

FORUM

Forum es una sección que pretende servir para la publicación de trabajos de temática, contenido o formato diferentes a los de los artículos y notas breves que se publican en *Ardeola*. Su principal objetivo es facilitar la discusión y la crítica constructiva sobre trabajos o temas de investigación publicados en *Ardeola* u otras revistas, así como estimular la presentación de ideas nuevas y revisiones sobre temas ornitológicos actuales.

The Forum section of Ardeola publishes papers whose main topic, contents and/or format differ from the normal articles and short notes published by the journal. Its main aim is to serve as a lighter channel for discussion and constructive criticism on papers or research lines published either in Ardeola or elsewhere, as well as to stimulate the publication of new ideas and short revisions on current ornithological topics.

LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL SOBRE LAS POBLACIONES DE AVES RAPACES: PROBLEMAS DE EJECUCIÓN Y POSIBLES SOLUCIONES

José Antonio MARTÍNEZ¹, José Enrique MARTÍNEZ², Iñigo ZUBEROGOITIA³, Jesús T. GARCÍA⁴, Roberto CARBONELL⁵, Manuela DE LUCAS⁶ & Mario DÍAZ^{5*}

RESUMEN.—*La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones.* La evaluación de impacto ambiental de proyectos es en la actualidad la principal herramienta legal para prevenir los efectos negativos de las actividades humanas sobre los recursos naturales, integrando de esta manera la conservación de estos recursos en el desarrollo socioeconómico. Desgraciadamente, la mala calidad general de estas evaluaciones está impidiendo que se alcance esta importante función preventiva. En este trabajo se revisa de modo selectivo la información disponible sobre de la biología de un grupo de aves, las rapaces diurnas y nocturnas, potencialmente útil para la correcta realización de estudios de impacto ambiental. El objetivo de esta revisión es analizar si la mala calidad de estos estudios se debe a carencias importantes de información o si, por el contrario, existen limitaciones, intrínsecas o extrínsecas, de las evaluaciones de impacto para la consecución de sus objetivos. Con base en la bibliografía revisada, cabe concluir que existe información contrastada suficiente como para desarrollar estudios y evaluaciones de impacto adecuados sobre poblaciones de aves rapaces a escala de lugares de nidificación y áreas de campeo, faltando información básica para desarrollar evaluaciones a escalas mayores (poblaciones y metapoblaciones). Se sugiere que debería controlarse con más rigor la calidad de los estudios de impacto ambiental y de los profesionales que los realizan, y se indican las limitaciones de las evaluaciones de impacto ambiental para el análisis de efectos a escalas espaciales amplias. Para solventar este último problema se recomienda, por un lado, la adquisición de la información de base pertinente y, por otro, el desarrollo de las evaluaciones estratégicas ambientales de planes de desarrollo como marco para la realización de los estudios de impacto ambiental.

Palabras clave: demografía, escalas de análisis, especies paraguas, estudios de impacto ambiental, evaluación de impacto ambiental, evaluación estratégica ambiental, rapaces, selección de hábitat.

¹ C/ Juan de la Cierva 43. E-03560 El Campello, Alicante, España. qvcocotiers@hotmail.com

² Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. E-30100 Espinardo, Murcia, España. ecoljemt@um.es

³ E. M. Icarus S. L. Apdo 106. E- 48940 Leioa, Bizkaia, España. inigo.zuberogoitia@wanadoo.es

⁴ Departamento de Biología Animal I (Vertebrados). Facultad de Biología. Universidad Complutense. E-28040 Madrid, España. jtgarca@bio.ucm.es

⁵ Departamento de Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias del Medio Ambiente. Universidad de Castilla-La Mancha. E-45071 Toledo, España. rcarbne@amb-to.uclm.es, mariod@amb-to.uclm.es

⁶ Departamento de Biología Aplicada. Estación Biológica de Doñana (C.S.I.C.). Avenida de M.^ª Luisa s/n. Pabellón de Perú. E-41013 Sevilla, España. manuela@ebd.csic.es

* Autor para la correspondencia. e-mail: mariod@amb-to.uclm.es

SUMMARY.—*Environmental impact assessment on raptor populations: difficulties in implementation and a search for solutions.* The environmental impact assessment of projects is currently the main tool for preventing negative impacts of human activities on natural resources, thus allowing the integration of socio-economic development and conservation. Unfortunately, the general low quality of environmental impact studies, and thus the assessments derived from them, makes them useless for accomplishing this task. In this paper we review biological information potentially useful for the proper development of studies of environmental impact on raptor populations in Spain. Our main aim is to analyse whether the low quality that characterizes this type of studies is due to a lack of relevant biological information on raptors, or to limitations, either intrinsic or extrinsic, of the environmental impact assessment process itself that intends to protect raptors populations from potentially harmful human activities. Based on a selective literature review, we conclude that there is sufficient biological information to carry out proper studies of the impact of human activities on most Spanish raptor populations, provided that the focus is on the effects on nesting places and home ranges; however, there is a general lack of relevant information needed to evaluate impacts on populations and metapopulations. We suggest that both the environmental impact studies and the professionals who work on them should be monitored much more closely by the public administration, in order to prevent malfunctions or wrong assessments from an ecological viewpoint. Also, we indicate which are the main limitations encountered when analysing impacts on a large-scale basis, i.e. on raptor populations and metapopulations. In order to solve problems associated with the latter, we recommend, on the one hand, the acquisition of proper ecological data and information, and, on the other, the implementation of Strategic Environmental Assessments of Plans and Programs of Development.

Key words: demography, environmental impact assessment, environmental impact studies, habitat selection, population dynamics, raptors, scales of analysis, strategic environmental assessment, umbrella species.

INTRODUCCIÓN

La destrucción y la alteración de los hábitats naturales y seminaturales es en la actualidad la causa más frecuente del declive de las poblaciones de aves tanto a escala nacional (Madronejo *et al.*, 2003), como europea (Tucker & Heath, 1994) e incluso mundial (Stattersfield & Capper, 2000). Inicialmente, este problema trató de solventarse mediante la identificación, protección y manejo de aquellas zonas que mantenían las últimas poblaciones de aves escasas, amenazadas o en declive. No obstante, esta aproximación basada en la creación de zonas protegidas (IBAs —áreas importantes para las aves— y ZEPAs —zonas de especial protección para las aves—; Grimmett & Jones, 1989; Viada, 1998), si bien necesaria, presenta tres limitaciones importantes. En primer lugar, el establecimiento de una zona protegida no garantiza el mantenimiento de sus poblaciones de aves a largo plazo, pues el tamaño de estas zonas es, en general, demasiado pequeño para: (1) evitar el fenómeno de pérdida estocástica de especies asociada a la fragmentación de los hábitats (relajación faunística; Karr, 1990); y (2) suprimir la influencia de la alteración de los hábitats periféricos —atmósfera y clima incluidos—, sobre los hábitats del interior de la reserva (Díaz, 2003). En segundo lugar, muchas

especies amenazadas o en declive dependen de hábitats seminaturales tales como medios agrícolas extensivos o bosques gestionados, cuyo mantenimiento depende del manejo tradicional de dichos hábitats más que de una protección estricta (Donald *et al.*, 2001). En tercer lugar, buena parte de las poblaciones animales, y en particular de aves, pueden presentar una gran movilidad a lo largo de su ciclo vital, con lo que la protección de áreas concretas o redes de áreas puede no garantizar su conservación (Tucker & Evans, 1997).

Para solventar las limitaciones que conlleva conservar sólo ciertas áreas protegidas, en las últimas décadas se va incorporando en la política ambiental la idea del principio de prevención y de ordenamiento de las actividades humanas. Los sucesivos programas sobre medio ambiente de las instituciones europeas han ido insistiendo en que la mejor manera de actuar en esta materia es tratar de evitar deterioros ambientales en lugar de restaurarlos una vez producidos. En esta línea destaca la evaluación de impacto ambiental como una herramienta que permite prevenir daños sobre los recursos naturales derivados de proyectos de desarrollo. El impacto de proyectos y actividades con incidencia ambiental importante fue regulado en la normativa española de un modo fragmentario hasta 1986. En este año se traspuso la Directiva

85/337/CEE relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente. De este modo se alcanzó un reconocimiento general de la evaluación de impacto ambiental como una potente herramienta técnica y administrativa para la preservación de los recursos naturales y defensa del medio ambiente (R.D.L. 1302/1986).

La evaluación de impacto ambiental es un procedimiento administrativo que incluye el conjunto de estudios e informes técnicos y de consultas que permiten estimar los efectos que la ejecución de un determinado proyecto o actividad causará sobre el medio ambiente, con el fin de prevenir, evitar y corregir dichos efectos (R.D.L. 1302/1986). Consiste en un proceso que se inicia con la definición genérica del proyecto que se pretende realizar y culmina con la Declaración de Impacto. La evaluación se realiza sobre la base del estudio de impacto ambiental, que es el documento técnico presentado por el promotor del proyecto o actividad y que debe identificar, describir y valorar de manera apropiada los efectos previsibles que la realización del proyecto o actividad produciría sobre los distintos aspectos ambientales, valorando diferentes alternativas técnicamente viables. En este proceso se incluye un periodo de información pública para incorporar en las evaluaciones de impacto ambiental las alegaciones de afectados o de cualquier interesado. Con base en la evaluación de impacto y las alegaciones, el organismo competente en materia ambiental (Administración regional o estatal, según el tipo de proyecto) emite una Declaración de Impacto Ambiental, que formula y recoge las condiciones de ejecución del proyecto (incluida la no-ejecución) necesarias para proteger el medio ambiente y los recursos naturales (R.D.L. 1302/1986; R.D. 1131/1988).

En la práctica, no obstante, esta herramienta no siempre ha conseguido integrar la protección de la diversidad biológica en el desarrollo de proyectos (Petts, 1999; Trewek, 1999; Hernández, 2000). Las razones de esta falta de eficacia pueden estar relacionadas con limitaciones intrínsecas al modo de realización de los estudios de impacto ambiental, como es la reducida escala espacial y temporal en las que se desarrollan habitualmente. Este hecho impide poder evaluar correctamente los impactos acumulados, impactos indirectos e interacciones

entre impactos cuando se van a realizar diferentes proyectos en una misma zona, así como evaluar impactos en zonas más o menos alejadas de las afectadas por el proyecto (véase Oñate *et al.*, 2002 para una revisión). Otro problema asociado a la corta duración temporal de estos estudios es la necesidad de recurrir a información bibliográfica contrastada. Esta información puede ser inadecuada o poco accesible para los profesionales que ejecutan los estudios de impacto ambiental, especialmente cuando su transferencia desde los científicos que la generan es escasa o inexistente (Trewek, 1999; Díaz *et al.*, 2001).

Por otro lado, existen una serie de problemas extrínsecos al procedimiento de evaluación de impacto, ligados a decisiones políticas y administrativas, que pueden dificultar su correcto desarrollo. El hecho de que sean los propios promotores de los proyectos los que deban realizar los estudios de impacto ambiental puede llevar a considerarlos meros trámites administrativos, especialmente cuando la calidad de estos estudios no es correctamente evaluada por los técnicos de la administración encargados de realizar la evaluación de impacto (Hernández, 2000). Esta situación puede causar que los promotores descuiden la cualificación técnica de los profesionales que realizan los estudios de impacto ambiental a favor de otros criterios como los económicos en tiempo y dinero. Sería difícil imaginar un promotor de una instalación que no se asegure de la capacidad técnica de los equipos que diseñan los elementos constructivos de la misma; sin embargo, esto parece suceder con frecuencia en los estudios de impacto ambiental.

El presente trabajo pretende poner de manifiesto algunos problemas relacionados con las evaluaciones de impacto en nuestro país, con ánimo de que los distintos colectivos implicados reflexionemos sobre la necesidad de mejoras sustanciales en la ejecución de esta importante herramienta de conservación. A modo de ejemplo, se realizará una revisión de la información biológica potencialmente útil para la mejora del desarrollo de los estudios de impacto ambiental sobre poblaciones de aves rapaces, tanto diurnas como nocturnas (conocimientos sobre selección de hábitat y demografía, fundamentalmente; véanse, por ejemplo, Tellería *et al.*, 1992; Díaz *et al.*, 2001). Este grupo de aves tiene una importancia a menudo crítica en

las evaluaciones de impacto ambiental en nuestro país. Su gran atractivo social ha llevado a que muchas rapaces sean consideradas especies bandera (Simberloff, 1998). Son aves de mediano o gran tamaño, con áreas de campeo en general amplias y que requieren una gran variedad de hábitats para desarrollar sus ciclos vitales, lo que implica que su conservación efectiva requiera la protección de extensos territorios. Esta cualidad implica que muchas rapaces puedan utilizarse como especies paraguas, cuya protección beneficia a muchas otras especies (Simberloff, 1998). Una elevada proporción de las especies de aves rapaces cuenta con poblaciones reducidas o en declive, lo que implica que el mantenimiento de sus poblaciones necesite una protección efectiva de su entorno a corto o medio plazo. Este hecho ha conllevado un importante esfuerzo de investigación aplicada en los últimos años, hasta el punto de que existe una revista científica de alta difusión internacional dedicada exclusivamente a este grupo de aves (*Journal of Raptor Research*). Mediante esta revisión de la información científica sobre este grupo de aves pretendemos analizar si existe información suficiente como para evaluar el impacto ambiental de proyectos sobre las aves rapaces de una manera rigurosa, divulgar esta información y poner de manifiesto carencias importantes si las hubiere. Finalmente, se tratarán algunos problemas extrínsecos al procedimiento de evaluación de impacto ambiental que dificultan el uso de esta información de base, así como posibles modos de solventarlos.

LIMITACIONES INTRÍNSECAS

1. Escalas de evaluación

Las aves rapaces, al igual que otros animales de tamaño mediano o grande, suelen tener áreas de campeo que incluyen hábitats de distinta composición y estructura. Por esta razón, pueden distinguirse hasta cuatro escalas espaciales relevantes para evaluar el impacto de proyectos sobre sus poblaciones: 1) requerimientos de nidificación (características de los lugares donde se ubican los nidos); 2) características de las áreas de campeo en torno a los nidos; 3) características del área que ocupa la población local; y 4) características del paisaje

que engloba varias subpoblaciones locales separadas en el espacio pero conectadas por migrantes ocasionales (metapoblaciones; Hanski, 1999). Las dimensiones concretas de cada una de estas escalas espaciales pueden establecerse de manera más o menos arbitraria cuando no existe información detallada sobre la ecología de las especies analizadas (Sánchez-Zapata & Calvo, 1999; Martínez *et al.*, 2003) o, a ser posible, atendiendo a criterios biológicos (Martínez, 2002; Martínez *et al.*, 2003). Para las dos primeras escalas es especialmente útil la información derivada de estudios sobre selección de hábitat (North & Reynolds, 1996; Pribil & Picman, 1997). Para la tercera escala, las evaluaciones deberían centrarse en el análisis de las repercusiones de los proyectos sobre el tamaño de la población utilizando modelos de abundancia (Sánchez-Zapata, 1999; Loyn *et al.*, 2001; Zuberogoitia, 2002). Finalmente, la cuarta escala requiere la descripción de la estructura metapoblacional de las poblaciones involucradas (Serrano & Tella, 2003), junto con la de las áreas de dispersión que, aunque no tengan un papel importante durante el periodo reproductor, sí que pueden ser de vital importancia para la supervivencia de los jóvenes tras su emancipación y de los adultos durante el periodo no reproductor (González, 1991; Mañosa *et al.*, 1998; Sánchez-Zapata, 1999; Ferrer, 2001). Dado que en muchos casos la dinámica de una metapoblación no se puede deducir de la dinámica de las subpoblaciones que la componen (supervivencia, fecundidad, factores estocásticos, tasas de intercambio de individuos), la incorporación de la escala de metapoblaciones en los estudios de impacto ambiental puede resultar un factor decisivo como parte de una estrategia de desarrollo sostenible (Akçakaya, 2000).

1.1. Problemas derivados del uso de escalas inadecuadas

El protocolo habitual de los estudios de impacto ambiental se basa en la subdivisión del impacto según actuaciones de orden menor. La instalación de un parque eólico, por ejemplo, se suele dividir en voladuras, desmontes, apertura de caminos, líneas de evacuación, etc. En la práctica, es frecuente que para la evaluación final se asuma que (1) el impacto final resul-

tante es una combinación lineal de los impactos individuales, (2) cada actuación causante de impactos es susceptible de ser compensada individualmente de manera efectiva mediante medidas correctoras y (3) las actuaciones que se llevan a cabo fuera de la estación reproductora no afectan a la probabilidad de ocupación de los territorios.

Respecto a las dos primeras asunciones, cabe decir que, debido a la estructura de organización de los ecosistemas y a cómo se relacionan entre sí los distintos elementos que los componen, la modificación de uno de ellos afecta de formas muy diversas al resto de los elementos (Martín-Cantarino, 1999). Respecto a la tercera asunción, está ampliamente documentado que tanto las molestias causadas por las actividades arriba mencionadas como las alteraciones de la composición y estructura del hábitat pueden modificar los patrones de campeo de aves rapaces (Gamauf & Preleuthner, 1996; Martínez *et al.*, 1999), reducir su éxito reproductor (Izquierdo, 1996; Galeotti *et al.*, 1997) o provocar cambios en la distribución espacial de los territorios (Penteriani & Faivre, 1997; Ramsden, 1998; Sergio *et al.*, 2002) tanto en la época de cría como fuera de ella. Además, los modelos de preferencias de hábitat para especies que ocupan territorios alterados (canteras en activo, zonas con sobreabundancia de caminos transitables) ponen de manifiesto que la ocupación de dichos territorios puede no representar tanto las preferencias de hábitat de las especies involucradas como el carácter potencialmente subóptimo de esos territorios resultante de las actuaciones realizadas (Martínez *et al.*, 1999; Rico *et al.*, 2001; Martínez, 2002; Martínez *et al.*, 2003).

No obstante, lo más frecuente es que el apartado de fauna de un estudio de impacto ambiental se reduzca a tan sólo los requerimientos de nidificación (aunque cada vez se están tomando más en cuenta los pasos migratorios). La bibliografía muestra que las variables descriptoras del paisaje que influyen, de manera positiva o negativa, en la probabilidad de ocupación de los territorios varían en función de la escala (Loyn *et al.*, 2000; Martínez *et al.*, 2003). Supongamos que se pretende construir una carretera cuyo trazado coincide con una zona de alimentación preferencial de una especie, pero donde no se han detectado nidos de la misma. Si el análisis de los impac-

tos potenciales se realiza tan sólo a la escala de requerimientos de nidificación, se podría llegar a concluir que no existe un riesgo previsible para dicha población de aves. En cambio, un análisis a escalas superiores (áreas de campeo y población local) podría revelar que la probabilidad de abandono del territorio es alta a menos que se preserven los nidos y se mantenga la disponibilidad de alimento, puesto que la reproducción está normalmente ligada a la abundancia del mismo (revisión en Newton, 1998). Sin embargo, los efectos de la reducción de la cantidad de alimento sobre la reproducción son, en general, difíciles de detectar, puesto que operan a distintas escalas espaciales (desde territorios simples hasta grandes áreas geográficas) y temporales (desde a largo plazo hasta efectos en pocos minutos). En la literatura podemos encontrar numerosos ejemplos de la influencia del alimento sobre la reproducción de distintas especies como el Águila-azor *Perdicera Hieraetus fasciatus* (Ontiveros & Pleguezuelos, 2000; Mañosa *et al.*, 1998; Real & Mañosa, 2001), los aguilucho del género *Circus* (Arroyo, 1998; Salamolard *et al.*, 2000; Amar & Redpath, 2002; Redpath *et al.*, 2002), el Halcón Peregrino *Falco peregrinus* (Zuberogoitia *et al.*, 2002), el Mochuelo Boreal *Aegolius funereus* (Norrdahl & Korpimäki, 1996) o el Búho Real *Bubo bubo* (Martínez & Zuberogoitia, 2001; Martínez & Calvo, 2001), entre otros. Esta importancia del alimento a la escala del área de campeo se ha empleado para establecer medidas correctoras basadas en fuentes artificiales de alimento, tales como palomares, vivares para conejos, etc. Este razonamiento, en principio atractivo y de uso extendido en algunas zonas como la Comunidad Valenciana, puede sin embargo resultar falaz si se amplía la escala de evaluación a las poblaciones o metapoblaciones. Por ejemplo, Ontiveros & Pleguezuelos (2000) han puesto de manifiesto que estas medidas correctoras a escala de área de campeo probablemente serán poco eficaces en el caso de las poblaciones meridionales de Águila-azor *Perdicera*, cuya distribución parece estar limitada por la estructura, composición y extensión de las zonas de campeo, especialmente en áreas en las que la mortalidad causada por la caza ilegal, la electrocución o la colisión es acusada (véase Mañosa *et al.*, 1998; Real & Mañosa, 2001).

2. Disponibilidad de información relevante

El estudio de impacto sobre la fauna se desarrolla utilizando varios tipos de aproximación o una combinación de varias aproximaciones:

a) Aproximación descriptiva, mediante la cual se valoran de forma deductiva los impactos caracterizados en las fases anteriores y se aplican los criterios para la significación de los efectos (deduciendo, por ejemplo, si los impactos de la actuación sobre una determinada especie serán positivos o negativos, permanentes o temporales, etc.). La calidad de esta aproximación depende críticamente de la calidad de las fuentes bibliográficas utilizadas. Para las rapaces ibéricas existen varias revisiones generales más o menos recientes, como las de Díaz *et al.* (1996), Purroy (1997) y Madroño *et al.* (2003), así como obras de revisión para especies o grupos de especies concretas (por ejemplo, Donázar, 1993; Ferrer, 2001; Zuberoigoitia *et al.*, 2002). Las guías de campo no son fuentes adecuadas de información, pues su objetivo principal es iniciar a los aficionados en la identificación de aves, no revisar el estado de conocimientos sobre su biología.

b) Aproximación valorativa, en la que se trabaja con indicadores y se asignan distintos niveles cualitativos o cuantitativos a los impactos. Esta aproximación permite la comparación entre distintos impactos o entre distintas alternativas, siendo muy frecuente el uso de modelos predictivos. Los modelos más usados son los de selección de hábitat (por ejemplo, Tellería *et al.*, 1992; Díaz *et al.*, 2001) o los demográficos, combinados con el uso de radio-seguimiento para estimar la influencia de la implantación de una infraestructura sobre parámetros seleccionados previamente (Shenk *et al.*, 1996).

c) Aproximaciones experimentales, en las que se compara la evolución de las poblaciones en el área afectada y en áreas control, sin actuación (Hunt, 1998; NWCC, 1999), e incluso se simula la denominada «Alternativa 0» (Oñate *et al.*, 2002). Esta alternativa ya está empujando a ser incluida en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental de algunas comunidades autónomas (Comunidad de Madrid; Ley 2/2002), y consiste en un conjunto de parámetros mensurables que definen la cali-

dad actual del medio ambiente y su probable evolución en el caso de que no se desarrolle el proyecto en cuestión, de modo que se tenga un elemento de referencia para identificar y evaluar correctamente los impactos potenciales de la actividad que se propone.

Sea cual sea el nivel de aproximación que se utilice hay que tener muy presente que la extrapolación de resultados de unos estudios de impacto a otros es, en general, poco recomendable. Es muy normal encontrar en estos estudios de impacto situaciones en las que se extrapolan los resultados obtenidos en una región biogeográfica a zonas de actuación distinta, lo que puede representar un serio problema. Por ejemplo, la catalogación del Abejero Europeo *Pernis apivorus* en el País Vasco (que condiciona su valoración en los estudios de impacto ambiental) está basada en los resultados obtenidos en la provincia de Álava, de carácter claramente mediterráneo (Martínez *et al.*, 1995), donde esta ave utiliza bosques de frondosas (Gainzarain, 1998), mientras que en Vizcaya, de carácter eminentemente eurosiberiano (Loidi, 1987), la especie está ligada a las plantaciones de coníferas y eucaliptos (*datos propios*). Esta práctica es ocasionalmente aceptable, aunque de alcance limitado. Para su correcta aplicación deben especificarse claramente las asunciones que guían el trabajo y dejar claro que la extrapolación se basa en una opinión experta (McDonald, 1995). La inferencia deductiva extendida más allá de un área de estudio sólo es posible cuando un buen número de estudios independientes llega a los mismos resultados, mientras que la inferencia estadística más allá de una zona de estudio es generalmente impracticable (McDonald, 1995). Por ejemplo, la aplicación de radios de amortiguación a partir de los modelos publicados (Montopoli & Anderson, 1991) debe ser valorada *de novo* en cada ocasión.

Otro ejemplo ilustrativo de extrapolaciones que podrían ser erróneas es el empleo frecuente de las tasas de mortalidad obtenidas en los estudios realizados en los campos de aerogeneradores de la zona de Gibraltar para los estudios de impacto de otros parques eólicos. Las tasas de mortalidad potencial (número de muertes por paso a través del espacio que quedará abarcado por las aspas del aerogenerador) no son iguales en los distintos parques eólicos y su

utilización indebida puede provocar evaluaciones de impacto erróneas. Las diferentes especies de aves que vuelan por un parque eólico tienen tasas de mortalidad potencial diferentes (Barrios & Martí, 1995) y el significado de estas tasas es diferente según el status migrador o residente de las poblaciones de estas especies. Imaginemos una tasa de mortalidad potencial de un ave por cada mil pasos. Si la especie es fundamentalmente migradora, esta mortalidad podría ser asumida, puesto que cada individuo pasa sólo una vez por estas zonas durante el viaje migratorio y el resultado de instalar el aerogenerador sería de un ave muerta por cada mil que pasan. La misma tasa de mortalidad podría ser catastrófica para poblaciones residentes, pues los individuos podrían tender a repetir asiduamente los mismos movimientos durante todo el año e incluso durante toda su vida. Si se calcula la tasa de paso diario de un ave sobre el emplazamiento y se multiplica por la vida media de la especie, el resultado sería de varios miles de pasos de cada individuo por la zona de riesgo. Una tasa de mortalidad de uno por mil significaría por tanto que el individuo acabaría muerto por colisión tarde o temprano, a no ser que aprendiera a evitar las zonas de riesgo. No hay motivos para suponer que pueda haber un aprendizaje en sentido estricto por parte de los individuos (aspecto no estudiado en la mayoría de las especies), puesto que en caso de error se produce la muerte del animal, aunque sí se han detectado cambios de comportamiento en las aves que inducen a suponer que son capaces de detectar la presencia de un obstáculo (en este caso el parque eólico; Osborn *et al.*, 2000) y variar su trayectoria de vuelo (De Lucas *et al.*, 2003). Finalmente, si tras la muerte de un individuo se produce la ocupación de su territorio por individuos de otras zonas, que indefectiblemente seguirían la misma suerte, el parque eólico podría convertirse además en un sumidero para las poblaciones del entorno (Onrubia *et al.*, 2001).

2.1. Efectos de actividades humanas sobre poblaciones de rapaces

A continuación recopilamos diferentes estudios que ofrecen numerosos ejemplos de cómo afectan o pueden afectar las actuaciones sobre el medio ambiente a distintas especies de aves

rapaces. Estos ejemplos pueden ser de utilidad a la hora de enfrentarnos a determinados estudios de impacto ambiental y aportan una idea del tipo de información con la que se cuenta en este tipo de estudios.

Efectos a escala de los lugares de nidificación y las áreas de campeo

Quizá uno de los aspectos más estudiados en las aves sean sus requerimientos a la hora de escoger sus lugares de nidificación (ubicación concreta de los nidos y características de las áreas de campeo). Podemos encontrar numerosos ejemplos en la literatura que hemos agrupado en los cuatro grandes tipos de paisaje de nuestro país que suelen concentrar estas actuaciones sobre el medio ambiente (medios forestales, medios de montaña, zonas húmedas y medios agrícolas).

Medios forestales

Las características del microhábitat de nidificación, tales como la estructura del arbolado en el entorno del nido (densidad de pies/ha) y la tipología del árbol que lo sostiene, son determinantes para la reproducción de las rapaces forestales (Dijak *et al.*, 1990; Selas, 1997; Rottenborn, 2000), por lo que las actuaciones directas sobre estas variables condicionan, en la mayoría de los casos, la reproducción. Estas características del microhábitat varían según las especies y las zonas, pero se puede encontrar abundante literatura sobre este tema en distintas zonas de nuestra geografía.

De esta forma, las actuaciones forestales realizadas en las proximidades de los nidos como entresacas, aclareos, cortas a hecho, o los turnos de corta, pueden afectar negativamente a las rapaces forestales (Fargallo *et al.*, 1998; García-Dios & Viñuela, 2000; Suárez *et al.*, 2000). Para algunas especies muy sensibles, incluso la mera presencia de caminos con tránsito de personas o vehículos puede condicionar la ubicación de los nidos, como es el caso de los Buitres Negros *Aegypius monachus* del Parque Nacional de Cabañeros, que no nidifican a menos de 400 m de pistas y caminos forestales (Jiménez, 2002), o el éxito reproductor de las parejas, como es el caso del Águila Imperial

Ibérica *Aquila adalberti* en Madrid (Soto-Largo, 1996). Sin embargo, estas actuaciones no tienen por qué tener el mismo efecto en todas las especies forestales. Por ejemplo, algunas rapaces parecen tolerar actuaciones silvícolas en las zonas de nidificación (Bakaloudis *et al.*, 2001) siempre que la reducción de la cobertura arbórea no exceda determinado umbral. Para el Azor Común *Accipiter gentilis* el límite de reducción de masa forestal ha sido estimado en un 30% en el centro de Italia y en el este de Francia (Penteriani & Faivre, 2001). Otras rapaces forestales requieren cierta estructura del bosque que no se mantendrían sin actuaciones silvícolas. Este es el caso del Mochuelo Boreal, cuya presencia y productividad está asociada a la existencia de zonas de claros en proporciones mayores del 30% (Hakkarainen *et al.*, 1996; Mariné & Dalmau, 2000), mientras que otras especies holárticas tales como el Azor Común, el Esmerejón *Falco columbarius* o el Cárabo Lapón *Strix nebulosa* responden positivamente a fragmentos grandes de forma irregular (Petty, 1995; Duncan, 1997; Sulkava & Huhtala, 1997; Widén, 1997).

Medios de montaña

En las aves rapaces rupícolas, las molestias o alteraciones en las paredes de nidificación suelen ser causa de abandono del territorio. En este sentido, cabe destacar por su especial relevancia los impactos generados por la apertura de caminos y pistas forestales y la construcción de canteras e instalación de parques eólicos. En general, las molestias causadas por las actuaciones en las inmediaciones de las paredes rocosas ocupadas por rapaces tienen efectos negativos sobre la probabilidad de asentamiento de estas aves y su éxito reproductor (Donázar, 1993; Donázar *et al.*, 1993; Gil-Sánchez *et al.*, 1996; Gil-Sánchez, 1999; Olea *et al.*, 1999; Ontiveros, 1999; Rico *et al.*, 2001; Martínez *et al.*, 2003). Además, la accesibilidad de los nidos favorece la acción de cazadores furtivos (Heredia *et al.*, 1988), facilita el trasiego de excursionistas (Izquierdo, 1996), ciclistas y vehículos motorizados por las inmediaciones de los nidos con las consiguientes molestias, situaciones que puede determinar la persecución directa de las aves adultas y pollos, la depredación o pérdida de las nidadas por abandonos

prolongados de los padres y el cambio de los hábitos de prospección de las aves adultas (Heredia & Heredia, 1991). La magnitud de los impactos causados por las molestias en el entorno del nido puede ser inversamente proporcional a la distancia a las paredes donde se sitúan los nidos, de modo que, para mitigar los impactos negativos derivados, se han propuesto radios permanentes de restricción de actividades de hasta 1200 m para el Pigargo Europeo *Haliaeetus albicilla* (Grubb *et al.*, 1992) y 1500 m para el Águila Real *Aquila chrysaetos* (McGrady *et al.*, 1998), aunque estos autores no incorporan a su propuesta el efecto aditivo de las preferencias o uso de hábitat, ni la valoración de la alteración de la estructura y composición del hábitat. Sería necesario un mayor número de estudios para poder aplicar los radios de restricción a las especies ibéricas de una forma precisa. Además, es preciso tener en cuenta que se dan casos de nidificación en lugares inespereados por sus características locales (Donázar, 1993; Gil-Sánchez, 1999; Zuberogoitia *et al.*, 2002).

Finalmente, también deben valorarse los impactos sobre estructuras alternativas de nidificación o descanso. La probabilidad de ocupación de territorios de varias especies está fuertemente ligada a la presencia de cierto número de estructuras que actúen como dormitorios o nidos alternativos (Ceballos & Donázar, 1990; Ramsden, 1998), lo que implica la existencia de un umbral variable de escala espacial y de estructura del hábitat por debajo del cual el territorio será abandonado aunque se preserve el nido.

Zonas húmedas

Los efectos sobre la estructura de la vegetación de las zonas húmedas parecen ser decisivos en la evaluación de impactos sobre humedales a escala de lugares de nidificación (Martínez *et al.*, 1999; Cooper, 2000), aunque para algunas especies influyen también otros factores. Por ejemplo, la variación de los niveles de agua en zonas de nidificación, la quema de carrizales, la desecación de lagunas y la extracción de áridos en ríos pueden afectar directamente a especies como el Aguilucho Lagunero Occidental *Circus aeruginosus* (Ferrero, 1995). Las actividades forestales en el entorno

de las zonas húmedas ocupadas por especies como el Águila Pescadora *Pandion haliaetus* inciden de manera negativa en su reproducción, bien sea debido a talas en las proximidades del nido durante la época de cría o a la tala de los árboles que sustentan los nidos o los inmediatamente cercanos fuera de dicha época (Sauro-la, 1997).

Medios agrícolas

La superficie ocupada por los cultivos cerealistas de secano ha sufrido una considerable reducción desde el principio de la década de los ochenta debido a la conversión en regadío o la política de abandono voluntario promovida por la Unión Europea (Suárez *et al.*, 1997). Un problema peculiar para las rapaces de los cultivos cerealistas es que la Administración pocas veces contempla la necesidad de someter a evaluación de impacto ambiental las concentraciones parcelarias, eliminaciones de barbechos, cambios de cultivos de secano por regadíos, empleo masivo de pesticidas, instalación de vallados, etc., sobre todo porque algunas de estas actuaciones son llevadas a cabo en superficies no muy grandes que por tanto no están sometidas a evaluación de impacto. Los principales factores de riesgo sobre las poblaciones nidificantes de estas especies son la alteración del hábitat y la modernización de las labores agrícolas (Ferrero, 1995). En el primer caso, la sustitución de cultivos de secano por cultivos de regadío o la unificación de las parcelas causa la desaparición de orlas arbustivas, lindes de vegetación silvestre y ribazos, que son empleadas preferentemente por algunas especies para obtener su alimento (Tella *et al.*, 1998) en el entorno inmediato de sus colonias de cría (Negro *et al.*, 1993). En el segundo caso, el uso de variedades de crecimiento rápido propicia un adelanto de la maduración y la mecanización del campo supone una considerable reducción del tiempo empleado en la siega, con lo que los nidos de especies que crían en los campos de cereal, como los Aguiluchos Cenizo y Pálido *C. pygargus* y *C. cyaneus* quedan al descubierto demasiado pronto cuando no son triturados por las máquinas (Ferrero, 1995). En la actualidad, las medidas de conservación más extendidas son la búsqueda de nidos y su protección, evitando que se siegue el cereal en un

radio determinado y protegiendo la zona contra depredadores. Estas medidas dan buenos resultados, aunque suponen un gran esfuerzo para salvar pocas parejas (Castaño, 1995; Arroyo & Bretagnolle, 2000; Arroyo, *et al.*, 2002; García & Arroyo, 2002).

Además de los cultivos cerealistas extensivos, existen otros sistemas agrícolas importantes para las aves rapaces. Así, en amplias zonas del Levante los cultivos de cítricos se constituyen como los últimos hábitats costeros disponibles para rapaces de porte pequeño (Martínez & López, 1999). Por ejemplo, en Valencia al menos el 73% ($n = 23$) de los nidos de Lechuza Común *Tyto alba* de la Huerta Sur han desaparecido entre 1996 y 2001 como consecuencia de la desaparición de los cultivos de cítricos y de las estructuras de nidificación y descanso asociadas a los mismos (*datos propios*).

Efectos a escala de poblaciones locales y metapoblaciones

La evaluación de las consecuencias de las pérdidas de territorios, de los descensos en el éxito reproductor o de diversas causas de mortalidad no natural sobre las tendencias demográficas y la persistencia a largo plazo de las poblaciones de rapaces está mucho menos desarrollada que la evaluación de efectos sobre nidos y áreas de campeo. Probablemente esto es debido a que se requiere información detallada y recogida a lo largo de una serie larga de años, mientras que los estudios sobre selección de hábitat pueden realizarse en plazos mucho más breves. Existen, no obstante, varios estudios que relacionan la variabilidad en las características del hábitat en torno a colonias de cría con las tendencias demográficas de estas colonias, o que tratan de calcular el número de territorios que podrían establecerse en áreas geográficas amplias en función de las características de estas áreas y los patrones de selección de hábitat de las especies analizadas. Así, Bustamante (1996a) estima las relaciones entre la distribución, tamaño y probabilidad de extinción de las colonias de Cernícalo Primilla *Falco naumanni* en Andalucía y los usos agrícolas en torno a dichas colonias, encontrando un marcado efecto de determinados cambios en dichos usos sobre la persistencia de las poblaciones locales de esta especie. González *et*

al. (1990) analizaron el efecto de factores climáticos y de uso humano sobre la probabilidad de existencia de poblaciones locales de Águilas Imperiales Ibéricas en hojas 1:50000 del mapa geográfico nacional, encontrado efectos significativos y positivos de la extensión de bosques mediterráneos y negativos de la extensión de cultivos de regadío. Bustamante (1996b) calcula el área de ocupación potencial por el Quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en los Pirineos y Jiménez (2002) por el Buitre Negro en el Parque Nacional de Cabañeros usando modelos de selección de hábitat y sistemas de información geográfica, concluyendo que existen áreas óptimas aún no ocupadas. Este resultado podría indicar que la pérdida de territorios de nidificación no sería un factor determinante de los bajos tamaños poblacionales de estas especies.

En los últimos años se han documentado impactos de diversas infraestructuras, tales como tendidos eléctricos, parques eólicos o carreteras, en forma de mortalidad de adultos o jóvenes o cambios en el comportamiento de varias especies de rapaces (McGrary *et al.*, 1986; Howell & Didonato, 1991; Colson, 1995; Martínez & López, 1995; Musters *et al.*, 1996; Ferrer & Janss, 1999; Janss *et al.*, 2001; Onrubia *et al.*, 2001; Barrios & Rodríguez, 2003; de Lucas *et al.*, 2003). No obstante, en muy pocos casos se ha demostrado el modo en que estos aumentos de mortalidad han afectado a las poblaciones locales de las especies analizadas. Un ejemplo destacable es el descrito por Hunt (1998) para las Águilas Reales en torno al mayor parque eólico del mundo en número de aerogeneradores, donde después de cuatro años de radioseguimiento de 179 individuos detectaron una tendencia poblacional en ligero descenso. Otros ejemplos son los de Mañosa *et al.* (1998) y Real & Mañosa (2001) para las Águilas-azor Perdiceras del noreste de España y por Ferrer (2001) para las Águilas Imperiales Ibéricas en el sur de España, en ambos casos debidos a electrocución y colisión con tendidos eléctricos. En general, estos autores encuentran, empleando modelos demográficos deterministas, que el aumento de la mortalidad de la fracción adulta de la población puede tener importantes consecuencias a largo plazo, ya que la estrategia vital de estas especies está basada en una elevada longevidad que compensa su baja productividad anual.

La viabilidad a largo plazo de las poblaciones no sólo depende de factores deterministas, sino también de factores aleatorios como las oscilaciones interanuales del éxito reproductor, la razón de sexos de los pollos o las tasas de endogamia, entre otros. La importancia relativa de estos factores aleatorios con respecto a los deterministas depende del tamaño efectivo de la población, existiendo un tamaño crítico, denominado tamaño mínimo viable, a partir del cual la probabilidad de extinción en un periodo dado se hace mayor que cero por efectos aleatorios (véase, por ejemplo, Meffe & Carroll, 1997). La determinación de estos tamaños mínimos viables requiere, no obstante, de información muy detallada sobre parámetros genéticos y demográficos y su variabilidad interanual, con lo que hasta el momento sólo se han aplicado al análisis de proyectos de cría en cautividad y reintroducción del Quebrantahuesos (Bustamante, 1996c, 1998) y al proyecto de reintroducción del Águila Imperial Ibérica en Andalucía (Ferrer, 2002). Recientemente se ha publicado un avance de una simulación de las tendencias de las distintas subpoblaciones de esta última especie (Madero y Ferrer, 2002), que parece predecir su extinción en estado salvaje antes de 200 años dado que ninguna de ellas parece tener un tamaño efectivo superior al mínimo viable. Una recomendación de la simulación es la creación de nuevas subpoblaciones que puedan atraer individuos dispersantes, compensando así los procesos de extinción local con procesos asistidos de recolonización local.

Los balances entre extinción y recolonización y sus consecuencias para la persistencia a largo plazo de un conjunto de subpoblaciones parcialmente aisladas constituyen el núcleo de la teoría de metapoblaciones (Hanski, 1999). Las rapaces en general parecen ser malas recolonizadoras, quizá por problemas ligados a la propia biología de las especies. Por ejemplo, un reciente estudio ha demostrado que el Aguilucho Cenizo se reproduce principalmente en áreas donde la abundancia de alimento es elevada y donde el número de volantones producidos en la temporada de cría anterior fue alto (Arroyo *et al.*, 2002). Esto último implica que, en el caso de impactos negativos sobre la población de una determinada zona en la que se reduzca el número de volantones producidos, los perjuicios no solo afectarán en esa tempo-

rada de cría, sino que el número de reproductores en años posteriores se verá mermado. De la misma forma, implica que la capacidad de que aparezcan nidos nuevos en zonas no ocupadas en años precedentes es muy baja, y que la creación o fijación de nuevas colonias deben realizarse a partir de poblaciones ya existentes, donde haya existido una buena productividad en años previos. Este tipo de mecanismos podría explicar, al menos en parte, los fracasos detectados al intentar crear nuevas poblaciones o colonias de algunas aves (Cernícalos Primillas, por ejemplo) en zonas donde no criaba la especie.

Por otro lado, las poblaciones de especies en expansión, como el Buitre Leonado *Gyps fulvus*, aumentan su área de distribución desde los bordes de áreas previas (Olea *et al.*, 1999), y los jóvenes tienden a ser muy filopátricos, tratando de instalarse en las proximidades de su localidad de nacimiento tras la dispersión juvenil (Negro *et al.*, 1997; Ferrer, 2001; Serrano *et al.*, 2001; Serrano & Tella, 2003). Este hecho plantea, por un lado, que las extinciones de subpoblaciones locales de pequeño tamaño sean muy difíciles de compensar, a no ser que se utilicen costosos métodos de recolonización asistida (Madero & Ferrer, 2002). Por otro, pone de manifiesto la necesidad de conservar subpoblaciones de tamaño superior al mínimo viable, evitando de modo prioritario la fragmentación de las poblaciones actuales y favoreciendo su expansión e interconexión por medio de corredores. Pequeñas pérdidas o pequeñas ganancias en lugares estratégicos del área de distribución pueden tener efectos desproporcionados sobre la dinámica a largo plazo de la metapoblación, con lo que deberían incluirse estos aspectos metapoblacionales en los estudios de impacto ambiental.

2.2. La opinión del experto

Podría considerarse que las evaluaciones de impacto, así como los estudios de impacto ambiental, son en parte subjetivos, situándonos así en la encrucijada entre los intereses particulares y su poder relativo (económico). En la práctica, es muy raro contar con todos los argumentos científicos arriba mencionados, por lo que la evaluación de impacto ambiental es por definición parcialmente subjetiva, y la opinión del

experto es fundamental para el correcto desarrollo de estos estudios. El experto debe, no obstante, «definir de antemano los supuestos valorativos que han guiado el trabajo» (Martín-Cantarino, 1999). Los efectos potenciales de la actuación que se propone y que se recogen en el estudio de impacto ambiental requiere de un proceso deductivo que sólo es capaz de realizar un experto en la materia. De la misma forma, los estudios de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves deberían someterse al criterio externo de un grupo de expertos nacionales o internacionales, con el fin de decidir sobre la validez de los resultados y conclusiones presentados en cada proyecto. De esta forma, los estudios de impacto ambiental que emulan una pequeña historia natural, la falta de documentación científica sobre las distintas especies y los problemas que la actuación puede suponerles, o los meros listados de especies, quedarían rápidamente rechazados por defecto de forma, contribuyendo de forma progresiva a una mayor seriedad a la hora de encargar la realización de este tipo de estudios.

LIMITACIONES EXTRÍNSECAS: CONTROL DE LA CALIDAD DE LOS ESTUDIOS DE IMPACTO

Como puede apreciarse a la vista de los ejemplos citados anteriormente, existe información contrastada suficiente como para desarrollar estudios y evaluaciones de impacto adecuados sobre las poblaciones de muchas especies de aves rapaces, al menos de las más amenazadas, a las escalas de lugares de nidificación y áreas de campeo, y utilizando aproximaciones descriptivas o valorativas. La escasa calidad de estos estudios y evaluaciones no puede por tanto atribuirse a carencias graves de información (véase Treewek, 1996 para un argumento similar en otro país), sino a otras limitaciones extrínsecas del proceso de evaluación de impacto ambiental.

Los responsables de realizar los estudios de impacto ambiental en los que se basa la evaluación de impacto son los promotores de los proyectos a evaluar, lo cual puede llevar a considerarlos como trámites administrativos si no se controla eficazmente su calidad por parte de la administración. La falta de control administrativo puede venir dada bien por una formación inadecuada de dichos técnicos o bien por

falta de recursos materiales y humanos (Hernández, 2000), hechos que reflejarían una falta de voluntad política real de dotar a los servicios de la administración encargados de evaluar los estudios de impacto ambiental de personal y medios necesarios. Ante esta situación, que puede considerarse generalizada en nuestro país a pesar de las muy honrosas excepciones, los promotores tienden a subordinar los inventarios y estudios de impacto ambiental a otros aspectos técnicos del proyecto, infravalorándolos en tiempo y presupuesto, con lo que en buen número de ocasiones los apartados relativos a la fauna y flora de estos estudios son meras revisiones basadas en bibliografía escasa, antigua e inadecuada.

La infravaloración de los estudios de impacto por parte de los promotores parece estar produciendo una cada vez más frecuente contratación de asociaciones conservacionistas o ecologistas que no cuentan con profesionales adecuados para desarrollar esta labor de un modo independiente y objetivo, al menos en el caso de los estudios de impacto sobre las comunidades de aves. Otras veces los estudios son realizados por biólogos u otros profesionales poco cualificados. Ambas circunstancias repercuten negativamente en la calidad final de los estudios, aunque sean opciones más económicas para el promotor. Es cierto que mucha de la información relevante para la realización de evaluaciones de calidad se encuentra dispersa en la literatura científica, que a su vez está depositada en nuestro país en lugares muy concretos. A modo de ejemplo, la mayor parte de las referencias citadas en este trabajo están publicadas en inglés y en revistas especializadas sólo disponibles en algunas bibliotecas universitarias y de otros centros de investigación. Esta circunstancia obliga a los profesionales que se dedican a la realización de estudios de impacto ambiental a una elevada cualificación técnica y científica, que podría facilitarse potenciando una transferencia más efectiva de conocimientos que puedan ser útiles para la evaluación de impactos desde la comunidad científica que los genera hacia estos profesionales. Algunos medios de potenciación de esta transferencia serían el desarrollo de cursos, manuales o revisiones como la aquí esbozada, que facilitarían a estos profesionales tanto la labor de alcanzar la cualificación exigida como la de mantenerla ante el rápido avance de los cono-

cimientos científicos relevantes (muchas de las referencias empleadas en este trabajo, por ejemplo, han sido publicadas en los últimos dos o tres años).

CONCLUSIONES

El procedimiento de evaluación de impacto ambiental de proyectos es una de las mejores herramientas legales con que contamos en la actualidad para la integración de desarrollo socioeconómico y conservación de los recursos naturales (Petts, 1999; Treewek, 1999). No obstante, existen limitaciones intrínsecas y extrínsecas para su correcta ejecución que deberían solventarse a fin de potenciar su importante función preventiva e integradora.

Limitaciones intrínsecas: posibles soluciones

El modelo vigente de los estudios de impacto ambiental, excesivamente centrado en la autoecología de los organismos y en la evaluación del impacto de actuaciones aisladas, debe servir de base para un nuevo modelo holístico de gestión de ecosistemas que solvete sus limitaciones intrínsecas. La previsible falta de estudios para todas las especies involucradas en cada área de estudio podría sugerir que las medidas correctoras o compensatorias que se desprendan de los estudios de impacto ambiental sobre especies paraguas (como las rapaces) podrían compensar, en parte, estas carencias de información básica. No obstante, incluso el uso de una de las especies de rapaces para las que su autoecología está más ampliamente descrita, el Cárabo Californiano *Strix occidentalis*, se muestra tan sólo como una estrategia de desarrollo sostenible parcialmente eficaz (USDA & USDI, 1994) comparada con la gestión integral de ecosistemas (Marcot & Thomas, 1997). Por otro lado, la escala espacial reducida a la que se desarrollan la mayor parte de los estudios de impacto ambiental implica la ausencia de evaluaciones a otras escalas relevantes para las poblaciones, tanto de rapaces, como de muchos otros organismos. Estas limitaciones podrían ser solventadas mediante el reciente desarrollo de las evaluaciones estratégicas ambientales de Planes y Programas de Desarrollo Regional (Therivel & Partidario, 1996;

Díaz *et al.*, 2001; Ley 2/2002 Comunidad de Madrid; D.L. 1/2000 Castilla y León; Oñate *et al.*, 2002), que reconocen las limitaciones de los estudios de impacto ambiental de los proyectos individuales y consideran necesario una evaluación ambiental previa de las opciones estratégicas de nivel superior (por ejemplo, grandes planes de infraestructuras como el Plan General de Carreteras, el Plan Hidrológico o el Plan Nacional de Regadíos). El desarrollo de estas evaluaciones estratégicas permitiría prevenir los potenciales efectos ambientales transectoriales y estudiar las alternativas pertinentes, siempre y cuando exista información sobre las áreas de distribución de las especies y sus requerimientos de hábitat a las escalas espaciales relevantes (Díaz *et al.*, 2001).

Limitaciones extrínsecas: posibles soluciones

La Administración está obligada a controlar la calidad técnica de los estudios de impacto ambiental, así como la integración del impacto de cada actuación individual en el total de las actuaciones previstas en regiones geográficas con sentido biológico, que para la fauna no tienen por qué coincidir necesariamente con los límites administrativos (provincias, autonomías). Igualmente, se debería fomentar un enfoque experimental de los estudios de impacto ambiental, que aproveche experiencias de anteriores evaluaciones y medidas correctoras, en lugar del actual y ampliamente difundido enfoque descriptivo (Hunt, 1998; NWCC, 1999). En particular, debería exigirse, siempre que sea posible, la contemplación de la «alternativa 0», de modo que se tenga un elemento de referencia para identificar y evaluar correctamente los impactos potenciales de la actividad que se propone. Si lo que los promotores o las consultoras ambientales subcontratadas piden a los profesionales es una evaluación comparada de varias alternativas sin incluir la «alternativa 0», estos profesionales estarán forzados a dar un cierto visto bueno al proyecto, aunque sea en el supuesto menos perjudicial.

Hoy en día sigue existiendo una ostensible falta de acuerdo respecto a los criterios de calidad empleados por los departamentos responsables de la conservación de especies de las distintas autonomías, por los departamentos en-

cargados de la evaluación de los estudios de impacto ambiental, por los técnicos que elaboran los estudios y por las sociedades científicas y grupos conservacionistas (Hernández, 2000). Esta situación, junto con el hecho de que sea el promotor del proyecto el responsable del desarrollo del estudio de impacto ambiental, da lugar a situaciones tales como ‘guerras’ de informes y contrainformes, asignación de estudios de impacto a profesionales no competentes para su realización y, en definitiva, a grandes disparidades en la calidad final de los estudios presentados. La integración de criterios de calidad en los estudios de impacto ambiental y en sus evaluaciones podría ser factible mediante la creación por parte de la administración de un organismo específico análogo al Regional Ecosystem Office (RAO, Oficina Regional de Ecosistemas) norteamericano. De este organismo podría depender una red coordinada de Oficinas Autonómicas de Gestión de Ecosistemas (OAGE), que serían responsables de la realización de las evaluaciones de impacto ambiental, bien directamente o mediante contratación de profesionales cualificados y homologados. La formación de estos profesionales podría realizarse mediante planes de estudio específicos, bien dentro de licenciaturas ya existentes como la de Ciencias Ambientales o bien dentro de los estudios de postgrado, mientras que su homologación podría ser responsabilidad de grupos de asesores científicos a escala nacional o autonómica, de manera similar a como ocurre actualmente para la homologación de los aspirantes a profesores de Universidad. En todo caso, se trata de establecer controles de calidad que eviten la paradójica situación de falta de uso eficaz de una herramienta y una información disponibles y relevantes para la conservación de nuestro patrimonio natural.

AGRADECIMIENTOS.—Cierta día, un consultor le dijo a uno de los autores (IZ) que el medio ambiente es una forma de ganar dinero, el cómo no importa. Desde entonces uno de sus retos ha sido demostrar que esta idea, muy arraigada en nuestra sociedad, es la que hunde nuestro entorno, y la posibilidad de cambiarla es lo que más coraje le da para seguir adelante. «Gracias» por el empujón. MD quisiera agradecer a sus alumnos y compañeros docentes de la asignatura de Evaluación de Impacto Ambiental del Plan de Estudios de Ciencias Ambientales de la Uni-

versidad de Castilla-La Mancha las oportunidades de reflexionar sobre los temas expuestos en este trabajo. J. Cassinello, A. Barbosa y J. J. Sanz aportaron interesantes sugerencias a una primera versión del trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- AKÇAKAYA, H. 2000. Viability analyses with habitat-based metapopulation models. *Population Ecology*, 42: 45-53.
- AMAR, A. & REDPATH, S. M. 2002. Determining the cause of the hen harrier decline on the Orkney Islands: an experimental test of two hypotheses. *Animal Conservation*, 5: 21-28.
- ARROYO, B. E. 1998. Effect of diet on the reproductive success of Montagu's harrier *Circus pygargus*. *Ibis*, 140: 690-693.
- ARROYO, B. & BRETAGNOLLE, V. 2000. Evaluating the long-term effectiveness of conservation practices in Montagu's Harrier *Circus pygargus*. En, *Raptors at the risk*. R. Chancellor & B. Meyburg (Eds.), pp. 403-408. WWGBP. Hannock House. London.
- ARROYO, B., GARCÍA, J. T. & BRETAGNOLLE, V. 2002. Conservation of the Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation*, 5: 283-290.
- BAKALOUDIS, D. E., VLACHOS, C., PAPAGEORGIOU, N. & HOLLOWAY, G. J. 2001. Nest-site habitat selected by Short-toed Eagles *Circaetus gallicus* in Dadia Forest (northeastern Greece). *Ibis*, 143: 391-401.
- BARRIOS, L. & MARTÍ, R. 1995. Incidencia de las plantas de aerogeneradores sobre la avifauna en la Comarca del Campo de Gibraltar. SEO/BirdLife-Junta de Andalucía. Informe inédito.
- BARRIOS, L. & RODRÍGUEZ, A. 2003. Behavioural and environmental correlates of soaring bird mortality at wind power facilities of the Strait of Gibraltar area. En, M. De Lucas, G. Janss & M. Ferrer (Eds.): *Birds and Wind Power*, pp. 000-000. Lynx Edicions. Barcelona.
- BUSTAMANTE, J. 1996a. Predictive models for Lesser Kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction. *Biological Conservation*, 80: 153-160.
- BUSTAMANTE, J. 1996b. Statistical model of nest-site selection for the Bearded vulture in the Pyrenees and evaluation of the habitat available with a geographical information system. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, pp. 393-400. SEO. Madrid.
- BUSTAMANTE, J. 1996c. Population viability analysis of captive and released bearded vulture populations. *Conservation Biology*, 10: 822-831.
- BUSTAMANTE, J. 1998. Use of simulation models to plan species reintroductions: the case of the bearded vulture in southern Spain. *Animal Conservation*, 1: 229-238.
- CASTAÑO, J. P. 1995. Efecto de la actividad de siega y causas de fracaso reproductivo en una población de Aguilucho Cenizo (*Circus pygargus*) en el SE de Ciudad Real. *Ardeola*, 42: 167-172.
- CEBALLOS, O. & DONÁZAR, J. A. 1990. Roost-tree characteristics, food habits and seasonal abundance of roosting Egyptian vultures in northern Spain. *Journal of Raptor Research*, 24: 19-25.
- COLSON, E. W. 1995. *Avian Interactions with Wind Energy Facilities: A Summary*. California Energy Commission. USA.
- COOPER, J. L. 2000. *Special animal abstract for Asio flammeus*. Michigan Natural Features Inventory. Lansing.
- DE LUCAS, M., JANSS, G. F. E. & FERRER, M. 2003. The effects of a wind farm on birds in a migration point: The Strait of Gibraltar. *Biodiversity and Conservation* 00: 000-000.
- DÍAZ, M. 2003. Elementos y procesos clave para el funcionamiento de los sistemas naturales: las medidas con significado funcional como alternativa a los indicadores clásicos. En, L. Ramírez (Coord.): *Indicadores ambientales. Situación actual y perspectivas*, pp. 229-264. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- DÍAZ, M., ASENSIO, B. & TELLERÍA, J. L. 1996. *Aves Ibéricas. I. No passeriformes*. J. M. Reyero. Madrid.
- DÍAZ, M., ILLERA, J. C. & HEDO, D. 2001. Strategic Environmental Assessment of Plans and Programs: a methodology for biodiversity evaluations. *Environmental Management*, 28: 267-279.
- DIJAK, W. D., TANNENBAUM, B. & PARKER, M. A. 1990. Nest-site characteristics affecting success and reuse of Red-shouldered Hawks nests. *Wilson Bulletin*, 102: 480-486.
- DIRECTIVA 85/337/CEE, de 27 de junio, relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente
- D.L. (Decreto Legislativo) 1/2000, de 18 de mayo, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental y Auditorías Ambientales de Castilla y León. *Boletín Oficial de Castilla y León*, 209, de 27 de Octubre de 2000.
- DONALD, P. F., GREEN, R. E. & HEATH, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London, B*, 268: 25-29.
- DONÁZAR, J., HIRALDO, F. & BUSTAMANTE, J. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the Bearded vulture *Gypaetus barbatus*. *Journal of Applied Ecology*, 30: 504-514.
- DONÁZAR, J. A. 1993 *Los buitres ibéricos. Biología y conservación*. J. M. Reyero Editor. Madrid.

- DUNCAN, J. R. 1997. Great Gray Owls (*Strix nebulosa*) and forest management in North America: a review and recommendations. *Journal of Raptor Research*, 31: 160-166.
- FARGALLO, J. A., BLANCO, G. & SOTO-LARGO, E. 1998. Forest management effects on nesting habitat selected by Eurasian Black Vultures (*Aegypius monachus*) in central Spain. *Journal of Raptor Research*, 32: 202-207.
- FERRER, M. & JANSS, G. F. E. (Eds.) 1999. *Birds and power lines*. Red Eléctrica Española. Sevilla.
- FERRER, M. 2001. *The Spanish Imperial Eagle*. Lynx Editions. Barcelona.
- FERRER, M. 2002. Proyecto de reintroducción del águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) en la antigua laguna de La Janda (Cádiz). Junta de Andalucía. Informe inédito. www.cma.junta-andalucia.es/fauna/proy_aguila/proy_aguila.html
- FERRERO, J. J. (Ed.). 1995. *Aguiluchos Ibéricos*. Alytes, Vol VII. ADENEX. Mérida.
- GAINZARAIN, J. A. 1998. Halcón Abejero. En, J. A. Fernandez & A. Bea (Eds.): *Vertebrados Continentales: situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*, pp 136-137. Gobierno Vasco. Vitoria.
- GALEOTTI, P., TAVECCHIA, G. & BONETTI, A. 1997. Home-range and habitat use of Long-eared owls in open farmland (Po Plain, Northern Italy), in relation to prey availability. *Journal of Wildlife Research*, 2: 137-145.
- GAMAUF, A. & PRELEUTHNER, N. 1996. *Die rohrweihe (Circus aeruginosus) im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel: eine Rote Liste Art im Konflikt mit Land Wirtschafft und remdenverkehr?*. Biologisches Forschungsinstitut Für Burgenland. Wien.
- GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. E. 2002. Population trends and conservation of Montagu's harrier in Spain. *Ornithologischer Anzeiger/South German Journal of Ornithology*, 41: 183-190.
- GARCÍA-DIOS, I. & VIÑUELA, J. 2000. Efecto de la gestión forestal sobre el éxito reproductor del Aguillilla Calzada *Hieraetus pennatus* en el valle del Tiétar. *Ardeola*, 47: 183-190.
- GIL-SÁNCHEZ, J. M. 1999. Solapamiento de hábitat de nidificación y coexistencia entre el Águila-Azor Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) y el Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*) en un área de simpatría. *Ardeola*, 46: 31-37.
- GIL-SÁNCHEZ, J. M., MOLINO, F. & VALENZUELA, G. 1996. Selección del hábitat de nidificación para el Águila Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola*, 43: 189-197.
- GONZÁLEZ, L. M. 1991. *Historia natural del Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti Brehm, 1861)*. ICONA. Madrid.
- GONZÁLEZ, L. M., BUSTAMANTE, J. & HIRALDO, F. 1990. Factors influencing the present distribution of the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Biological Conservation*, 51: 311-319.
- GRIMMETT, R. F. A. & JONES T. A. 1989. *Important Bird Areas in Europe*. BirdLife International. Cambridge.
- GRUBB, T. G., BOWERMAN, W. M., GIESY, J. P. & DAWSON, G. A. 1992. Responses of breeding Bald Eagles, *Haliaeetus leucocephalus*, to human activities in northcentral Michigan. *Canadian Field Naturalist*, 106: 443-453.
- HAKKARAINEN, H., KOIVUNEN, V., KORPIMÄKI, E. & KURKI, S. 1996. Clear-cut areas and breeding success of Tengmalm's owls *Aegolius funereus*. *Wildlife Biology*, 2: 253-258.
- HANSKI, I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press. Oxford.
- HEREDIA, R. & HEREDIA, B. (Eds.). 1991. *El Quibrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos. Características ecológicas y biología de la conservación*. ICONA. Madrid.
- HEREDIA, B., HIRALDO, F., GONZÁLEZ, L. M. & GONZÁLEZ, J. L. 1988. Status, ecology and conservation of the Peregrine Falcon in Spain. En, T. J. Cade, J. Anderson, C. Thelander & C. White (Eds.): *Peregrine Falcon Populations: their Management and Recovery*, pp. 219-226. The Peregrine Falcon Foundation Inc. Boise.
- HERNÁNDEZ, S. 2000. La legislación de evaluación de impacto ambiental en España. FUNGESMA-Mundi Prensa. Madrid.
- HOWELL, J. A. & DIDONATO, J. E. 1991. *Assessment of avian use and mortality related to wind turbine operations, Altamont Pass, Alameda and Contra Costa counties, California, September 1988 through August 1989*. Kenetech Windpower. USA.
- HUNT, G. 1998. *A Population Study of Golden Eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area: Population Trend Analysis 1994-1997. Execute Summary*. National Avian-Wind Power Planning Meeting III. NWCC. USA.
- IZQUIERDO, A. 1996. Estudio de las áreas de dispersión del Águila Perdicera *Hieraetus fasciatus* en Alicante. Consellería de Medi Ambient. Alicante. Informe inédito.
- JANSS, G., LAZO, A., BAQUÉS, J. M. & FERRER, M. 2001. Some evidence of changes in use of space by raptors as a result of the construction of a wind farm. *Abstracts of the 4th Eurasian Congress on Raptors*, pp. 25-29. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla.
- JIMÉNEZ, J. 2002. Elaboración de un modelo de hábitat de reproducción del Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en los montes de Toledo. En, C. Torralvo (Ed.): *Anuario ornitológico de Ciudad Real. 1995-2001*, pp. 71-78. SEO-Ciudad Real. Ciudad Real.
- KARR, J. R. 1990. Avian survival rates and the extinction process on Barro Colorado island, Panama. *Conservation Biology*, 4: 391-397.
- LEY 2/2002, de 19 de junio, de Evaluación Ambiental de la Comunidad de Madrid. *Boletín Oficial*

- de la Comunidad de Madrid, 154, de uno de julio de 2002.
- LOIDI, J. 1987. El País Vasco. En, M. Pinado-Lorca & S. Rivas-Martínez (Eds.): *La vegetación de España*, pp. 47-75. Universidad de Alcalá de Henares. Madrid.
- LOYN, R., MCNAB, E., VOLODINA, L. & WILLING, R. 2001. Modelling landscape distributions of large forest owls as applied to managing forests in north-east Victoria, Australia. *Biological Conservation*, 97: 361-376.
- MADERO, A. & FERRER, M. 2002. La reintroducción del águila imperial en Andalucía. *Quercus*, 202: 19-21.
- MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. & ATIENZA, J. C. (Eds.) 2003. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- MAÑOSA, S., REAL, J. & CORDINA, J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. *Journal of Raptor Research*, 32: 208-214.
- MARCOT, B. C. & THOMAS, J. W. 1997. *Of Spotted Owls, old growth and new policies: a history since the Interagency Scientific Committee Report*. Department of Agriculture and Forest Service. Pacific Northwest Research Station. Portland.
- MARINÉ, R. & DALMAU, J. 2000. Uso del hábitat por el Mochuelo Boreal *Aegolius funereus* en Andorra (Pirineo oriental) durante el período reproductor. *Ardeola*, 47: 29-36.
- MARTÍN-CANTARINO, C. 1999. *El estudio de impacto ambiental*. Publicaciones de la Universidad de Alicante. Alicante.
- MARTÍNEZ, I., NUEVO, J. A. & PÉREZ, J. M. 1995. *Censo, distribución y protección de las rapaces forestales en el Territorio Histórico de Alava (primera fase)*. Gobierno Vasco. Vitoria. Informe inédito.
- MARTÍNEZ, J. A. & LÓPEZ, G. 1999. Breeding ecology of the Barn Owl (*Tyto alba*) in Valencia (East of Spain). *Journal für Ornithologie*, 140: 93-99.
- MARTÍNEZ, J. A., SERRANO, D. & ZUBEROGOITIA, I. 2003. Predictive models of habitat preferences for the Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography*, 26: 21-28.
- MARTÍNEZ, J. A. & LÓPEZ, G. 1995. Dispersal and causes of mortality of the Barn owl *Tyto alba* in Spain. *Ardeola*, 42: 29-38.
- MARTÍNEZ, J. A. & ZUBEROGOITIA, I. 2001. The response of the Eagle owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *Journal für Ornithologie*, 142: 204-211.
- MARTÍNEZ, J. A., FALCÓ, F., CAMPO, A & DE LA VEGA, A. 1999. Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho Cenizo en el Parque Natural de la Mata-Torrevieja (Alicante, SE de España): efectos de la estructura de la vegetación y de la densidad de presas. *Ardeola*, 46: 205-212.
- MARTÍNEZ, J. E. & CALVO, J. F. 2001. Diet and breeding success of Eagle Owl in southeastern Spain: effect of rabbit haemorrhagic disease. *Journal of Raptor Research*, 35: 259-262.
- MARTÍNEZ, J. E. 2002. *Ecología del Águila Calzada (Hieraaetus pennatus) en ambientes mediterráneos*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- MCDONALD, L. 1995. *Guidelines for design and analysis of injury quantification studies*. National Oceanographic and Atmospheric Administration. Washington D.C.
- MCGRARY, M. D., MCKERNAN, R. L., SCHREIBER, R. W., WAGNER, W. D. & SCIARROTTA, T. C. 1986. Avian mortality at a solar energy power plant. *Journal of Field Ornithology*, 57: 135-141.
- MEFFE, G. K. & CARROLL, C. R. (Eds.) 1997. *Principles of Conservation Biology, 2nd edition*. Sinauer. Sunderland.
- MONTOPOLI, G. & ANDERSON, D. 1991. A logistic model for the cumulative effect of human intervention in Bald Eagle habitat. *Journal of Wildlife Management*, 55: 290-293.
- MUSTERS, C. J. M., NOORDERVLIET, M. A. W. & TER KEURS, W. J. 1996. Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary. *Bird Study*, 43: 123-126.
- NEGRO, J. J., DONÁZAR, J. A. & HIRALDO, F. 1993. Home range of Lesser Kestrel *Falco naumanni* during the breeding season. En, M. K. Nicholls & R. Clarke (Eds.): *Biology and conservation of small falcons*, pp 35-45. The Hawk and Owl Trust. London.
- NEGRO, J. J., HIRALDO, F. & DONÁZAR, J. A. 1997. Causes of natal dispersal in the lesser kestrel: inbreeding avoidance or resource competition? *Journal of Animal Ecology*, 66: 640-648.
- NEWTON, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press. London.
- NORRDAHL, K. & KORPIMÄKI, E. 1996. Do nomadic avian predators synchronize population fluctuations of small mammals? A field experiment. *Oecologia*, 107: 478-483.
- NORTH, M. P. & REYNOLDS, J. M. 1996. Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression. *Journal of Wildlife Management*, 60: 639-653.
- NWCC, 1999. *Studying wind energy/bird interactions: a guidance document*. National Wind Coordinating Committee. USA.
- OLEA, P. P., GARCÍA, J. & FALAGÁN, J. 1999. Expansión del Buitre Leonado *Gyps fulvus*: tamaño de la población y parámetros reproductores en un área de reciente colonización. *Ardeola*, 46: 81-88.
- ONRUBIA, A., SÁENZ DE BURUAGA, M., ANDRÉS, T. & CAMPOS, M. A. 2001. *Estudio de la incidencia sobre la avifauna del Parque Eólico de Elgea (Álava)*. Consultora de Recursos Naturales para Eólicas de Euskadi. Alava. Informe inédito.

- ONTIVEROS, D. & PLEGUEZUELOS, J. M. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation*, 93: 19-25.
- ONTIVEROS, D. 1999. Selection of nest cliffs by Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*) in southeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 33: 110-116.
- ONATE, J. J., PEREIRA, D., SUÁREZ, F., RODRÍGUEZ, J. J. & CACHÓN, J. 2002. *Evaluación ambiental estratégica*. Mundi Prensa. Madrid.
- OSBORN, R. G., HIGGINS, K. F., USGAARD, R. E., DIETER, C. D. & NEIGER, R. D. 2000. Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota. *American Midland Naturalist*, 143: 41-52.
- PENTERIANI, V. & FAIVRE, B. 1997. Breeding density and landscape-level habitat selection of Common Buzzard (*Buteo buteo*) in a mountain area (Abruzzo Apennines, Italy). *Journal of Raptor Research*, 31: 208-212.
- PENTERIANI, V. & FAIVRE, B. 2001. Effects of harvesting timber stands on goshawks nesting in two European areas. *Biological Conservation*, 101: 211-216.
- PETTS, J. (Ed.) 1999. *Handbook of environmental impact assessment*. Blackwell. Oxford.
- PETTY, S.J. 1995. *Merlins and Forestry*. Research Information Note 254. Forestry Commission. Edinburgh.
- PRIBIL, S. & PICMAN, J. 1997. The importance of using the proper methodology and spatial scale in the study of habitat selection by birds. *Canadian Journal of Zoology*, 75: 1835-1844.
- PURROY, F.J. (Coord.) 1997. *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions. Barcelona.
- R.D. (Real Decreto) 1131/1988, de 30 septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación del Impacto Ambiental. *BOE*, 239, de 5 de octubre de 1988.
- R.D.L. (Real Decreto Legislativo) 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental. *BOE*, 155, de 30 de junio de 1986.
- RAMSDEN, D. 1998. Effect of Barn Owl conversion on local populations of Barn Owl *Tyto alba*. *Bird Study*, 45: 68-76.
- REAL, J. & MAÑOSA, S. 2001. Dispersal of juvenile and immature Bonelli's eagles in Northeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 35: 9-14.
- REDPATH, S. M., AMAR, A., MADDERS, M., LECKIE, F. & THIRGOOD, S. 2002. Hen harrier foraging success in relation to land use in Scotland. *Animal Conservation*, 5: 113-118.
- RICO, L., MARTÍNEZ, J. A., MORÁN, S., NAVARRO, J. R. & RICO, D. 2001. Preferencias de hábitat del Águila-azor *Perdicera Hieraetus fasciatus* en Alicante a dos escalas espaciales. *Ardeola*, 48: 55-62.
- ROTTENBORN, S. C. 2000. Nest-site selection and reproductive success of urban Red-shouldered Hawks in central California. *Journal of Raptor Research*, 34: 18-25.
- SALAMOLARD, M., BUTET, A., LEROUX, A. B. A. & BRETAGNOLLE, V. 2000. Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. *Ecology*, 81: 2428-2441.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. & CALVO, J. F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 254-262.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. 1999. *Las aves rapaces y su relación con la estructura del paisaje en ambientes mediterráneos semiáridos*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia. Murcia.
- SAUROLA, P. 1997. The Osprey (*Pandion halietus*) and modern forestry: a review of population trends and their causes in Europe. *Journal of Raptor Research*, 31: 129-137.
- SELAS, V. 1997. Nest site selection by four sympatric forest raptors in Southern Norway. *Journal of Raptor Research*, 31: 16-25.
- SERGIO, F., BOTO, A., SCANDOLARA, CH. & BOGLIANI, G. 2002. Density, nest sites, diet and productivity of Common Buzzards *Buteo buteo* in the Italian pre-Alps. *Journal of Raptor Research*, 36: 24-32.
- SERRANO, D. & TELLA, J. L. 2003. Dispersal within a spatially-structured population of lesser kestrels: the role of spatial isolation and conspecific attraction. *Journal of Animal Ecology*, 72: 400-410.
- SERRANO, D., TELLA, J. L., FORERO, M. & DONÁZAR, J. 2001. Factors affecting breeding dispersal in the facultatively colonial lesser kestrel: individual experience vs. conspecific cues. *Journal of Animal Ecology*, 70: 568-578.
- SHENK, T., FRANKLIN, A. & WILSON, R. 1996. A model to estimate the annual rate of golden eagle population change at the Altamont Pass Wind Resource Area. *Proceedings of National Avian-Wind Power Planning Meeting II. Avian Subcommittee, National Wind Coordination Committee*. Washington.
- SIMBERLOFF, D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management *passé* in the landscape era?. *Biological Conservation*, 83: 247-257.
- SOTO-LARGO, E. 1996. Efectos de la actividad humana sobre los territorios de nidificación del Águila Imperial *Aquila adalberti* en la Comunidad de Madrid. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, pp. 203-209. SEO. Madrid.
- STATTERSFIELD, A. J. & CAPPER, D. R. (Eds.) 2000. *Threatened birds of the world*. Lynx Edicions & BirdLife International. Barcelona & Cambridge.
- SUÁREZ, F., NAVESO, M. A. & DE JUANA E. 1997. Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. En, D. J. Pain & M. W. Pien-

- kowsky (Eds.): *Farming and Birds in Europe. The common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*, pp. 297-330. Academic Press. London.
- SUÁREZ, S., BALBONTÍN, J. & FERRER, M. 2000. Nesting habitat selection by booted eagles *Hieraaetus pennatus* and implications for management. *Journal of Applied Ecology*, 37: 215-223.
- SULKAVA, S. & HUHTALA, K. 1997. The Great Gray Owl (*Strix nebulosa*) in the changing forest environment of northern Europe. *Journal of Raptor Research*, 31: 151-159.
- TELLA, J. L., FORERO, M. G., HIRALDO, F. & DONÁZAR, J. A. 1998. Conflicts between Lesser Kestrels conservation and agricultural policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology*, 12: 593-604.
- TELLERÍA J. L., ALCÁNTARA M., ASENSIO B., CANTOS F. J., DÍAZ J. A., DÍAZ, M. & SÁNCHEZ A. 1992. *Evaluación del Impacto Ambiental del Embalse de Monteagudo (Avila-Toledo) sobre la Fauna de Vertebrados Terrestres*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid. Informe inédito.
- THERIVEL, R. & PARTIDARIO, R. (Eds.) 1996. *The Practice of Strategic Environmental Assessment*. Earthscan. London.
- TREEWEEK, J. 1996. Ecology and environmental impact assessment. *Journal of Applied Ecology*, 33: 191-199.
- TREEWEEK, J. (Ed.) 1999. *Ecological impact assessment*. Blackwell. Oxford.
- TUCKER, G. M. & EVANS, M. I. (comp.) 1997. *Habitats for birds in Europe. A conservation strategy for the wider environment*. BirdLife International. Cambridge.
- TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (Eds.) 1994. *Birds in Europe: Their conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- USDA (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, FOREST SERVICE) & USDI (UNITED STATES DEPARTMENT OF THE INTERIOR, BUREAU OF LAND MANAGEMENT) 1994. *Final supplemental environmental impact statement on management of habitat for late successional and old-growth forest related species within the range of the northern spotted owl*. Portland.
- VIADA, C. (Ed.) 1998. *Áreas Importantes para las Aves en España, 2.ª edición*. SEO/BirdLife. Madrid.
- WIDÉN, P. 1997. How, and why, is the Goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia?. *Journal of Raptor Research*, 31: 107-113.
- ZUBEROGOITIA, I. 2002. *Eco-etología de la comunidad de rapaces nocturnas de Bizkaia*. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco. Leioa.
- ZUBEROGOITIA, I., RUIZ, J. F. & TORRES, J. J. (Eds.). 2002. *El Halcón Peregrino*. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.

[Recibido: 17-03-03]
[Aceptado: 31-03-03]