

REINTRODUCCION DEL AGUILA IMPERIAL EN LA SIERRA DE ARACENA Y PICOS DE AROCHE

Miguel Ferrer Baena

INTRODUCCION

El águila imperial *Aquila adalberti* es en la actualidad el águila más amenazada de Europa y la cuarta rapaz más escasa del planeta. La población más densa (15 parejas en unas 20.000 Ha) y la que durante más tiempo ha estado legalmente protegida es la del Parque Nacional de Doñana. Pese a ello, las águilas de Doñana no han colonizado su entorno más próximo, siendo considerada como baja la productividad con respecto a otras poblaciones.

El nivel de conocimiento sobre la biología de esta especie es muy elevado, incluyendo aspectos como alimentación, estatus, distribución, dispersión juvenil, renovación poblacional, demografía y genética, entre otros. Esta gran cantidad de información posibilitó la elaboración de modelos poblacionales que han permitido analizar la sensibilidad de los parámetros demográficos. La evaluación de las técnicas de manejo empleadas en Doñana ha demostrado que las acciones más adecuadas se encaminaban a la disminución de la mortalidad adulta e inmadura. Esta mortalidad estaba fundamentalmente ocasionada por electrocución en líneas eléctricas de distribución. Las modificaciones de los tendidos que realizó el ICONA, el AMA de Andalucía y la Sevillana de Electricidad redujeron la mortalidad juvenil de forma muy significativa, provocando un aumento constatado de inmaduros de edad avanzada.

Por otra parte, la baja productividad de territorios periféricos de las poblaciones reproductoras, así como la no colonización de otras áreas nuevas plantea preguntas sobre la distribución de habitats de calidad para el águila imperial así como cuales son los factores que la determinan. Evidentemente, el conocimiento de dichos factores es vital para determinar si es posible una intervención en el sentido de la creación de nuevos núcleos de población, la acción desde el punto de vista de conservación de la especie de mayor trascendencia para la estabilidad de la metapoblación (Ferrer 1993).



Los resultados del estudio de la dispersión juvenil confirman la elevada filopatría de la especie, ya apuntada por otros autores (Calderón et al. 1988, González et al. 1989). Más del 80% de los jóvenes regresan reiteradamente al área de nacimiento. La concentración de los regresos en la época de la formación de parejas a partir del primer año de inmadurez, parece indicar la fuerte tendencia que manifiestan los jóvenes a integrarse como reproductores en el núcleo natal. Por tanto, pese a existir zonas cercanas que podrían potencialmente ser colonizadas, como es el caso de algunas áreas de Aracena y Picos de Aroche, es previsible que la formación de parejas nuevas en hábitats desocupados sea un fenómeno raro, siendo la norma general la integración en una pareja reproductora que haya perdido algún miembro.

A la existencia de esta marcada filopatría habría que añadir el escaso potencial colonizador que posee esta especie de forma natural, característico de todas las especies con este tipo de estrategia demográfica. Así pues, es esperable que, en el caso de conseguir un incremento de la población,

con una disminución de la mortalidad durante la dispersión, éste se traduzca en una colonización periférica de núcleos ya existentes y en un incremento del número de adultos no reproductores que frecuente la zona. Dado que en la periferia de los núcleo reproductores, y muy concretamente en Doñana, existe frecuentemente una alta proporción de habitats degradados, con una mayor densidad de población humana, carreteras, tendidos eléctricos, etc., es previsible que los incrementos de efectivos se pierdan en zonas de alta mortalidad, que actuarían como auténticos sumideros. De hecho, este efecto está produciéndose ya en muchas poblaciones (Gonzalez 1989).

En consecuencia, si nuestro propósito fuese ampliar el área de distribución de la especie, recolonizando áreas antiguamente habitadas que aún conserven buenas condiciones para la especie, el procedimiento adecuado sería la introducción artificial de pollos en dichas áreas por los métodos conocidos en el manejo de poblaciones de rapaces (Giron et al. 1987). Considerando la actual área de dsitribución de la especie, la creación de un núcleo reproductor en la Sierra de Aracena y Picos de Aroche sería sin duda la acción que conseguiría aumentar de forma más maracada la estabilidad del sisitema de poblaciones actual, permitiendo la conexión de la población de Doñana, del sur de Extremadura y de Sierra Norte de Sevilla.

Los estudios cuantitativos de selección de habitat como una forma de predecir los requerimientos de una especie se han usado frecuentemente para diseñar las estrategias de conservación de especies amenazadas (Bednarz y Dinsmore 1981, Newton et al. 1981, Donázar et al. 1993, Rodrigues 1994), incluyendo al Aguila Imperial Ibérica *Aquila adalberti* (González et al. 1992). Todos estos estudios se han realizado considerando tan sólo la selección de habitat por parte de los adultos nidificantes. El hecho de que la dispersión juvenil exista pone en tela de juicio la eficacia de esta estrategia. Los inmaduros de Aguila Imperial pasan una gran parte de sus vidas fuera de las áreas protegidas y alejadas por tanto de cualquier técnica de manejo tradicional.

El periodo dispersivo puede representar una parte relativamente grande de la vida de las especies de larga vida con madurez sexual retardada (Ferrer 1993a). En consecuencia, no debería proponerse ningún plan de recuperación que no contemplase este importante periodo. Sin embargo, la intención de practicamente todos los planes de recuperación de especies amenazadas ha sido el mantenimiento de la población adulta reproductora, midiendose el éxito de los mismos en términos de productividad, y asumiendo que si se esta se mantenía a unos determinados niveles la supervivencia de la población estaba garantizada (Giron et al. 1987). El Aguila Imperial no ha sido una excepción a esas tendencias generales (Cadenas 1986).

La población más densa de esta amenazada especie, y la que ha estado protegida por mas tiempo es la del Parque Nacional de Doñana. A pesar de su alta densidad, las águilas no han colonizado su entorno cercano y las parejas nidificantes con algun miembro en plumaje no adulto han sido frecuentes (Ferrer and Calderón 1990). Estos hechos sugieren la existencia de una alta tasa de mortalidad. La electrocución en líneas eléctricas de distribución (menos de 66kV) ha sido la responsable de un mínimo del 28.6% de las muertes de inmaduros durante el periodo dispersivo (Ferrer e Hiraldo 1991). En consecuencia, la modificación de los tendidos eléctricos en la áreas de dispersión es prioritaria para la conservación de la especie.



No obstante, para la aplicación de medidas de conservación durante el periodo dispersivo es necesario saber que características del habitat influyen en la selección de los lugares de asentamiento de las jóvenes águilas. Asi mismo, el conocimiento de los criterios de selección por parte de los inmaduros es vital para la planificación de programas de reintroducción, permitiéndonos la zonificación de grandes áreas en función de su capacidades para la acogida de águilas. Es por tanto el primer paso necesario en un proyecto de reintroducción de la especie para seleccionar con rigor los lugares concretos más adecuados para acometer dicho proyecto.

En este estudio hacemos una descripción cuantificada de los habitat seleccionados por inmaduros como zonas de asentamiento temporal y analizamos las diferencias entre habitat seleccionado y habitat disponible, comparando los resultados con las características de los habitat seleccionados

por los adultos de la especie. Hasta donde sabemos, esta es la primera vez que se considera la selección de habitat por juveniles en dispersión.

MATERIAL Y METODOS

La especie

El Aguila Imperial Ibérica es una rapaz de gran tamaño (2500-3500g), sedentaria y territorial, con una baja tasa reproductiva (0.75 volantones por pareja y año) y un periodo de inmadurez de 4-5 años. Su longevidad ha sido estimada en aproximadamente 21-22 años (Ferrer y Calderón 1990). Hoy en día es la especie de ave de presa más amenazada de uropa con menos de 150 parejas, y una de las especies más amenazadas en el mundo (Ferrer 1993a). La población más densa se encuentra en el Parque Nacinal de Doñana estando constituida por 15-16 parejas nidificantes (Ferrer y Donázar 1995). Esta población esta aparentemente separada de otras subpoblaciones estando la más próxima a unos 300 km de distancia.



Las jóvenes águilas abandonan su población natal de media a la edad de 137 días, siendo la edad media del primer asentamiento de 164 días. Las águilas inmaduras utilizan de forma rotativa diferentes zonas de asentamiento temporal (entre 3 y 8), dentro de las áreas de dispersión, y no se asientan de forma definitiva durante al menos sus tres primeros años de vida (Ferrer 1993b). Durante este periodo, los jóvenes regresan frecuentemente a su población natal.

Las zonas de asentamiento temporal son pequeñas (media 433.25 ha). La misma zona es seleccionada por diferentes individuos en distintos momentos y a lo largo de los años. Estas áreas están separadas entre sí aproximadamente 25 km y la duración media de la estancia de los jóvenes en una zona es de 12 días (Ferrer 1993c).

Las diferencias individuales en el uso de zonas concretas de dispersión están determinadas por factores ambientales (Ferrer 1993d). La distancia media entre las zonas de asentamiento y el nido de nacimiento fue de 138 km (Ferrer 1993b).

Area de estudio

En este capítulo usamos los datos provenientes de un estudio sobre la dispersión juvenil de la especie realizado en la población de Doñana (Ferrer 1993b). Este estudio se llevó a cabo durante 1986-1990 en las provincias de Cádiz y Huelva, en el suroeste de España. En las áreas de la provincia de Huelva se encuentran incluidas las zonas del entorno de Aracena y Picos de Aroche que fueron usadas por las jóvenes águilas durante el estudio. Las áreas de dispersión estaban caracterizadas por montañas bajas (0-300 m) cubiertas mayoritariamente de matorral mediterráneo formado por *Halimium* spp., *Cistus* spp., *Pistacea* spp., con alcornoque y encinas dispersos (*Quercus* spp) y bosques de pinos piñoneros (*Pinus pinea*), así como grandes extensiones de repoblaciones de *Eucaliptus* spp.



Recogida de datos

La localización exacta de las zonas de asentamiento temporal, 11 en Huelva y 12 en Cádiz, se realizó mediante el seguimiento cercano y continuo de ejemplares radio-marcados (Ferrer 1993b). Esos 23 puntos fueron situados en mapas 1:50.000 de 1984 realizados por el Instituto Cartográfico de la Junta de Andalucía. Para evaluar habitat disponible se generaron con ordenador las coordenadas necesarias para obtener el mismo número de zonas al azar, siendo también localizadas en el mapa. Los puntos al azar que no estaban situados dentro de las áreas de dispersión o a menos de 2 km de alguna zona de asentamiento temporal fueron descartados. El árbol más cercano a las coordenadas generadas fue seleccionado como centro del círculo. El habitat dentro de un círculo de superficie igual a 433 ha, que es la media del área de campeo acumulada por los jóvenes en las zonas de asentamiento temporal (Ferrer 1993c), fue evaluado para cada sitio, tomando medidas de 15 variables (Tabla 1). Para ello se usaron mapas topográficos 1:50,000 y fotografías aéreas 1:20,000 del año 1992 (Cádiz) y 1991 (Huelva), preparadas por el Intituto Cartográfico de la Junta de Andalucía.

Para medir superficies se usaron círculos milimetrados y planímetros digitales (Avery y Berlin 1985). Las variables DISTPOWER, RELIEF, y ALTITUDE se midieron en el mapa 1:50,000. Las variables DISTTOWN y DISTROAD se midieron en mapas cuando no se encontraban en las fotos.

Análisis estadístico

Las variables sin distribución normal se transformaron cuando fue posible. Cuatro variables, CULTIREG, BOSEUC, BOSPINUS y PLANT, no pudieron ser transformadas en distribuciones normales y fueron por tanto excluidas de los análisis discriminantes. De las demás, dos variables no fue necesario transformarlas (ROADLENGTH y ALTITUDE), 2 se transformaron con logaritmo (BOSAQ y RELIEF) y las otras mediante raíz cuadrada (CULTISEC, DEHESA, PASTURE, SCRUBLAND, DISTROAD, DISTPOWER y DISTTOWN). La homogeneidad de las varianzas se comprobó con el test de Levene.

Los valores medios de las zonas de asentamiento y los puntos al azar se compararon usando el test "t" de Student. Para aquellas variables sin distribución normal se utilizó el test de Kolmogorov-Smirnov. Para discriminar entre las zonas de asentamiento temporal y los puntos al azar se realizó un análisis discriminante por pasos, usando un procedimiento

jackknife para el calculo del porcentaje de clasificación correcta. Los paquetes estadísticos usados para los análisis fueron Statistical Package of Statgraphics 6.0 (Manugistics, Inc. 1992), y BMDP (Dixon y Brown 1983).

RESULTADOS

Seis de las 15 variables analizadas mostraron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de asentamiento temporal y las áreas al azar (Tabla 2). Se encontraron diferencias en las variables relacionadas con la estructura de la vegetación (CULTIREG, BOSEUC, BOSPINUS, DEHESA y PLANT). Las zonas de asentamiento tienden a estar localizadas en áreas con una mayor superficie cubierta por alcornoques dispersos *Quercus spp* y acebuches *Olea spp* (cobertura < 70%) con pastizal o cultivo de secano debajo (DEHESA). Los puntos al azar tienden a estar localizados en áreas con más bosque de *Eucalyptus spp.* (BOSEUC) y *Pinus pinea* (BOSPINUS), y con un alto porcentaje de superficie con repoblaciones forestales (PLANT). También los puntos al azar tuvieron mayor porcentaje de superficie cubierta de regadíos (CULTIREG). En las zonas de asentamiento encontramos una mayor distancia a las carreteras pavimentadas (DISTROAD, Tabla 2).



El análisis de la función discriminante por pasos mostró que es posible clasificar correctamente el 91.3% de las zonas de asentamiento temporal con tan sólo 3 variables (Tabla 3). Una baja proporción o la ausencia de árboles dispersos de *Quercus* spp. (cobertura < 70%, DEHESA) es el mejor predictor de zonas no adecuadas para el asentamiento de jóvenes águilas. Una función discriminante construida con sólo esa variable clasifica correctamente el 78.3% de los puntos al azar, aunque el 30.4% de las zonas de asentamiento son clasificadas incorrectamente. En el análisis discriminante, las zonas de asentamiento y los puntos al azar se distinguen mejor con la siguiente función discriminante:

$$D = 0.52205(\text{DEHESA})^{0.5} + 0.28505(\text{CULTISEC})^{0.5} + 0.31141(\text{PASTURE})^{0.5} - 4.16155$$

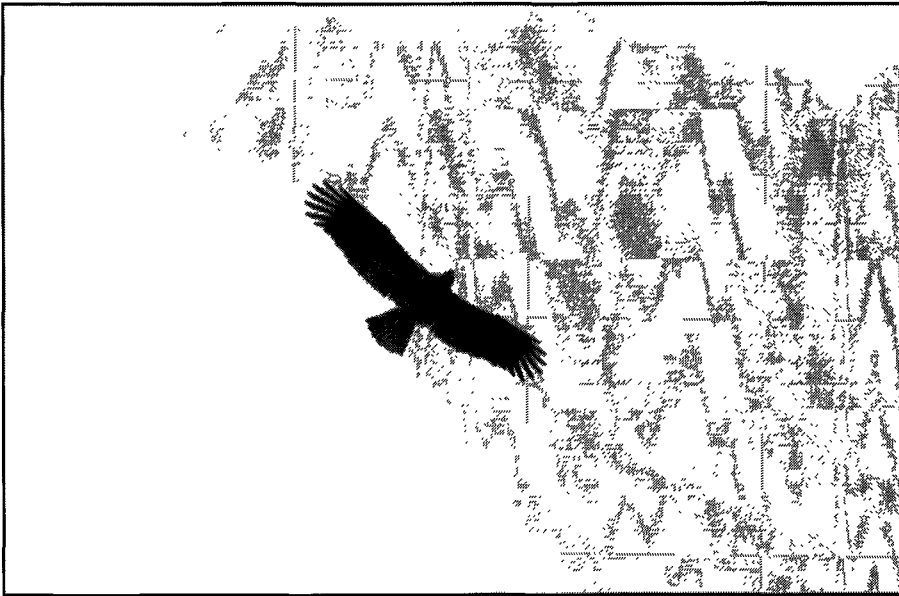
Los centroides de los grupos son -0.99169 , lo que significa que un valor positivo de D indica una zona de asentamiento temporal mientras que un valor negativo indica un punto al azar no seleccionado por águilas. Esta función clasifica correctamente el 91.3% de las zonas de asentamiento temporal y el 78.3% de los puntos al azar ($P < 0.0001$). Una clasificación jackknife reduce la clasificación correcta de las zonas de asentamiento al 86.9%, pero mantiene la de los puntos al azar al 78.3%.

DISCUSION

El análisis discriminante muestra que las jóvenes Águila Imperiales seleccionan variables relacionadas con la estructura de la vegetación, al igual que otras especies de rapaces descritas por Reynolds et al. (1892), Bednarz y Dinsmore (1982) y Janes (1985). También tienden a evitar la presencia humana como indica una mayor distancia a las carreteras pavimentadas y centros urbanos. La preferencia por cultivos de secano, pastizal y áreas cubiertas por árboles escasos podría estar relacionada con una mayor densidad de presas. Es sabido que las mayores densidades de conejos (*Oryctolagus cuniculus*), presa fundamental del águila, se encuentran en áreas con esas características, particularmente en áreas cubiertas por *Quercus* spp. dispersos (cobertura < 70%) con pastizal o cultivos debajo, esto es DEHESA (Blanco, J.C., y R. Villafuerte *manuscrito inédito*). En este sentido, es importante señalar que las zonas de asentamiento temporal soportan actualmente altas densidades de conejos (Ferrer 1993b).

Hay una ligera preferencia por la ausencia de matorral, probablemente debido a las dificultades para la detección de las presas en con esa cobertura tan espesa (Janes 1985). La ausencia de adultos de Aguila Imperial Ibérica o de otros adultos de rapaces grandes puede ser importante para la selección de las zonas de asentamiento, aunque no tenemos datos para comprobar esta posibilidad.

Existen algunas coincidencias entre los criterios de selección de habitat de adultos y jóvenes Aguilas Imperiales, como en la evitación de la presencia humana medida por distancia a carreteras (González et al. 1992). No obstante, contrariamente a los juveniles, los adultos no parecen preferir un habitat a otro con respecto a la estructura y cobertura de la vegetación (González et al. 1992). De acuerdo con Hildén (1965), esto se podría explicar si asumimos que los procesos de selección de habitat se producen en dos fases. La primera fase de asentamiento y exploración, es desencadenada por las características del paisaje. Esta puede ser la situación de las jóvenes águilas. La selección de un lugar como bueno para el establecimiento de un territorio de nidificación depende de otros estímulos externos. La presencia de otros adultos del sexo contrario es una importante restricción sólo para adultos, pero no para la selección de habitat de los inmaduros en dispersión.



Con este estudio podemos hacer un inventario de áreas existentes en Aracena y Picos de Aroche que potencialmente pueden ser seleccionadas

como zonas de asentamiento por las jóvenes águilas y como lugares elegidos para la introducción de jóvenes en el proyecto de reintroducción. Los datos ecológicos que hemos establecido nos permitirían predecir qué tipos de cambios y en qué zonas podrían afectar mucho o poco a las águilas jóvenes en dispersión y, en consecuencia, a la estabilidad de la población reintroducida. Los cambios en el habitat originados por un incremento de las repoblaciones forestales (*Pinus* spp. o *Eucalyptus* spp.) o por cultivos de regadíos podría significar un factor negativo muy importante para las águilas dispersantes. El incremento de kilómetros de caminos pavimentados y tendidos eléctricos puede ser muy importante, especialmente si tenemos en cuenta que la electrocución es la mayor causa de mortalidad de las jóvenes águilas (Ferrer e Hiraldo 1992)

Las acciones de manejo de las Aguilas Imperiales, que hasta ahora habían estado centrada fundamentalmente en la población reproductora de Doñana y particularmente en la productividad (Ferrer e Hiraldo 1991) deberán extenderse hasta los jóvenes que son el futuro de la población. Las técnicas para reducir la mortalidad por electrocución son mucho más efectivas que las que intentan aumentar la productividad. De hecho, la eliminación de los tendidos eléctricos peligrosos en las zonas de dispersión sería entre 2.2 y 13 veces mejor, en términos de porcentaje de cambio anual de la población, que todas las técnicas para incrementar la productividad juntas (Ferrer e Hiraldo 1991). Prevenir la construcción de líneas eléctricas de diseño inadecuado y caminos pavimentados en habitat buenos pero no usados son tareas que habría que contemplar en el futuro. Las molestias humanas deben también ser evitadas. Esta estrategia de conservación no sólo ayudaría al Aguila Imperial, sino también a otras especies como el Aguila Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) dado que usan las mismas zonas durante la inmadurez (Ferrer 1993c).

Por supuesto, aparte del efecto sobre la supervivencia de los dispersantes, las áreas con las características descritas serían las adecuadas para acometer el proyecto de reintroducción de la especie, posibilitando el contacto de la subpoblación de Doñana, la de mayor densidad, con las poblaciones del sur de Extremadura, Sierra Norte de Sevilla y nuestro Parque Natural de Sierra de Aracena y Picos de Aroche.

Tabla 1. Lista de variables usadas para caracterizar las zonas de asentamiento y los puntos al azar de las jóvenes águilas.

Codigo	Descripcion
CULTISEC	Porcentaje de superficie de cultivo de secano
CULTIREG	Porcentaje de superficie de regadio
BOSAQ	Porcentaje de bosque de alcornoque o acebuche con cobertura >70%
BOSEUC	Porcentaje cubierto por Eucalyptus spp.
BOSPINUS	Porcentaje cubierto por Pinus spp.
DEHESA	Porcentaje de alcornoque o acebuches dispersos (cobertura <70%) con pastizal o secano bajo ellos
PASTURE	Porcentaje de pastizal
SCRUBLAND	Porcentaje de matorral
PLANT	Porcentaje de repoblaciones forestales
ROADLENGTH	Km de carretera pavimentada dentro del círculo
DISTROAD	Distancia del centro del círculo a la carretera más próxima
DISTPOWER	Distancia en km al tendido electrico más cercano de 16-45 kV
DISTTOWN	Distancia al centro urbano más cercano (más de 5 casas)
ALTITUDE	Altura en m sobre el mar del centro de la zona
RELIEF	Total de isoclinas de 20 m cortadas por 4 líneas de 1 km desde el centro en las direcciones N, S, E y O

Tabla 2. Comparaciones de las variables (medias back-transformed), entre 23 zonas de asentamiento y 23 puntos al azar (Student-t-test y Kolmogorov-Smirnov)

Variable	Zonas asentamiento		Puntos al azar		P
	media	(SD)	media	(SD)	
CULTISEC''	12.43	(16.22)	9.63	(19.35)	0.3546
CULTIREG	2.20	(8.18)	10.06	(18.08)	0.0009**
BOSAQ'	5.08	(10.01)	4.50	(12.94)	0.4038
BOSEUC	0.32	(0.48)	5.68	(9.66)	0.0259*
BOSPINUS	0.26	(1.07)	7.15	(19.24)	<0.0001***
DEHESA''	37.91	(23.95)	14.58	(20.50)	0.0001***
PASTURE''	23.04	(16.64)	17.61	(18.13)	0.1224
SCRUBLAND''	17.12	(12.97)	19.33	(18.80)	0.9180
PLANT	0.00	(0.00)	6.12	(12.69)	<0.0001***
ROADLENGTH	10.97	(4.15)	10.69	(2.95)	0.7986
DISTROAD''	1.95	(1.54)	1.15	(0.98)	0.0179*
DISTPOWER''	2.22	(1.71)	3.02	(2.50)	0.3330
DISTTOWN''	2.48	(1.27)	3.04	(2.13)	0.5260
ALTITUDE	120.87	(69.15)	106.09	(83.91)	0.5270
RELIEF'	16.22	(7.82)	16.35	(12.52)	0.4128

" square-root-transformation * p<0.05
 ' log-transformation **p<0.001
 *** p<0.0001

Tabla 3. Matriz de clasificación del análisis discriminante

Grupo actual	Grupo Previsto		
	Zonas asent	Puntos al azar	Total
Zonas asent.	21	2	23
Puntos al azar	5	18	23
Total	26	20	

BIBLIOGRAFIA

- Avery, T.E., and G.L. Berlin. (1985). Interpretation of aerial photographs. Fourth edition, Burgess Publishing Company, Minneapolis, Minnesota, USA.
- Bednarz, J.C., and J.J. Dinsmore. 1981. Status, habitat use and management of Red-shouldered Hawks in Iwoa. *Journal of Wildlife Management* **45**:236-241.
- Cadenas, R. 1986. Resultado de la reproducción del águila imperial *Aquila heliaca adalberti* en el Parque Nacional de Doñana en el periodo 1983-1986. IV Congreso de Rapaces Mediterraneas. Evora, Portugal.
- Dixon, W.J., and M.J. Brown. 1983. BMDP Statistical Software. University of California Press, California, USA.
- Donázar, J.A., F. Hiraldo, and J. Bustamante. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology* **30**:504-514.
- Ferrer, M. 1993a. El Aguila Imperial. Quercus, Madrid, España.
- Ferrer, M. 1993b. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-lived raptor, the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* **135**:132-138.
- Ferrer, M. 1993c. Reduction in hunting success and settlement strategies in young Spanish Imperial Eagles. *Animal Behaviour* **45**:406-408.
- Ferrer, M. 1993d. Wind-influenced juvenile dispersal of Spanish Imperial Eagles. *Ornis Scandinavica* **24**:330-333.
- Ferrer, M., and J. Calderón. 1990. The Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* in Doñana National Park. A study on population dynamics. *Biological Conservation* **51**:151-161.
- Ferrer, M., and J. Donázar. 1995. Density-dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish Imperial Eagles. *Ecology*.
- Ferrer, M., and F. Hiraldo. 1991. Evaluation of management techniques for the Spanish Imperial Eagle. *Wildlife Society Bulletin* **19**:436-442.
- Ferrer, M., and F. Hiraldo. 1992. Man-induced sex-biased mortality in the Spanish Imperial Eagle. *Biological Conservation* **60**:57-60.

- Giron Pendelton, B.A., B.A. Millsap, K.W. Cline y D.M. Bird. 1987. Raptor Management Techniques Manual. National Wildlife Federation, Washinton, D.C., USA.
- González, L.M., J. Bustamante, and F. Hiraldo. 1992. Nesting habitat selection by the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. Biological Conservation **59**:45-50.
- Hildén, O. 1965. Habitat selection in birds: a review. Annales Zoologici Fennici **2**:53-75.
- Janes, S.W. 1985. Habitat Selection in Raptorial Birds. In: Habitat Selection in Birds. Pages 159-185. Academic Press INC, USA.
- Manugistics, Inc. 1992. Statgraphics 6.0. Statistical graphics systems. Statistical Graphics Corporation, Rock Ville, Maryland, USA.
- Newton, I., P.E. Davis, and D. Moss. 1981. Distribution and breeding of Red Kites in relation to land-use in Wales. Journal of Applied Ecology **18**:173-186.
- Reynolds, R.T., E.C. Meslow, and H.M. Wright. 1982. Nesting habitat of coexisting *Accipiter* in Oregon. Journal of Wildlife Management **46**:124-138.
- Rodrigues, R. 1994. Microhabitat variables influencing nest -site selection by tundra birds. Ecological Applications **4**:110-116.