones generales al comparar territorios ocupados con abandonados (Bort, 1994; Arroyo & Garza, 1995), indentificándose en algunos casos causas relacionadas con la persecución humana directa, más que con las variables puramente ambientales (Real *et al.*, 1994).

AGRADECIMIENTOS.—Los miembros de los grupos naturalistas *Signatus* y GUPORALO nos han ayudado de diversas e inestimables maneras en la realización del trabajo de campo. El Dr. Morales nos facilitó el acceso al BMDP, y el Dr. Ferrer y un revisor anónimo contribuyeron notablemente en la mejora del manuscrito original. Este trabajo ha sido promovido y financiado por la Asociación para el Estudio y Defensa de la Naturaleza FALCO.

#### BIBLIOGRAFÍA

- ANDREW, J. M. & MOSHER, J. A. 1982. Bald eagle nest site selection and nesting habitat in Maryland. *Journal of Wildlife Management*. 46: 383-390.
- ARROYO, B. 1991. Resultados del censo nacional de águila perdicera. *Quercus*. 70: 17.
- , FERREIRO, E. & GARZA, V. (Eds.) 1990a. *II Censo Nacional de Buitre Leonado (Gyps fulvus)*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- , — & — 1990b. *El Águila Real en España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.

- ARROYO, B. & GARZA, V. 1995. Factores de regresión del Aguila Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en España. *I Congreso Internacional de Rapaces del Holártico. Resúmenes*. Mérida.
- , — & SAN SEGUNDO, C. 1976. Ecología de reproducción de una pareja de *Hieraetus fasciatus* en España Central. *Doñana. Acta Vertebrata*, 3:33-45.
- BAYLE, P. & CHEYLAN, G. 1994. Variations du regime alimentaire de l'Aigle de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*) en Provence (France). *VI Congrès de Biología i Conservació dels Rapinyaires Mediterranis. Resums*. Palma de Mallorca.
- BEGON, M., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. 1988. *Ecología. Individuos, Poblaciones y Comunidades*. Omega. Barcelona.
- BERDNARZ, J. C. & DINSMORE, J. J. 1981. Status, habitat use and management of Red-shouldered hawks in Iowa. *Journal of Wildlife Management*, 45: 236-241.
- BILET, J. M. 1991. Premier cas connu en France de la nidification arboricole de l'aigle de Bonelli. *Aulauda*, 5: 111.
- BLANCO, J. C. & GONZÁLEZ, J.L. (Eds.) 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- BORT, J. 1994. Evolución de *Hieraetus fasciatus* en la provincia de Castellón (Este de la Península Ibérica). *VI Congrès de Biología i Conservació dels Rapinyaires Mediterranis. Resums*. Palma de Mallorca.
- CHEYLAN, G. 1973. Notes sur la compétition entre l'Aigle Royal et l'Aigle de Bonelli. *Aulauda*, 41: 203-212.
- 1977. La place trophique de l'Aigle de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*) dans les biocénoses méditerranéennes. *Aulauda*, 45: 1-16.
- 1978. Première synthèse sur le statut actuel et passé du Vautour percnoptère et de l'Aigle de Bonelli en Provence. *Bulleti Centre Recherche Ornithologique Provence*, 1: 3-17.
- 1981. Sur le role determinant de l'alimentation dans le succès de reproduction de l'Aigle de Bonelli *Hieraetus fasciatus* en Provence. *Rapaces Méditerranéens*, 1: 95-99.
- CLOUET, M. & GOAR, J. 1984. Relation morphologie-ecologie entre l'Aigle Royal et l'Aigle de Bonelli, especes sympatriques dans la France. *Rapinyaires Mediterranis II*: 109-120. CRPR. Barcelona.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K. 1980. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. 2*. Oxford University Press. Oxford.
- CUGNASSE, J. M. 1984. L'aigle de Bonelli, *Hieraetus fasciatus*, en Languedoc-Roussillon. *Nos Oiseaux*, 37: 223-232.
- DIXON, W. J. & BROWN, M. J. 1983. *BMDP Statistical Software*. University of California Press. Berkeley, California.
- DONÁZAR, J. A. 1988. Selección de hábitat de nidificación por el Búho Real (*Bubo bubo*) en Navarra. *Ardeola*, 35: 233-246.
- 1993. *Los Buitres Ibéricos*. Reyero Ed. Madrid.
- , CEBALLOS, O. & FERNÁNDEZ, C. 1989. Factors Influencing the Distribution and Abundance of Seven Clift-nesting Raptors: A Multivariate Study. En, B. U. Meyburg, & R. Cancellor (Eds.): *Raptors in the Modern World*, pp. 545-552. WWGBP. Berlin, London & Paris.
- FERNÁNDEZ, C. & INSAUSTI, J. A. 1986. Comparación entre la biología del Aguila Real (*Aquila chrysaetos*) y el Aguila Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en Navarra. *V Congreso Internacional sobre Rapaces Mediterráneas*. Evora.
- 1990. Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's eagles. *Journal of Raptor Research*, 24: 124-125.
- GIL SÁNCHEZ, J. M. 1994. Competencia entre Aguila Real y Aguila Perdicera en Granada. *Quercus*, 98: 13-14.
- , MOLINO, F. & VALENZUELA, G. 1994. Parámetros reproductivos y alimentación del Aguila Real (*Aquila chrysaetos*) y del Aguila Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Aegyptius*, 12: 47-52.
- GILMER, D. S. & STEWARD, R. E. 1984. Swainson's hawk nesting ecology in North Dakota. *Condor*, 86: 12-18.
- GONZÁLEZ, L. M. 1991. *Historia Natural del Aguila Imperial Ibérica*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- HOYO, J. del, ELLIOT, A. & SARGATAL, J. 1994. *Handbook of the Birds of the World*. Lynx Editions. Barcelona.
- HOWELL, J., SMITH, B., HOLT, J. & OSBORNE, D. 1978. Habitat structure and productivity in Red-tailed hawks. *Bird Banding*, 49: 162-171.
- I.E.A. 1992. *Censo de Población de Andalucía 1990*. I.E.A. Sevilla.
- INSAUSTI, J.A. 1986. *Biología del Aguila Perdicera (Hieraetus fasciatus) en Navarra*. Tesis de licenciatura, Univ. de Navarra.
- JORDANO, P. 1981. Relaciones interespecificas y coexistencia entre el Aguila Real y Aguila Perdicera en Sierra Morena Central. *Ardeola*, 28: 67-87.
- JUANA, E. DE. 1992. Algunas prioridades en la conservación de aves en España. *Ardeola*, 39: 73-84.
- JUNCO, O. DEL. 1984. Estudio sobre una población de águilas perdiceras (avance) *Rapinyaires Mediterranis II*: 80-85. CRPR. Barcelona.
- JUNTA DE ANDALUCÍA. 1992. *Atlas Básico de Andalucía*. Editorial Andalucía. Granada.
- KOCHERT, M. 1972. *Population Status and Chemical Contamination in Golden Eagles in Southwestern Idaho*. M. Sc. Thesis University of Idaho. Moscow, Idaho.

- LEIVA, A., PAREJA, G. & ARAGONÉS, J. 1994. Alimentación del Aguila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Córdoba. *Aegyptus*, 12: 15-22.
- MADERO, A. & RUIZ, I. 1991. Distribución y censo del Aguila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Jaén. *Ecología*, 5: 329-335.
- MANZI, A. & PERNA, P. 1994. Relationships between Peregrine *Falco peregrinus* and Lanner *F. biarmicus* in the Marches (Central Italy). En, B. U. Meyburg & R. Cancellor (Eds.): *Raptors Conservation Today*, pp. 157-162. WWGBP. Berlín.
- MARTÍNEZ, J., SÁNCHEZ, M., CARMONA, D. & SÁNCHEZ, J. 1994. Régime alimentaire de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* durant la période de léveage des jeunes. *Alauda*, 62: 53-58.
- MASTEROV, B. 1995. Ecology and interspecific realtions of the white-tailed *Haliaetus albicilla* and Steller's *H. pelagicus* sea eagles in the East of Russia. *Congreso Internacional de Rapaces del Holártico. Resúmenes*. Mérida.
- NEWTON, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. T & A D Poyser, Berkhamsted.
- , DAVIS, P. E. & MOSS, D. 1981. Distribution and breeding of Red Kites in relation to land-use in Wales. *Journal of Applied Ecology*, 18: 173-186.
- PALMA, L. 1994. Nidificación de águilas perdiceras sobre árboles en Portugal. *Quercus*, 98: 11-12.
- PARELLADA, X. 1994. Sobre la dispersión juvenil del Aguila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Cataluña. *VI Congrès de Biología i Conservació dels Rapinyaires Mediterranis. Resums*. Palma de Mallorca.
- , JUAN A. DE, & ALAMANY, O. 1984. Ecología de l'aguila cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*): factors limitants, adaptacions morfològiques i relacions interespecífiques amb l'aguila daurada (*Aquila chrysaetos*). *Rapinyaires Mediterranis II*: 121-141. CRPR. Barcelona.
- RATCLIFFE, D. 1962. Breeding density in the Peregrine *Falco peregrinus* and Raven *Corvus corax*. *Ibis*, 104: 13-39.
- REAL, J. 1989. Protección del águila perdicera en Cataluña. *Quercus*, 38: 24-29.
- & MAÑOSA, S. 1994. Estatus y demografía del Aguila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en el Mediterráneo. *VI Congrès de Biología i Conservació dels Rapinyaires Mediterranis. Resums*. Palma de Mallorca.
- , —, AMO, R. DEL, SÁNCHEZ, J., SÁNCHEZ, M., CARMONA, D. & MARTÍNEZ, J. 1991. La regresión del Aguila Perdicera: una cuestión de demografía. *Quercus*, 70: 6-12.
- , — & CODINA, J. 1994. La dispersión de las Águilas Perdiceras (*Hieraaetus fasciatus*) en Cataluña. *VI Congrès de Biología i Conservació dels Rapinyaires Mediterranis. Resums*. Palma de Mallorca.
- , —, — & AMO, R. del. 1994. Estado de varias poblaciones de Aguila Perdicera en Europa occidental durante 1993. *Quercus*, 98: 8-11.
- REYNOLDS, R. T., MESLOW, E. C., & WRIGHT, H. M. 1982. Nesting habitat of coexisting *Accipiter* in Oregon. *Journal of Wildlife Management*, 46: 124-138.
- RICO, L., VIDAL, A. & VILLAPLANA, J. 1990. Datos sobre la distribución, reproducción y alimentación del Aguila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* Veillot, en la provincia de Alicante. *Medi Natural*, 2: 103-112.
- RIVAS MARTÍNEZ, S. 1985. *Mapa de la Series de Vegetación de España*. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- SÁNCHEZ, J. A., MARTÍNEZ, J. E., SÁNCHEZ, M. A., EGUIA, S. & CARMONA, D. 1994. Dispersión del Aguila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en el Sureste de la Península Ibérica. *VI Congrès de Biología i Conservació dels Rapinyaires Mediterranis. Resums*. Palma de Mallorca.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1983. *Biometría*. Omega. Barcelona.
- TORRES, J. A., JORDANO, P. & CLAVERÍA, A. 1981. *Aves de Presa Diurnas de la Provincia de Córdoba*. Publicaciones Caja de Ahorros de Córdoba.
- WILLIAMS, G. C. & TITUS, K. 1988. Assessment of sampling stability in ecological applications of discriminant analysis. *Ecology*, 69: 1275-1285.

[Recibido: 12.7.95]

[Aceptado: 11.6.96]



## APÉNDICE I

Denominación y descripción de las variables utilizadas en el estudio.

[*Designation and description of the variables used in this study.*]

Abreviatura	Definición
DCC	Distancia lineal en metros del roquedo al cortijo más cercano (1).
DNP	Distancia lineal en metros del roquedo al núcleo urbano más cercano (1).
DCAS	Distancia lineal en metros al camino asfaltado más cercano (1).
DCNA	Distancia lineal en m al camino no asfaltado transitable por vehículos más cercano (1).
SNM	Altitud en metros sobre el nivel del mar (2).
DHF	Distancia en km al nido de la pareja más cercana de Aguila Perdicera (3).
DAC	Distancia en km al nido de la pareja más cercana de Aguila Real (3).
TME	Temperatura media del mes de Enero (5).
NKA	Número de kilómetros asfaltados en el círculo de muestreo (3).
NKP	Número de km de caminos no asfaltados transitables por vehículo, en el círculo de muestreo (3).
IIT	Índice de irregularidad topográfica: número de curvas de nivel de equidistancia 20 m que son cortadas por dos líneas diametrales al círculo de muestreo en direcciones N-S y E-O.
IPH	Índice de parcheado del hábitat: número de veces que son cortadas de modo similar a IIT las distintas formaciones vegetales (6).
BOS	% de superficie de arbolado ( <i>Quercus</i> y/o <i>Pinus</i> ) con cobertura > 60 % (6).
MAT	% de superficie de matorral mediterráneo ( <i>Rosmarinus</i> , <i>Ulex</i> , <i>Cistus</i> , <i>Stipa</i> ), sin arbolado o con arbolado < 60 % (6).
CAR	% de superficie de cultivos arbóreos (olivo, almendro) (6).
CER	% de superficie de cereal (incluye girasol) (6).
REG	% de superficie de regadío (6).
NHC	Número de habitantes en el círculo de muestreo (7).

(1) Medida sobre los mapas topográficos del I.G.N. (escala 1:25000, precisión 25 m), o en ausencia de publicación, del S.G.E. (escala 1:50000, precisión 50 m).

(2) Mismas fuentes que (1), con precisión respectiva de 10 y 20 m.

(3) Mismas fuentes que (1), con precisión respectiva de 0.25 y 0.5 km.

(4) Extraída de Junta de Andalucía (1992).

(5) Medida sobre el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos del Ministerio de Agricultura (escala 1:50000).

(6) Medida dentro del círculo de muestreo sobre la misma fuente que (6), mediante trama punteada, con precisión de 1 %.

(7) Según datos extraídos del I.E.A. (1992).