ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE FALCONIFORMES DE LA PROVINCIA DE OURENSE

CON MENCIÓN ESPECIAL PARA SUS SIERRAS SUROCCIDENTALES

Luis Tapia del Río

USC
UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Departamento de Bioloxía Animal
Facultade de Bioloxía. Universidade de Santiago de Compostela

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

DEPARTAMENTO DE BIOLOXÍA ANIMAL

ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE FALCONIFORMES DE LA PROVINCIA DE OURENSE.

CON MENCIÓN ESPECIAL PARA SUS SIERRAS SUROCCIDENTALES.

Memoria presentada por el Licenciado Luis Enrique Tapia del Río para optar al grado de Doctor en Biología por la Universidad de Santiago de Compostela.

LUIS ENRIQUE TAPIA DEL RÍO

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Santiago de Compostela, 19 de julio de 2004.

JESÚS DOMÍNGUEZ CONDE, PROFESOR TITULAR DEL DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA ANIMAL DE LA FACULTAD DE BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

CERTIFICA:

Que el presente trabajo titulado **"Estudio de la comunidad de Falconiformes de la provincia de Ourense. Con mención especial para sus sierras suroccidentales"**, que para optar al grado en Doctor en Ciencias Biológicas presenta LUIS ENRIQUE TAPIA DEL RÍO, ha sido realizado bajo mi dirección en el Departamento de Biología Animal de la Facultad de Biología (Universidad de Santiago de Compostela).

Considerando que representa trabajo de Tesis, autorizo su presentación ante la Comisión de Doctorado de la Universidad de Santiago de Compostela.

Y para que conste, expido el presente certificado en Santiago de Compostela a 19 de julio de 2004.

Dr. D. Jesús Domínguez Conde

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

AGRADECIMIENTOS

Después de estos años de trabajo, a pesar de los ratos malos (que sin duda fue de los que más aprendí), lo que me viene a la mente es el recuerdo de los montes de Ourense, que siempre estará conmigo allá donde vaya.

Quiero agradecer en primer lugar la labor de mi director de Tesis y amigo Jesús Domínguez, por darme la oportunidad de realizar el presente trabajo y haber confiado siempre en mí a lo largo de estos años. Por haberme orientado en su ejecución, escuchado mis "desbarres", continuas dudas y motivándome siempre en la finalización del mismo, y sobre todo por haber compartido con el inolvidables jornadas y risas por los montes gallegos. Y por que "¡el Barreiros finalmente consiguió aguantar!".

Quiero sobre todo mostrar mi gratitud hacia mis padres, cuyo apoyo incondicional y comprensión ha sido imprescindible.

Mi más sincero agradecimiento a Manolo y Xusto, por haberme proporcionado su desinteresada ayuda en los inicios de la Tesis, sin duda los más duros para mí. Sin olvidarme de otros dos grandes compañeros y amigos de fatigas en la Baixa Limia, Íñigo y Daniel, que siempre me demostraron su amistad sincera.

A mis compañeras/os y amigas/os del Departamento, en especial a María, Isa, Kike, Gabriel, Marta y Pancho, que mostraron siempre su buena disposición a echar una mano en los muestreos de campo y en el tratamiento de los datos, además de por su apoyo durante estos años. Y sobre todo, por compartir con ellos muchas risas, sudores y alguna que otra lágrima.

A mi amigo y compañero de "curre" Lino, por su permanente apoyo y por haber aguantado en muchas ocasiones "el monotema" de la Tesis. También a mis compañeras del Instituto de Investigaciones Tecnológicas, Ana y Carmina, por su simpatía y ánimos durante el último tramo de la Tesis.

Mi reconocimiento hacia los investigadores de la Estación Biológica de Doñana, en especial hacia Javier Bustamante, Javier Seoane y Jordi Figuerola, por su inestimable ayuda para aclarar todas mis dudas y lo bien que me trataron en mis visitas a Sevilla. Sin olvidarme de mí amiga Marta, por su apoyo en la última etapa de esta Tesis.

A mi compañero y amigo de carrera Jesús Aboal, por su ayuda imprescindible con la cartografía.

A la gente de la Snake River Field Station Boise (Idaho), con la que pasé un verano inolvidable, y en especial a Steve Knick, Marck Fuller, Karen Steenhof, Mary Jean Cowing y Duccio Centili, por facilitarme todo cuanto necesité en mi estancia y orientarme en todas mis dudas.

No quería olvidarme de Fernando Palacios (CSIC), Ramón Soriguer (Estación Biológica de Doñana) y Francisco Carro Mariño (USC) que atendieron amablemente algunas consultas

acerca de las metodologías de uso en Lagomorfos. Al equipo técnico adscrito al Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés y a su guardería, que en todo momento facilitaron los muestreos e hicieron más agradable el trabajo de campo.

Y bueno, para el final dejo a aquellos/as que siempre estuvieron ahí a lo largo de estos años de Tesis, en el día a día, o por lo menos sabía que estaban. En especial a Luis, Carmen, Marcos, Ventura, Susana, Mercedes, Vidal y Gejo, por su gran amistad, apoyo incondicional y por las inolvidables noches de copas y verbenas que pasamos juntos.

Y por último, al resto de mi familia especialmente a mi hermana, y grandes amigos de mi pueblo Padrón, que aunque la mayoría nunca supieron ni saben muy bien de que iba esto de la Tesis, "o que anda polo monte detrás dos páxaros", siempre supe que podía contar con ellos. Y por ser tantos y tan buenos seguro que me olvidaría de alguno.

Parte de este estudio fue financiado con fondos de la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia en el curso de un Convenio de Investigación Consellería de Medio Ambiente-Universidade de Santiago de Compostela, así como del proyecto PGIDT99PXI20002B.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

ÍNDICE

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL

1. APUNTES GENERALES SOBRE LA BIOLOGÍA DEL ORDEN FALCONIFORMES.....3

2. PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN DE LAS FALCONIFORMES.....4

2.1. Necesidades vitales e interés biológico del grupo.....4

2.2. Amenazas.....5

3. ESTUDIOS DE SELECCIÓN DE HÁBITAT Y SU APLICACIÓN EN LA CONSERVACIÓN..8

4. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS.....12

5. BIBLIOGRAFÍA.....14

CAPÍTULO 2: ÁREAS DE ESTUDIO

1. PROVINCIA DE OURENSE.....27

1.1. Delimitación.....27

1.2. Aspectos climáticos.....28

1.3. Orografía.....32

1.4. Flora y vegetación.....33

1.5. Demografía humana y problemática medioambiental.....37

2. SIERRAS SUROCCIDENTALES.....37

2.1. Delimitación.....37

2.2. Aspectos climáticos.....39

2.3. Orografía.....39

2.4. Flora y Vegetación.....40

3. BIBLIOGRAFÍA.....44

CAPÍTULO 3: LA COMUNIDAD DE FALCONIFORMES DE LA PROVINCIA DE OURENSE, CON MENCIÓN ESPECIAL PARA SUS SIERRAS SUROCCIDENTALES.

1. INTRODUCCIÓN.....49

2. ÁREAS DE ESTUDIO.....50

2.1. Provincia de Ourense.....50

2.2. Sierras suroccidentales (Baixa-Limia).....50

3. METODOLOGÍAS.....51

3.1. Provincia de Ourense.....51

3.2. Sierras suroccidentales (Baixa-Limia).....54

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....61

4.1. Composición específica, fenología, abundancias y estimas poblacionales.....61

4.2. Densidades absolutas de Azor común y Busardo ratonero en la Baixa Limia.....75

4.3. Análisis específico.....77

5. BIBLIOGRAFÍA.....116

6. ANEXO.....129

CAPÍTULO 4: DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y SELECCIÓN DE HÁBITAT DE PERDIZ ROJA (*ALECTORIS RUFA*), LIEBRE IBÉRICA (*LEPUS GRANATENSIS*) Y CONEJO (*ORYCTOLAGUS CUNICULUS*) EN LAS SIERRAS SUROCCIDENTALES DE OURENSE. POSIBLES IMPLICACIONES PARA LAS FALCONIFORMES.

1. INTRODUCCIÓN.....137

2. ÁREA DE ESTUDIO.....139

3. METODOLOGÍA.....139

3.1. Muestreo cualitativo.....139

3. 2. Muestreo cuantitativo.....141

3.3. Análisis estadístico.....147

4. RESULTADOS.....154

4.1. Conejo.....154

4.2. Liebre ibérica.....158

4.3. Perdiz roja.....161

5. DISCUSIÓN.....164

5.1. Abundancia y selección de hábitat de las especies presa.....164

5.2. Relación de las Falconiformes con sus especies-presa. Problemática de conservación.....167

5.3. Estrategias de gestión sobre las poblaciones de Perdiz roja, Conejo y Liebre ibérica en la Baixa-Limia.....169

6. BIBLIOGRAFÍA.....172

7. ANEXO.....183

CAPÍTULO 5: RELACIONES DE LAS FALCONIFORMES CON LAS CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT DE CAZA EN MEDIOS MONTANOS DEL NOROESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA.

1. INTRODUCCIÓN.....193

2. ÁREA DE ESTUDIO.....195

3. METODOLOGÍA.....196

3.1. Trabajo de campo.....196

3.2. Análisis estadístico.....198

4. RESULTADOS.....201

4.1. Comentarios acerca de la comunidad de falconiformes.....201

4.2. Comentarios a nivel específico.....207

5. DISCUSIÓN.....214

6. MEDIDAS DE CONSERVACIÓN Y MANEJO DEL HÁBITAT.....220

7. BIBLIOGRAFÍA.....222

8. ANEXO.....231

CAPÍTULO 6: MODELIZACIÓN DE LAS PREFERENCIAS DE HÁBITAT DE FALCONIFORMES EN DOS ÁREAS DE ESTUDIO A DOS ESCALAS ESPACIALES.

1. INTRODUCCIÓN.....243

2. ÁREAS DE ESTUDIO.....246

2.1. LIC Baixa-Limia.....246

2.2. Provincia de Ourense.....246

3. METODOLOGÍAS.....247

3.1. LIC Baixa-Limia.....247

3.2. Provincia de Ourense.....253

4. RESULTADOS.....255

4. 1. Modelización del uso del hábitat en período reproductivo.....255

4. 2. Relaciones de la riqueza específica de falconiformes con el hábitat.....307

5. DISCUSIÓN.....308

5.1. Análisis específico.....309

5.2. Respuesta de la riqueza a dos escalas espaciales.....316

5.3. Limitaciones de los modelos en función del método de censo empleado.....316

5.4. Conservación.....318

6. BIBLIOGRAFÍA.....321

CAPÍTULO 7: EL ÁGUILA REAL EN OURENSE: ESTATUS, SELECCIÓN DE HÁBITAT EN UN ÁREA DE BAJA DENSIDAD Y PROBLEMÁTICA DE CONSERVACIÓN.

1. INTRODUCCIÓN.....337

2. ÁREA DE ESTUDIO.....340

3. METODOLOGÍA.....340

3.1. LIC Baixa-Limia.....340

3.2. Provincia de Ourense.....341

3.3. Análisis estadístico.....342

4. RESULTADOS.....347

4.1. Aspectos generales y situación en Galicia.....347

4.2. El Águila real en el LIC Baixa-Limia.....348

4.3. Selección de hábitat en Ourense.....354

5. DISCUSIÓN.....364

5.1. Modelos de selección de hábitat.....367

6. ANEXO.....371

6.1. Introducción.....373

6.2. Identificación de problemas de conservación.....374

6.3. Estrategias de manejo para el Águila real en el LIC Baixa-Limia.....377

7. BIBLIOGRAFÍA.....384

CAPÍTULO 8: CONCLUSIONES FINALES.....397

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1. APUNTES GENERALES SOBRE LA BIOLOGÍA DEL ORDEN FALCONIFORMES.

Los primeros fósiles hallados del Orden Falconiformes se remontan a principios del período Terciario, hace unos 30-50 millones de años. Las relaciones filogenéticas de este Orden con otros grupos de aves son confusas, e incluso dentro del mismo no hay evidencias paleontológicas claras de la existencia de un antepasado común para todas las familias (DEL HOYO *et al*., 1994). Presenta una distribución cosmopolita, ya que se encuentra en la mayoría de las áreas continentales, salvo en la Antártida y en muchas de las islas de los grandes océanos, con especies adaptadas a la mayoría de los diferentes hábitats presentes en el planeta. Este orden está integrado por cinco familias y 307 especies, siendo la familia más numerosa Accipitridae, con casi el 80% del total de las especies (DEL HOYO *et al*., 1994). Presenta un alto grado de diversidad morfológica, puesto de manifiesto en la variabilidad del tamaño corporal. Una notable característica es su acentuado dimorfismo sexual, siendo en general mucho mayores las hembras. Este dimorfismo parece tener importantes implicaciones adaptativas en la explotación de los diferentes nichos tróficos. En cuanto a los órganos sensoriales, poseen un oído bastante bueno, olfato pobre y gran agudeza visual, encontrándose el tacto fundamentalmente en determinadas plumas de la base del pico. La posesión de visión binocular les permite calcular con precisión las distancias, continuamente variables, de las presas en movimiento (DEL HOYO *et al*., 1994; EHRLICH *et al*., 1997).

La esperanza de vida suele ser elevada, siendo generalmente las especies de mayor tamaño las que presentan mayor longevidad. La mortalidad juvenil también suele ser alta, sobre todo en las especies de menor tamaño, ya que son muchos los ejemplares inmaduros que perecen antes de cumplir el primer año de vida (DEL HOYO *et al*., 1994).

Estas aves tienen comportamiento territorial, defendiendo un territorio de caza y de cría. El tamaño de los territorios de las parejas reproductoras depende principalmente de la densidad de presas, de las relaciones intra e interespecíficas y de las características del territorio (vegetación, relieve, etc...). Uno de los condicionantes básicos para la reproducción es la existencia de territorios de cría con suficientes recursos tróficos. Este comportamiento territorial es uno de los principales mecanismos limitantes de la densidad de falconiformes nidificantes, descendiendo enormemente con el incremento del tamaño corporal (NEWTON, 1979).

Las fuentes de alimento explotadas por estas aves son diversas, estando la mayor parte de los grupos de vertebrados, e incluso de invertebrados, incluidos en mayor o menor medida en sus dietas. Usan diferentes técnicas de caza de acuerdo con la estructura del hábitat, tipo de presa y adaptaciones morfológicas (DEL HOYO *et al*., 1994).

La calidad del hábitat, disponibilidad de lugares de nidificación e interacciones con los territorios de otras falconiformes, son importantes factores limitantes de sus poblaciones (NEWTON, 1979). La disponibilidad de alimento es el principal factor determinante de la

regulación y limitación de las poblaciones nidificantes (DEL HOYO, 1998; NEWTON, 1980, 1998).

Las falconiformes son predominantemente monógamas, aunque existen algunas especies poligínicas. La madurez sexual se alcanza a los 1-2 años en las pequeñas especies, 4-5 años en águilas y a más de 5 años en buitres. Todas construyen nido, salvo las pertenecientes a la familia Falconidae, las cuales aprovechan normalmente otros abandonados. El tipo de nido, tamaño, orientación y sustrato son muy variables.

En las regiones templadas la estación reproductiva es la primavera, mientras que en las regiones tropicales los ciclos reproductivos suelen ser mayores, aunque normalmente la cría acontece durante la estación seca. Durante el período reproductivo suele haber una defensa activa del área de nidificación frente a intrusos coespecíficos y otras especies, con frecuentes vuelos de cortejo o nupciales reafirmadores de la propiedad del territorio. Los tamaños de puesta suelen estar relacionados con la disponibilidad de presas. La incubación normalmente corre a cargo de la hembra, más raramente de ambos progenitores. Los pollos son semialtriciales.

Las tasas de mortandad en los primeros meses de independencia son variables, de hasta el 50-75% en algunas pequeñas especies o de sólo el 2,5-5 % en grandes águilas y buitres. Las causas de mortandad natural más importantes son la inanición y, en menor medida, las enfermedades, aunque también son relevantes las bajas causadas por accidentes de caza. Después del período reproductivo los juveniles se enfrentan a un período de dispersión estival.

2. PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN.

2.1. Necesidades vitales e interés biológico del grupo.

Siempre que las acciones de origen humano no actúen directamente sobre ellas, las poblaciones de falconiformes se encuentran entre las más estables en cuanto a número de individuos reproductores a lo largo del tiempo, sin apenas mostrar cambios significativos, tanto en sus hábitats de nidificación como en sus recursos tróficos (NEWTON, 1979, 1991). Su gran querencia por los lugares de nidificación, que mantienen interanualmente, hace que su conservación dependa en buena medida de la disponibilidad de dichos lugares y de la existencia de recursos tróficos suficientes. Ambos factores actúan como limitantes de las poblaciones, al incidir sobre la distribución y densidades. Asimismo, suelen ser reflejo de una buena calidad del hábitat, la cual habitualmente implica la existencia de amplias superficies libres de perturbaciones humanas.

Para contener los declives poblacionales de muchas falconiformes se han llevado a cabo planes de manejo que suelen actuar sobre el hábitat y las fuentes de alimento. No obstante,

existen otros factores ambientales también limitantes de sus poblaciones, como son las condiciones atmosféricas y las relaciones intra e interespecíficas (STEENHOF *et al*., 1997; NEWTON, 1998). En este sentido, los factores condicionantes de un plan gestor serían: 1) la necesidad de grandes superficies, afectándoles en ocasiones negativamente los hábitats fragmentados (NEWTON, 1979; ROBINSON, 1991; NEWTON, 1998; 2) los requerimientos de nidificación bastante estrictos y específicos; 3) los conflictos con actividades humanas y 4) las dificultades de estudio inherentes a su biología (KOCHERT, 1986; FULLER & MOSHER, 1987; MOSHER *et al*., 1987).

Las rapaces diurnas, al igual que otras aves, son frecuentemente empleadas como bioindicadoras del grado de conservación de los ecosistemas (DIAMOND & FILION, 1987; FURNESS & GREENWOOD, 1993) y esto justifica la amplia variedad de estudios donde han sido empleadas para reflejar problemas de estrés ambiental en ecosistemas con diferente grado de humanización (BIRD *et al*., 1996). Entre las razones de su elección pueden mencionarse:

1) Ser "especies paraguas", ya que la protección de sus áreas de campeo favorece el asentamiento de poblaciones de otras muchas especies (SIMBERLOFF, 1998).

2) Ser potencialmente atractivas para una parte importante de la sociedad.

3) Ser sensibles bioindicadores de cambios medioambientales, particularmente en términos de calidad de hábitat y polución.

4) Por su papel biológico, como predadores en las cimas de las pirámides tróficas, siendo esenciales en el equilibrio y buen funcionamiento de los ecosistemas. Su presión de predación puede contribuir a mantener una alta diversidad, al reducir las poblaciones de las especies-presa dominantes. Además, cuando predan sobre especies cinegéticas realizan un efecto saneador de sus poblaciones, actuando fundamentalmente sobre individuos no reproductores, enfermos y disminuidos físicamente (VARGAS, 2002). PETTY (1998) sugiere dos vías de utilización de las aves de presa como bioindicadoras: 1) su diversidad en un ecosistema puede ser indicativa de la complejidad biológica del mismo y 2) la densidad y productividad de individuos reproductores están directamente relacionadas con las de sus especies-presa.

2.2. Amenazas.

La actitud hacia estas aves por parte de las antiguas civilizaciones y de las sociedades tribales ha sido neutral o incluso favorable, a diferencia de lo acontecido en las sociedades desarrolladas modernas, donde ha sido y es hostil. En Europa, como en otras partes del mundo, el descenso poblacional en la mayoría de las falconiformes ha sido muy acusado desde principios del siglo IX. Esta situación fue causada por tres principales factores: destrucción del hábitat, fundamentalmente con fines agrícolas, uso de pesticidas y persecución deliberada, sobre

todo por motivos cinegéticos (CRAMP & SIMMONS, 1980; NEWTON, 1985; SAUROLA, 1985; DEL HOYO *et al*., 1994; PORTELLI, 1994; HEREDIA, 1998). No obstante, la persecución directa (caza, venenos) es la primera causa de mortandad no natural en muchas áreas del Paleártico. El uso de veneno está todavía muy extendido, y aunque a menudo dirigido a otros depredadores afecta a las poblaciones de muchas falconiformes (NEWTON, 1985; VARGAS, 2002; HERNÁNDEZ, 2003). En el continente europeo, a lo largo de los dos últimos siglos se ha producido una intensa e indiscriminada persecución de estas especies, principalmente por cazadores, agricultores y ganaderos. Esta persecución ha provocado grandes descensos poblacionales y la desaparición de algunas especies en extensas áreas, incluso con anterioridad a la Segunda Guerra Mundial (NEWTON, 1985).

Los pesticidas constituyen otro gran problema. El DDT y otros órganoclorados, muy persistentes en las cadenas alimenticias, afectan muy seriamente a su éxito reproductivo (CADE *et al*., 1988; RATCLIFFE, 1993; DEL HOYO *et al*., 1994; RISEBROUGH, 1994). Otras causas muy importantes de mortalidad son los accidentes por electrocución y colisión con tendidos eléctricos, sobre todo en individuos jóvenes durante el período de dispersión posgenerativa (FERRER, 1993; FERRER & JANS, 1999).

En términos generales, los mayores problemas que afectan a las falconiformes son la pérdida, degradación y fragmentación de sus hábitats. Estos llevan asociados un descenso en la cantidad y calidad de los territorios de caza y de nidificación, afectando igualmente a la disponibilidad de presas. La agricultura intensiva y las repoblaciones forestales monoespecíficas con especies exóticas destruyen multitud de hábitats naturales. En ellos, las especies-presa mantienen altas densidades, reduciéndose drásticamente la capacidad de carga de los nuevos hábitats (TUCKER & EVANS, 1997). Otros factores que influyen enormemente en la pérdida de hábitats propicios son la expansión de las zonas urbanas, la industrialización y la construcción de carreteras. Aunque la explotación intensiva de las tierras agrícolas, sobre todo en las áreas más productivas, viene sucediendo desde tiempo inmemorial en el continente europeo, en las últimas décadas se ha intensificado sobre todo desde la creación de la Comunidad Económica Europea. Este proceso de intensificación agrícola ha afectado de lleno también a los países mediterráneos, que en algunos casos como en España, presentan importantes poblaciones de falconiformes (CAMPION, 1996). Todo apunta a que estas prácticas agrícolas innecesarias, y su destrucción de hábitat asociada, continuarán en los próximos años, en ocasiones impulsadas por la Política Agraria Común (PAC) (DE LA CONCHA, 2002).

2.2.1. ¿Qué ocurre en la península Ibérica y particularmente en Galicia?.

La península Ibérica presenta un accidentado relieve, con grandes cadenas montañosas orientadas de este a oeste, y con una elevada altitud media, de más de 600 m.s.n.m. Todo su territorio se encuentra dentro del reino de flora y vegetación holártica, y forma parte de dos regiones biogeográficas, la eurosiberiana y la mediterránea. El norte está inmerso en la región eurosiberiana, que se encontraría potencialmente cubierto por bosques de frondosas caducifolias. Únicamente en los Pirineos aparecerían bosques mixtos de abetos y hayas, y pinares subalpinos de Pino negro (*Pinus nigra*). El resto del territorio queda encuadrado en la región mediterránea, y por tanto dentro del dominio general de las formaciones esclerófilas (COSTA *et al*.,1998). La península Ibérica es una de las zonas emergidas más antiguas del planeta, y gran parte de su territorio ha permanecido libre de los hielos durante las glaciaciones, constituyendo a lo largo del tiempo un importante centro de evolución y dispersión específicas, por lo que la diversidad biológica es extraordinaria en comparación con otros países del occidente europeo (GARZÓN, 1993).

Las causas que han permitido la conservación hasta nuestros días de los excepcionales valores ambientales de la península Ibérica son complejas. Además de su quebrada orografía y baja densidad de población humana, cabe citar la persistencia de prácticas agrícolas y ganaderas milenarias que han modelado una gran variedad de biotopos y ecosistemas seminaturales (TUCKER & EVANS, 1997). España tiene una relativamente baja densidad de población humana, media de 77 habitantes/km^2 (INE, 2003), concentrada en gran medida en áreas urbanas. Esto parece explicar el mejor estado de conservación de su diversidad biológica, frente al de otros países de su entorno y similar grado de desarrollo. No obstante, el deterioro ambiental ha sido fuerte en las últimas décadas, sobre todo en cuanto a pérdida y alteración de hábitats naturales.

Galicia, con una superficie de 29.574 km^2, está situada en el noroeste de la península Ibérica. Históricamente ha presentado una población humana relativamente alta y muy dispersa (30.000 núcleos de población; densidad media de 1,5 núcleos/km^2; CIENFUEGOS, 2001). En la actualidad, muchos hábitats están en peligro por una falta de ordenación territorial frente a las múltiples actuaciones desarrollistas a corto plazo (PINO, 1992; CIENFUEGOS, 2001). Aunque toda la región es bastante accidentada, con pocas zonas llanas, las montañas son en general de baja altitud, con formas redondeadas correspondientes a la orogenia herciniana e integradas fundamentalmente por cuarcitas, esquistos, gneis y granitos. Tan sólo hacia el este y el cuadrante suroriental existe un cinturón montañoso, con cotas en torno a 2.000 m.s.n.m., correspondiente a las estribaciones occidentales de la Cordillera Cantábrica (ALEJO *et al*., 1992).

En el territorio gallego están presentes la región Eurosiberiana y la Mediterránea, cuyos máximos exponentes son los bosques planifolios y esclerófilos. Como transición entre ambas existen solapamientos de bosques de Roble carballo (*Quercus robur*), Melojo (*Quercus pyrenaica*), Haya (*Fagus sylvatica*), Alcornoque (*Quercus suber*) y Encinas (*Quercus ilex*). Asociado a estos bosques climácicos, y en muchas ocasiones como consecuencia de su desaparición o degradación, aparece un matorral de *Ulex, Cytisus, Genista, Erica* y *Calluna* (COSTA *et al*., 1998). En la actualidad la proporción de tierras de cultivos frente a pastizales y montes es bastante baja, predominando ampliamente los bosques de repoblación (coníferas y eucaliptos) y matorrales sobre los bosques autóctonos. El paisaje agrícola es un mosaico de pequeños minifundios, prados, matorrales y bosquetes (ALEJO *et al*., 1992; PRECEDO & SANCHO, 2001).

La provincia de Ourense, aunque participa de las peculiaridades y limitaciones ambientales ya citadas, posiblemente sea la provincia gallega que presenta mejores condiciones para las falconiformes. Se trata de una provincia históricamente deprimida, con escaso desarrollo industrial, baja densidad de población humana (47 habitantes/km^2; INE, 2003), y donde los sistemas agropastorales tradicionales extensivos se han mantenido en mayor medida hasta nuestros días. Es la que presenta una orografía más montañosa, con cotas que superan los 2.000 m, importantes cañones fluviales y cortados rocosos. Posee además una notable originalidad biogeográfica, ya que en ella confluye la región eurosiberiana con el piso supramediterráneo (COSTA *et al*., 1998).

El Orden Falconiformes está representado en la Península y los archipiélagos de Baleares y Canarias por 25 especies nidificantes (estivales o sedentarias) y una invernante, pertenecientes a las familias Pandionidae (1 especie), Accipitridae (19) y Falconidae (6). En el territorio gallego cuenta con 13 especies de reproducción habitual, 5 de nidificación posible y una invernante.

3. ESTUDIOS DE SELECCIÓN DE HÁBITAT Y SU APLICACIÓN EN LA CONSERVACIÓN.

Los ecólogos siempre han mostrado un gran interés en analizar la distribución y abundancia de los organismos (BEGON *et al*., 1996; EDWARDS *et al*., 1996). Determinar por qué los individuos no están distribuidos al azar en los diferentes hábitats ha sido uno de los grandes objetivos de la ecología (CODY, 1985; WIENS, 1989). En las últimas décadas ha despertado un gran interés el análisis de la relación entre las especies y sus hábitats, siendo el conocimiento de la distribución de los animales un requerimiento básico para muchos estudios ecológicos y de conservación de la fauna vertebrada (EDWARDS *et al*., 1996).

Los animales tienen una distribución real que en la mayoría de los casos es difícilmente detectable ya que, a diferencia de las plantas, pueden estar presentes en una zona determinada y no ser vistos en el momento del muestreo. Esto se hace más patente y difícil en el caso de mamíferos (PALMA *et al*., 1999; ROJAS *et al*., 2001) o en el de algunos grupos de aves, como es el caso de las falconiformes (FULLER & MOSHER, 1987). Los estudios sobre uso del hábitat por parte de las aves ha sido uno de los aspectos de la biología más tradicionales, y uno de los campos más profusamente estudiado (JONES, 2001). Estos estudios han analizado tradicionalmente las relaciones de una especie con las características del medio, siendo además claves en cualquier estrategia de conservación. La predicción de la distribución específica es una importante herramienta en la conservación, utilizada para el manejo de especies amenazadas (DONÁZAR *et al*., 1993a; PALMA *et al.,* 1999; JABERG & GUISAN, 2001; SEOANE, 2002; SUÁREZ-SEOANE *et al*., 2002; NAVES *et al*., 2003) o con grandes poblaciones (HIRZEL, 2001), de restauración de ecosistemas (MLADENOFF *et al*., 1995) o de necesidades de protección del territorio (BOJÓRQUEZ-TAPIA, *et al*., 1995) (ver revisiones en SOANE & BUSTAMANTE, 2001; RUSHTON *et al*., 2004). Esto ha llevado al desarrollo de modelos predictivos mediante técnicas estadísticas de análisis multivariante y de regresión (MORRISON *et al*., 1998; SEOANE & BUSTAMANTE, 2001). Estos modelos son especialmente importantes para preservar especies amenazadas, como es el caso de algunas falconiformes (GONZÁLEZ *et al*., 1992; DONÁZAR *et al*., 1993a, b; GIL-SÁNCHEZ *et al*., 1996; BUSTAMANTE, 1997; ONTIVEROS, 1999; MARTÍNEZ *et al*., 1999; RITTER & SAVIDGE, 1999; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004; entre otros), permitiendo trabajar con muestras incompletas acerca de la distribución o abundancia, lo que es especialmente importante en los estudios de áreas muy extensas, remotas o de difícil acceso, donde no resulta práctico llegar a la totalidad del territorio, o bien en estudios donde los recursos humanos y/o logísticos no son suficientes (OSBORNE & TIGAR, 1992; MANEL *et al*., 1999). La extensión de los modelos al conjunto del área de interés (MLADENOFF *et al*., 1995, entre otros) constituye un procedimiento útil para la conservación y gestión del territorio, si bien no está exento de limitaciones (FIELDING & HAWORTH, 1995; BEUTEL *et al*., 1999; SEOANE & BUSTAMANTE, 2001). Los modelos han sido usados para definir áreas con hábitat disponible o adecuado y, combinados con Sistemas de Información Geográfica, para analizar cuestiones de naturaleza espacial (SHAW & ATKINSON, 1990; JOHNSTON, 1998; HIRZEL, 2001) y crear mapas de distribución potencial de especies. Numerosos son los trabajos que han utilizado análisis multivariantes para desarrollar modelos de disponibilidad de hábitat o de abundancia, pero son relativamente pocos los estudios que evaluaron su poder predictivo (MANEL *et al*., 1999; FRANCO *et al*., 2000; JABERG & GUISAN, 2001). La validación de los modelos resulta a menudo problemática y ha sido sometida a debate por diversos autores (ver RYKIEL, 1996).

Los estudios de selección de hábitat con aves, y particularmente con falconiformes, se han centrado tradicionalmente en los hábitats de nidificación, analizando determinadas variables a una escala muy fina (MOSHER *et al*., 1986; CERASOLI & PENTERIANI, 1996; SELAS, 1997a; McLEOD *et al*., 2000; SMITH *et al*., 2003; entre otros). No obstante, se ha demostrado la importancia de los estudios a nivel de macrohábitat para una correcta interpretación de los patrones de selección de hábitat de nidificación o de áreas de campeo, de las relaciones de las aves con mosaicos de ecosistemas (BOSAKOWSKI & SPEISER, 1994; SALAMOLAR, 1997; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999; CARRETE *et al*., 2000) y en los movimientos dispersivos (FERRER & HARTE, 1997). Los estudios de selección de hábitat de nidificación hacen referencia a características de microhábitat, como son por ejemplo perímetro de troncos, densidad de pies y cobertura arbórea y/o del sotobosque, los cuales permiten extraer conclusiones de gran utilidad a la hora de establecer estrategias de manejo y de conservación para una determinada especie o grupo de especies con requerimientos ecológicos semejantes (MORRISON *et al*., 1998). Sin embargo, estudios a otras escalas espaciales han demostrado que las asociaciones entre aves y las diferentes características que definen estos hábitats varían notablemente en función de la escala considerada (GRAHAM *et al*., 1994; PRIBIL & PICMAN, 1997; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; ZUBEROGOITIA, 2002; NAVES *et al*., 2003).

Uno de los objetivos de la Biología de la Conservación es el de establecer prioridades sobre áreas concretas en las que llevar a cabo estrategias efectivas de conservación (CAUGHLEY, 1994; SUTHERLAND, 2000). Por este motivo, se buscan métodos y criterios que permitan realizar la selección de dichos lugares de un modo rápido y objetivo. Entre los criterios existentes para establecer estos lugares destaca la presencia (ver RAMÍREZ, 2000), que es una buena indicadora de la riqueza de otros taxones (especies paraguas) (ver KERR, 1997) como es el caso de las aves, y más particularmente de las falconiformes (SERGIO *et al*., 2004). La modelización de la riqueza permite también identificar áreas de distinto interés conservacionista, como áreas ricas en especies o taxones amenazados (EDWARDS *et al*., 1996). Los modelos de selección de hábitat suelen estar basados en que la intensidad de uso de un determinado hábitat por una especie, así como las densidades que alcance ésta, están relacionadas con la calidad y la capacidad de carga de ese hábitat (VAN HORNE, 1983; HOBBS & HANLEY, 1990). No obstante, estas dos asunciones pueden ser erróneas y no reflejar realmente la calidad de dicho hábitat. En la elección de una determinada zona por una especie animal no influyen sólo las características intrínsecas de la primera, sino también el nivel poblacional de la segunda, determinante del grado de utilización de zonas marginales o subóptimas (WIENS, 1976). En el caso particular de las falconiformes, su condición de depredadores y su gran capacidad de movimiento, unido a su plasticidad ecológica en algunos casos, les permite concentrarse en áreas subóptimas o con hábitats decididamente adversos. En

concreto, cuando una población posee unos efectivos globales bajos en toda o gran parte de su área de distribución, a causa de una persecución intensa durante un largo intervalo de tiempo, tenderá a acantonarse en los hábitats más favorables, quedando vacíos o poco poblados otros menos adecuados pero con capacidad de admitir efectivos mayores. Para estudios enfocados a la biología de la conservación, como son los de determinación de áreas importantes para las especies (CAUGHLEY, 1994; MORRISON *et al*., 1998; PEARCE & FERRIER, 2001), a menudo no es suficiente disponer de la distribución conocida. Si ésta es incompleta, las áreas con hábitats potencialmente buenos pueden presentar lagunas, al no tener en cuenta algunas zonas donde las especies probablemente se encuentren. Por tanto, es fundamental determinar la distribución probable a partir del análisis de distribución conocida (ROJAS *et al*., 2001). En el caso de las falconiformes, con poblaciones nunca abundantes y en ocasiones escasas, la mayoría ocupan áreas extensas y poseen una extraordinaria movilidad, por lo que habitualmente se requieren grandes esfuerzos para localizarlas, contarlas y describir con detalle sus relaciones con los hábitats (FULLER & MOSHER, 1987; MOSHER *et al*., 1987). Los estudios de hábitat han de ser planificados con cuidado, seleccionando con prudencia las variables a medir, evitando usar demasiadas, ya que pueden confundir su análisis e interpretación. Las variables del hábitat deben de ser significativas en términos de interés ecológico y conservacionista (FULLER, 1998).

Es muy importante tener en cuenta la escala espacial seleccionada de trabajo, ya que los factores que explican los procesos ecológicos suelen depender de dicha escala (WIENS *et al*., 1987; LITVAITIS *et al*. 1994; PRIBIL & PICMAN, 1997; MORRISON *et al*., 1998; ROTENBERRY & KNICK, 1999; MARTÍNEZ *et al*., 1999; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999; CARRETE *et al*., 2000; MITCHELL *et al*., 2001). Las poblaciones están influenciadas por complejas interacciones entre los diferentes fragmentos de hábitat y con el paisaje, por lo que estudios a diferentes escalas de análisis parecen ser el mejor camino para abordar su conocimiento (WIENS 1989; LEVIN, 1992). La correcta determinación de la escala (local, regional, biogeográfica) resultará clave en un análisis de selección de hábitat y en el desarrollo de un modelo (MITCHELL *et al*., 2001).

Como conclusión, es fundamental que en este tipo de estudios se especifiquen claramente las magnitudes geográficas usadas, escalas cartográficas, resolución espacial, período de tiempo, organización jerárquica y niveles de organización biológica analizados, así como la elección del método y la escala utilizada, acorde con las características ecoetológicas de la especie o especies estudiadas (LITVAITIS *et al*., 1994; MORRISON *et al*., 1998).

4. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS.

En el caso de la península Ibérica, existen carencias todavía muy notables en cuanto a estudios de selección de hábitat en numerosas falconiformes y en determinadas áreas geográficas, como es el caso de la tratada en el presente estudio.

En Galicia, la información disponible en cuanto a distribución, abundancia y otros aspectos de la bioecología de las falconiformes es muy limitada, existiendo carencias todavía muy notables. Son mencionables algunos trabajos sobre ecología trófica (ÁLVAREZ-ESCUDERO, 1983; MONTEAGUDO, 1987; SANTAMARINA-FERNÁNDEZ, 1991), aspectos parasitológicos y de mortandad (BARREIRO, 2001) y sobre algunas temáticas relacionadas con su estatus, abundancia y distribución en diferentes áreas (GUITIAN *et al*., 1991; SANTAMARINA-FERNÁNDEZ, 1991; PENAS-PATIÑO, 1994; ROMERO, 1995; S.G.H.N., 1995; PURROY, 1997; VIDAL & SALVADORES, 1998; MONTEAGUDO *et al*., 1999; MARTÍNEZ-MARIÑO *et al*., 2003; FERNÁNDEZ-CORDEIRO *et al*., 2003; MARTÍ & DEL MORAL, 2003; NERCELLAS & TABOADA, 2003; VÁZQUEZ-PUMARIÑO, 2003). Desde el punto de vista de comunidad, cabe citar el trabajo realizado en las sierras suroccidentales de Ourense (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000).

La presente Memoria está estructurada en ocho capítulos. El primero constituye una Introducción general y el segundo está dedicado a la descripción pormenorizada de las áreas de estudio. Los capítulos 3-7 plantean los siguientes objetivos principales:

Capítulo 3. Aportar información descriptiva sobre la comunidad de falconiformes en la provincia de Ourense, en relación a su diversidad, abundancia, densidad y estimas poblacionales, así como datos acerca de selección de hábitat. Su finalidad será la de servir de base para estudios más detallados, útiles para la conservación de sus poblaciones. En este capítulo se hace mención especial de las sierras suroccidentales de la provincia (Baixa-Limia), donde se muestreó de forma intensiva y donde además de abordar los aspectos señalados, se incidió en el conocimiento de la distribución local, estima de densidades, caracterización nidotópica, y alimentación de algunas especies forestales.

Capítulo 4. Analizar el estado de las poblaciones de Perdiz roja (*Alectoris rufa*), Liebre ibérica (*Lepus granatensis*) y Conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en las sierras suroccidentales de Ourense. Desarrollar patrones de distribución y selección de hábitat a nivel de macroescala en base a modelos predictivos multivariantes generados a partir de variables binomiales (presencia/ausencia) y de índices de abundancia.

Se discutirán las posibles repercusiones que sobre las falconiformes presentes tienen el estado de estas especies-presa, así como los conflictos existentes en la conservación de ambas,

estableciendo estrategias de gestión para las poblaciones de Perdiz roja, Conejo y Liebre ibérica en la Baixa Limia.

Capítulo 5. Caracterizar la comunidad de falconiformes en medios montanos del noroeste de la península Ibérica a lo largo de un ciclo anual. Analizar los patrones de selección de hábitat de caza específicos durante los períodos reproductivo y post-reproductivo. Discutir cómo influyen las variables ambientales analizadas en la presencia, abundancia y riqueza de las diferentes falconiformes en dichos períodos. Los patrones de selección de hábitat obtenidos pretenden constituir una herramienta para la gestión de las poblaciones en este tipo de medios. Se proponen medidas de conservación y manejo del hábitat que podrían favorecer a las falconiformes presentes.

Capítulo 6. Modelizar la selección de hábitat a dos escalas espaciales: LIC Baixa-Limia (características de las áreas de campeo en torno a las áreas de nidificación) y provincia de Ourense (características del área que ocupa la población), utilizando para ello dos técnicas de muestreo diferentes. Se discuten los patrones de selección de hábitat obtenidos analiza el efecto de la escala en la selección de hábitat por parte de éstas y evalúa la efectividad de las dos técnicas de censo empleadas para llevar a cabo dichos estudios. Igualmente se discuten las implicaciones y aplicaciones prácticas de estos modelos en la conservación de las rapaces diurnas en Ourense.

Capítulo 7. Analizar la situación del Águila real en la provincia de Ourense, así como sus patrones de distribución y de selección de hábitat. Predecir las áreas de distribución potencial a partir de datos de áreas de nidificación conocidas, actuales y antiguas, elaborando modelos cartográficos identificadores de las áreas de hábitat potencialmente más adecuado y prioritarias para la conservación.

Se analizan y discuten los problemas de conservación asociados a las limitaciones del propio medio y que pueden estar condicionando su capacidad de carga.

Capítulo 8. Presenta las conclusiones generales extraídas de los capítulos 3, 4, 5, 6 y 7.

5. BIBLIOGRAFÍA

ALEJO, I.; ÁLVAREZ, J.; DE RAMÓN, M. I.; FERRERO, M.; GONZÁLEZ, L.; REDONDO, N.; SOUTO, J. C. 1992. Zonas de especial interés (I, II, III). En, F. Vilas Martín (Direcc.): *Guía de la Naturaleza de Galicia,* pp. 961-1020. Faro de Vigo, Vigo.

ÁLVAREZ-ESCUDERO, E. J. 1983. *Contribución al estudio de la alimentación del Cernícalo Vulgar (Falco tinnunculus) en Galicia*. Tesina de licenciatura, Universidad de Santiago de Compostela.

BARREIRO, G. 2001. *Helmintofauna de las aves rapaces de Galicia.* Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. 1996. *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades*. Omega, Barcelona.

BEUTEL, T. S.; BEETON, R. J. & BAXTER, G. S. 1999. Building better wildlife-habitat models. *Ecography*, 22 (2): 219-223.

BIRD, D.; VARLAND, D. & NEGRO, J.(Eds.). 1996. *Raptors in human landscapes.* Academic Press, London.

BOJÓRQUEZ-TAPIA, L.; AZUARA, L. A.; EZCURRA, I. & FLORES-VILLEDA, O. 1995. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modelling. *Ecological Applications*, 5: 213-231.

BOSAKOWSKI, T. & SPEISER, R. 1994. Macrohabitat selection by nesting Northern Goshawks: implications for managing eastern forests. *Studies in Avian Biology,* 16: 46-49.

BUSTAMANTE, J. 1997. Predictive models for Lesser kestrel (*Falco naumanni*): distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation,* 80: 153-160.

BUSTAMANTE, J. & SEOANE, J. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than exisnting maps. *Journal of Biogeography*, 31: 295-306.

CADE, T. J.; ENDERSON, J. H.; THELANDER, C. G. & WHITE C. M. (Eds.) 1988. *Peregrine Falcon Populations. Their management and recovery.* The Peregrine Fund, Boise.

CAMPIÓN, D. 1996. La fragmentación de los ecosistemas mediterráneos y sus repercusiones en las rapaces. *Quercus*, 122: 22-24.

CARRETE, M; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. & CALVO, J. F. 2000. Breeding densities and habitat attributes of Golden eagles in southeastern Spain. *Journal Raptor Research,* 34 (1): 48-52.

CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63: 215-244.

CERASOLI, M. & PENTERIANI, V. 1996. Nest-site and aerial meeting point selection by Common Buzzards (*Buteo buteo*) in central Italy. *Journal Raptor Research,* 30 (3): 130-135.

CIENFUEGOS, E. 2001. *A problemática ambiental en Galicia.* Bahía Edicións, A Coruña.

CODY, M. L. 1985. *Habitat selection in birds.* Academic Press, Orlando.

COSTA, M.; MORLA, C. & SAINZ, H. (Eds). 1998. *Los Bosques Ibéricos*. Editorial Planeta, Barcelona.

CRAMP, S. & SIMMONS, K. L. 1980. *The Birds of the Western Paleartic*. *Vol. II.* Oxford University Press, Oxford.

DE LA CONCHA, I. 2002. La nueva PAC debe contemplar más medidas para el desarrollo rural. *La Garcilla,* 113: 28-30.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (Eds.) 1994. *Handbook of the Birds of the World*, Vol. 2. *New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona.

DIAMOND, A. W. & FILION, F. L. (Eds.) 1987. *The Value of Birds*. ICBN Technical Publication. Nº 6, Norwich.

DOMÍNGUEZ, J.; TAPIA, L. & ROMEU, M. 2000. *Estudio y gestión de la comunidad de grandes aves rapaces del Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés.* Convenio Consellería de Medio Ambiente-Universidad de Santiago. Informe Inédito.

DONÁZAR, J. A.; HIRALDO, F. & BUSTAMANTE, J. 1993a. 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.; NEGRO, J. J. & HIRALDO, F. 1993b. Foraging habitat selection, land-use changes amd population decline in the Lesser kestrel (*Falco naumanni*). *Journal of Applied Ecology*, 30: 515-522.

EDWARDS, T. C.; DESHLER, E. T.; FOSTER, D. & MOISEN, G. G. 1996. Adequacy of wildlife habitat relation models for estimating spatial distributions of terrestrial vertebrates. *Conservation Biology*, 10: 263-270.

EHRLICH, P. R.; DOBKIN, D. S. & WHEYE, D. 1997. Guía *para el observador de aves*. Omega, Barcelona.

FERNÁNDEZ-CORDEIRO, A.; BARCIELA-CASTRO, J.; PASTORIZA-BARREIRO, A. & ÁLVAREZ-GRAÑA, D. 2003. Fluctuacións nas densidades de miñato (*Buteo buteo*), Lagarteiro (*Falco tinnunculus*) e outras aves rapaces no sudoeste de Galicia. En, S. González (Coor.): *Actas do V Congreso Galego de Ornitología*, pp. 107-118. Sociedade Galega de Historia Natural, Santiago de Compostela.

FERRER, M. 1993. *Águila Imperial.* Quercus, Madrid.

FERRER, M. & HARTE, M. 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1359-1364.

FERRER, M. & JANSS, G. F. E. (Eds.) 1999. *Aves y líneas eléctricas, colisión, electrocución y nidificación.* Quercus, Madrid.

FIELDING, A. H. & HAWORTH, P. 1995. Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology*, 9 (6): 1466-1481.

FRANCO, A. M. A.; BRITO, J. C. & ALMEIDA, J. 2000. Modelling habitat selection of Common Cranes (*Grus grus*) wintering in Portugal using multiple Logistic regression. *Ibis*, 142: 351-358.

FULLER, M. R. & MOSHER, J. A. 1987. Raptor survey techniques. En, B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds.): *Raptor management techniques manual,* pp. 215-237. National Wildlife Federation, Washington, D.C.

FULLER, M. 1998. Técnicas de censos y análisis de hábitats. Biología y conservación de rapaces diurnas amenazadas. En, B. U. Meyburg; R. D. Chancellor & J. J Ferrero (Eds.): *Holartic birds of prey. Proceedings of an international conference*, pp. 24-26. WWGBP, ADENEX, Badajoz.

FURNESS, R. W. & GREENWOOD, J. J. D. (Ed.) 1993. *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman & Hall, London.

GARZÓN, J. 1993. Proyecto 2001: Conservando la naturaleza mediante el desarrollo rural. *El Campo. Espacios naturales protegidos*, 128: 217-228.

GIL SÁNCHEZ, J. M.; MOLINO GARRIDO, F. & VALENZUELA SERRANO, G. 1996. Selección de hábitat de nidificación por el Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola*, 43 (2): 189-197.

GONZÁLEZ, L. M.; BUSTAMANTE, J. & HIRALDO, F. 1992. Nesting habitat selection by the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation*, 59: 45-50.

GRAHAM, R. T.; REYNOLDS, R. T.; REISER, M. H.; BASSETT, R. L. & BOYCE, D. A. 1994. Sustaining forest habitat for the northern goshawk: a question of scale. *Studies in Avian Biology*, 16: 12-17.

GUITIÁN, J.; BERMEJO, T.; BAS, S.; FONTENLA, J.; BERMEJO, I; ECTOR, L. & CRAPPE, I. 1991. 1991. Datos sobre la situación del Águila real (*Aquila chrysaetos*) en Galicia. En, A. Fernández-Cordeiro & J. Domínguez (Eds.): *Actas do Primeiro Congreso Galego de Ornitoloxía,* pp. 75-78. Universidade de Santiago de Compostela.

HEREDIA, B. 1998. Biología y conservación de rapaces diurnas amenazadas. En, B. U. Meyburg; R. D. Chancellor & J. J. Ferrero (Eds.): *Holartic birds of prey. Proceedings of an international conference,* pp. 24-26. WWGBP, ADENEX, Badajoz.

HERNÁNDEZ, 2003. El futuro del quebrantahuesos en los Pirineos. *Quercus*, 203: 24-29.

HIRZEL, A. 2001. *Linking landscape amd population ecology for large population management modelling: the case of Ibex (Capra ibex) in Switzerland.* Tesis Doctoral, Universidad de Lausanne.

HOBBS, N. T. & HANLEY, T. A. 1990. Habitat evaluation: do use/availability data reflect carrying capacity?. *Journal of Wildlife Management,* 54 (4): 515-522.

JABER, C. & GUISAN, A. 2001. Modelling the distribution of bats in relation landscape structure in a temperate mountain environment. *Journal of Applied Ecology*, 38 (6):1169-1181.

JONES, J. 2001. Habitat selection in Avian Ecology: A critical review. *Auk*, 118 (2): 557-562.

JOHNSTON, C. A. 1998. *Geographic Information Systems in Ecology.* Blackwell Science, Oxford.

KERR, J. T. 1997. Species richness, endemism and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology,* 11: 1094-1100.

KOCHERT, M. N. 1986. *Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat.* En, A. Y. Cooperidder (Eds.): *Raptors,* pp. 313-349. U.S. Department of the interior. Bureau of Land Management, Boise.

LEVIN, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology,* 73: 1943-1967.

LITVAITIS, J. A.; TITUS, K. & ANDERSON, E. M. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. En, T. A Bookhout (Ed.): *Research and management techniques for wildlife and habitats*, pp. 254-271. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.

MANEL, S.; DIAS, J. M.; BUCKTON, S. T. & ORMEROD, S. J. 1999. Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. *Journal of Applied Ecology*, 36: 734-747.

MARTÍ, R. & DEL MORAL, J. C. (Eds.) 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

MARTÍNEZ, J, A.; LÓPEZ, G.; FALCO, F; CAMPO, A. & DE LA VEGA, A. 1999. Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) 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 (2): 205-212.

MARTÍNEZ-MARIÑO, J. M.; SIERRA-ABRAÍN, P & SÁNCHEZ-QUINTAS, M. 2003. Evolución de la población nidificante de Águila Real (*Aquila chrysäetos*) en Galicia (1998-2002). En, S. González (Coor.): *Actas do V Congreso Galego de Ornitología*, pp. 119-124. Sociedade Galega de Historia Natural, Santiago de Compostela.

McLEOD, M. A.; BELLEMAN, B. A.; ANDERSEN, D. E. & OEHLERT, G. W. 2000. Red-shouldered hawk nest site selection in north-central Minnesota. *Wilson Bull*etin, 112 (2): 203-213.

MITCHELL, M. S.; LANCIA, R. A. & GERWIN, J. A. 2001. Using landscape-level data to predict the distribution of birds on a managed forest: effects of scale. *Ecological Applications*, 1 (6):1692-1708.

MLADENOFF, D. J.; SICKLEY, T. A.; HAIGHT, R.G. & WYDEVEN, A. P. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the Northern great lakes region. *Conservation Biology*, 9: 279-294.

MONTEAGUDO, A. 1987. Notas sobre alimentación del Halcón peregrino en el NO de España. *Mustela,* 3: 30-39.

MONTEAGUDO, A.; GARCÍA, J. L. & CARREGAL, X, M. 1999. Situación del Halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en A Coruña (NO España): población reproductora, distribución y amenazas. *Chioglossa*, 1: 15-21.

MORRISON, M. L.; MARCOT, B. G. & MANNAN, R. W. 1998. *Wildlife-Habitat Relationships. Concepts and Applications.* University of Wisconsin Press, Madison.

MOSHER, J. A.; KIMBERLY, T. & FULLER, M. R. 1986. Developing a practical model to predict nesting habitat of woodland hawks. En, J. Verner; M. L. Morrison. & C. J. Ralph (Eds.): *Modeling habitat relationships for terrestrial vertebrates*, pp. 31-35. University of Wisconsin Press, Wisconsin.

MOSHER, J. A.; TITUS, K. & FULLER, M. R. 1987. Habitat sampling, measurement and evaluation. En, B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds): *Raptor management techniques manual,* pp. 81-97. National Wildlife Federation, Washington, D.C.

NAVES, J.; WIEGAND, T.; REVILLA, E. & DELIVES, M. 2003. Endagered species constrained by natural and human factors: the case of Brown bears in northern Spain. *Conservation Biology,* 17 (5): 1276-1289.

NERCELLAS, M & TABOADA, J. 2003. Sobre as poboacions de *Circus pygargus* e *Circus cyaneus* no norleste da provincia de Pontevedra e nos seis LICs presentes. En, S. González (Coor.): *Actas do V Congreso Galego de Ornitología*, pp. 97-105. Sociedade Galega de Historia Natural, Santiago de Compostela.

NEWTON, I. 1979. *Population ecology of Raptors*. T & A. D. Poyser, London.

NEWTON, I. 1980. The role of food in limiting bird numbers. *Ardea,* 68: 11-30.

NEWTON, I. 1985. Future prospects for raptors in Europe. En, C. Senner; C. White & J. Parrish (Eds.): *Raptor Conservation in the next 50 years,* pp. 4-9. Raptor Research Reports, nº 5.

NEWTON, I. 1991. Population limitation in birds of prey: a comparative approach. En, C. M. Perrins, J. D. Lebreton, & G. J. M. Hirons (Eds): *Bird Populations Studies. Relevance to Conservation and management.* pp. 3-21. Oxford Ornithology Series, Oxford.

NEWTON, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press, London.

ONTIVEROS, D. 1999. Selection of nest cliffts by bonelli´s eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southern Spain. *Journal Raptor Research*, 33 (2): 110-116.

OSBORNE, P. E. & TIGAR, B. J. 1992. Interpreting bird atlas data using models: an example from Lesotho, Southern Africa. *Journal of Applied Ecology*, 29: 55-62.

PALMA, L.; BEJA, P & RODRIGUES, M. 1999. The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution. *Journal of Applied Ecology*, 36: 812-824.

PEARCE, J. & FERRIER, S. 2001. The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biological Conservation,* 98: 33-43.

PENAS-PATIÑO, X. M. 1994. Aproximación a densidade dalgunhas aves de rapina en Galicia. *Braña*, 1: 73-90.

PETTY, S. J. 1998. *Ecology and Conservation of Raptors in Forests*. Bulletin 118. TSO, London.

PINO, D. 1992. Ordenación del territorio. En, F. Vilas Martín (Direcc.): *Guía de la Naturaleza de Galicia,* pp. 941-960. Faro de Vigo, Vigo.

PORTELLI, P. 1994. Large- Scale shooting of raptors in Maltese Islands. En, B. U, Meyburg & R. D. Chancellor (Eds.): *Raptor conservation today*, pp. 193-194. Pica Press, Mountfield.

PRECEDO, A. & SANCHO, J. (Direcc.) 2001. *O Medio natural.* Secretaría Xeral de Planificación e Desenvolvemento Comarcal. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.

PRIBIL, S. & PICMAN, J. 1997. The importance of using the proper methodology and the spacial scale in the study of habitat selection by birds. *Canadian Journal of Zoology*, 75: 1835-1844.

PURROY, F. (Ed.). 1997. *Atlas de las Aves de España (1975-1995).* Lynx Edicions, Barcelona.

RAMÍREZ, A. 2000. Utilidad de las aves como indicadores de la riqueza específica regional de otros taxones. *Ardeola,* 47 (2): 221-226.

RATCLIFFE, D.A. 1993. *The Peregrine Falcon*. T & A. D. Poyser, London.

RISEBROUGH, R. W. 1994. Toxic Chemicals and Birds of prey: discussions in Berlin in 1992. En, B. U, Meyburg & R. D. Chancellor (Eds.): *Raptor conservation today*, pp. 685-692. Pica Press, Mountfield.

RITTER, M. W. & SAVIDGE, J. A. 1999. A predictive model of weatland habitat use on Guam by endangered Mariana Common Moorhens. *Condor,* 101: 282-287.

ROJAS, A. B.; COTILLA, I.; REAL, R. & PALOMO, L. J. 2001. Determinación de las áreas probables de distribución de los mamíferos terrestres en la provincia de Málaga. *Galemys,* 13: 217-229.

ROMERO, R. J. 1995. Censo de Águila real (*Aquila chrysaetos*) en Galicia durante el período 1990-1992. En, I. Munilla & J. Mouriño (Eds.): *Actas do II Congreso Galego de Ornitoloxía*, pp. 61-76. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.

ROTENBERRY, J. T. & KNICK, S. T. 1999. Multiscale habitat associations of the sage sparrow: implications for conservation biology. *Studies in Avian Biology*, 19: 95-103.

ROBINSON, S. K. 1991. Effects of habitat fragmentation on midwestern raptors. In, *Proc. Midwestern raptor management symposium and workshop*, pp 195-202. Natl. Wildl. Fed. Washington. D. C.

RUSHTON, S. P.; ORMEROD, S. J. & KERBY, G. 2004. New paradigms for modelling species distributions?. *Journal of Applied Ecology,* 41: 193-200.

RYKIEL, E. J. R. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90 (1): 229-244.

SALAMOLAR, M. 1997. Utilisation de l´espace par le Busard cendré *Circus pygargus*. *Alauda*, 65 (4): 307-320.

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.

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.

SANTAMARINA-FERNÁNDEZ, J. 1991. Algunos datos sobre la densidad y alimentación de las aves rapaces del Río Ulla (Pontevedra-Coruña). En, A. Fernández-Cordeiro & J. Domínguez (Eds.): *Actas do Primeiro Congreso Galego de Ornitoloxía,* pp. 79-82. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.

SAUROLA, P. 1985. Persecution of raptors in Europe assessed by Finnish and Swedish ring recovery data. En, I. Newton & R. D. Chancellor (Eds.): *Conservation studies on raptors*, pp. 539-548. ICBP, Cambridge.

S.G.H.N. 1995. *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II*. Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela.

SHAW, D. M. & ATKINSON, S. F. 1990. An introduction to the use of Geographic informaton systems for ornithological research. *Condor,* 92: 564-570.

SELAS, V. 1997a. Nest site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. *Journal Raptor Research,* 31 (1): 16-25.

SEOANE, J. & BUSTAMANTE, J. 2001. Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología*. 15: 9-21.

SEOANE, J. 2002. *Cartografía predictiva de la distribución de aves terrestres: un estudio piloto en Andalucía occidental.* Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.

SERGIO, F.; MARCHESI, L. & PEDRINI, P. 2004. Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicador and top predator. *Journal of Biogeography,* 31: 619-628.

S.G.H.N. 1995. *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II*. Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela.

SIMBERLOFF, D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management *passé* in the landscape era?. *Biological Conservation,* 83: 247-257.

SMITH, R. N.; ANDERSON, S. H.; CAIN, S. L. & DUNK, J. R. 2003. Habitat and nes-site use by Red-Tailed Hawks in nortwestern Wyoming. *Journal Raptor Research,* 37 (3): 219-227.

STEENHOF, K.; KOCHERT, N. M. & MCDONALD, T.L. 1997. Interactive effects of prey and weather on Golden eagle reproduction. *Journal of Animal Ecology*, 66: 350-362.

SUÁREZ-SEOANE, S.; OSBORNE, P. E. & ALONSO, J. C. 2002. Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology,* 39: 755-771.

SUTHERLAND, W. J. 2000. *The conservation handbook. Research, management & policy*. Blackwell Science, London.

TUCKER, G. M. & EVANS, M. I. 1997. *Habitat for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment.* Cambridge, U.K.: Birdlife International.

VAN HORNE, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal Wildlife Management* 47 (4): 893-901.

VARGAS, J. 2002. *Alerta cinegética*. Otero Ediciones, Málaga.

VÁZQUEZ-PUMARIÑO, X. 2003. Distribución, estima poblacional e nidificación da Aguia calzada (*Hieraaetus pennatus* Gmelin,, 1788) en Galicia (NW España). En, S. González, (Coor.): Actas *do V Congreso Galego de Ornitología*, pp. 125-129. Sociedade Galega de Historia Natural, Santiago de Compostela.

VIDAL, C. & SALVADORES, R. 1998. Situación actual e estatus do Miñato Abelleiro. *Pernis apivorus* en Galicia. *IV Congreso Galego de Ornitoloxía*, Nigrán.

WIENS, J. A. 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Syst*ematics, 7: 81-120.

WIENS, J. A. 1989. *The Ecology of Bird Communities*. Cambridge University Press, Cambridge.

WIENS, J. A.; ROTENBERRY, J. T. & VAN HORNE, B. 1987. Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos*, 48: 132-147.

ZUBEROGOITIA, I. 2002. *Ecoetología de las rapaces nocturnas de Bizkaia*. Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

CAPÍTULO 2

ÁREAS DE ESTUDIO

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1. PROVINCIA DE OURENSE.

1.1. Delimitación.

La provincia de Ourense pertenece a la Comunidad Autónoma de Galicia, tiene una superficie de 7.280 km^2 y se encuentra incluida en el uso 29T (proyección UTM) (Figura 1). Limita al norte con Lugo, sirviendo en parte los ríos Miño y Sil como frontera entre ambas provincias, al oeste con Pontevedra, entre sí separadas por la sierra do Suido y Montes do Testeiro, al este con León y Zamora y al sur y suroeste con Portugal (Figuras 1 y 2).

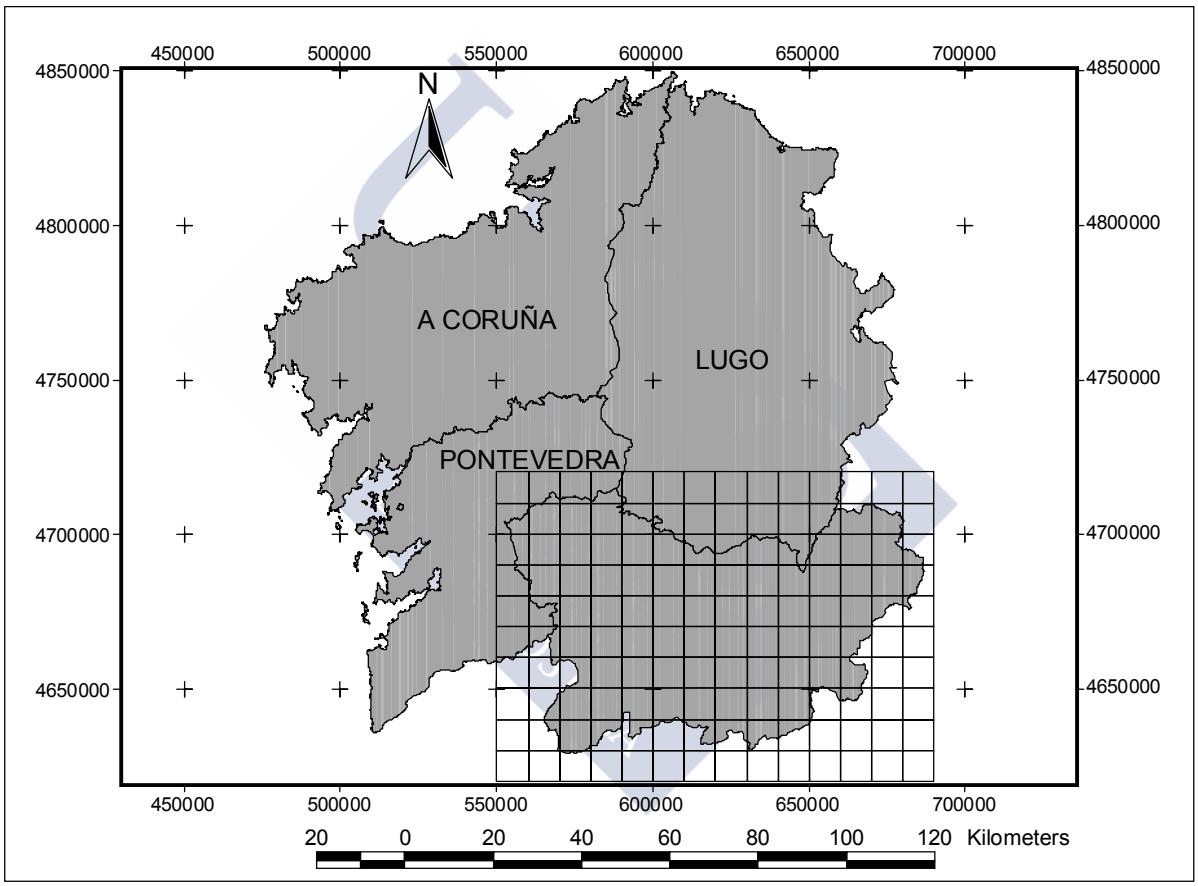

Figura 1. *Mapa de Galicia con la proyección UTM y retícula de 10 x 10 km en la provincia de Ourense.*

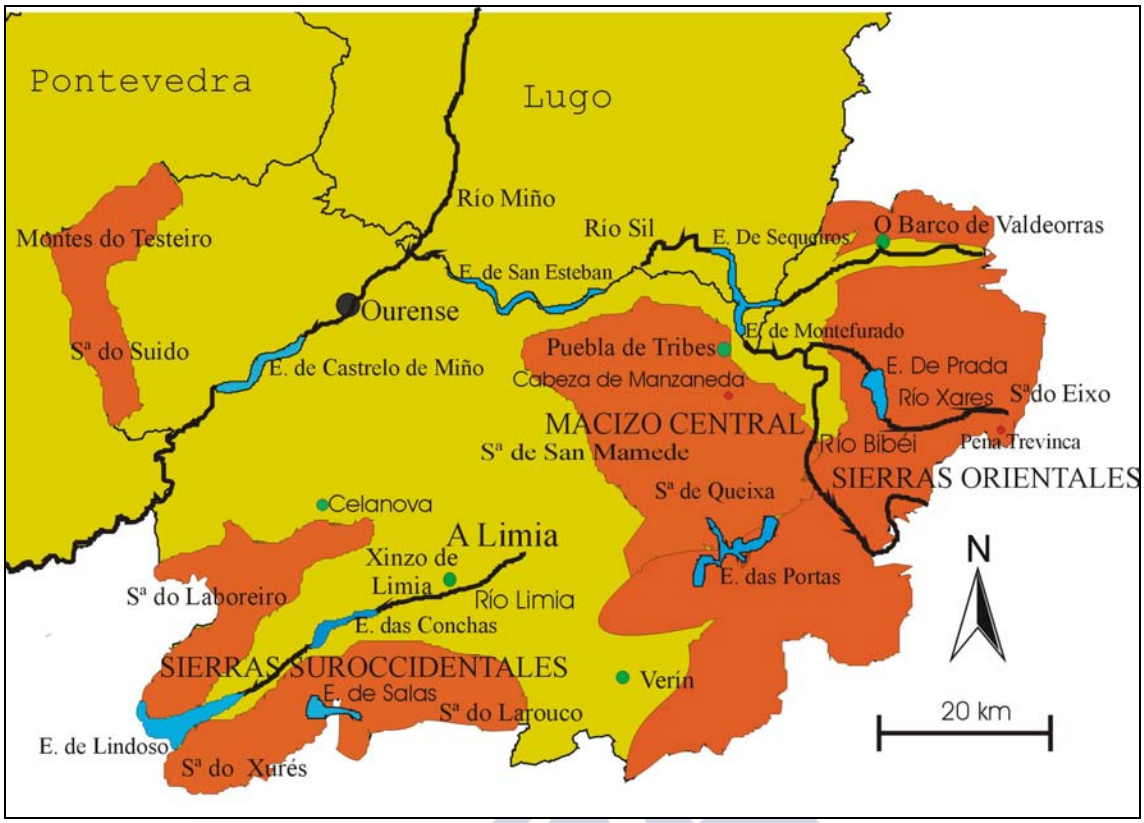

Figura 2. *Mapa de la provincia de Ourense con los principales núcleos de población, ríos, embalses y áreas de montaña con altitudes superiores a 800 m (en rojo).*

1.2. Aspectos climáticos.

Galicia, y particularmente Ourense, presenta una compleja morfología que compartimenta el territorio y crea ambientes climáticos singulares a meso y microescala. Esta heterogeneidad climática condiciona las características de la orografía, los tipos de suelos, tapiz vegetal y las actividades humanas (CARBALLEIRA & RETUERTO, 1992), rompiendo con la imagen de uniformidad que se asocia al noroeste peninsular.

En Galicia, la región Eurosiberiana ocupa aproximadamente las cuatro quintas partes del territorio, mientras que la Mediterránea ocupa el resto y se restringe geográficamente a la parte más suroriental del territorio, fundamentalmente en Ourense y sureste de Lugo (Figura 3). Cada una de estas regiones tiene un tipo de vegetación característico, siendo en términos climáticos la principal diferencia entre ambas la mayor irregularidad en las precipitaciones y la existencia de un período de sequía estival en la Mediterránea (RETUERTO & CARBALLEIRA, 1992)

Ourense se encuentra en una zona de transición entre el clima oceánico y el mediterráneo. Recibe, en general, mucho menor porcentaje de precipitaciones que el resto de

Galicia, ya que los vientos del suroeste procedentes del Atlántico descargan gran parte de su humedad al chocar con la dorsal gallega. Sólo al llegar a las sierras orientales de esta provincia encuentran otro obstáculo, descargando allí parte de su humedad, en ocasiones en forma de nieve. Finalmente penetran, muy desecados, en la meseta central ibérica.

Bioclimáticamente tres ambientes principales se pueden diferenciar en Ourense (MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999): 1) montañas, 2) valles y 3) fosas tectónicas.

La tipología de ecosistemas montanos se basa principalmente en la altitud, y con ella la variación de las condiciones climáticas. Los valores de precipitación en estos ambientes están a su vez muy condicionados por la orografía (CARBALLEIRA & RETUERTO, 1992; MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999). El clima de las montañas ourensanas está ligeramente continentalizado, con una precipitación elevada y de distribución irregular a lo largo del año, que se produce en ocasiones en forma de nieve en el período invernal. En estas sierras orientales y surorientales, las precipitaciones derivadas de fenómenos tormentosos se producen durante la primavera y el verano, pudiendo paliar de modo eficaz el estiaje (CARBALLEIRA & RETUERTO, 1992; MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999).

En el interior de Galicia, los valles fluviales juegan un papel distinto a los de la costa, estableciéndose característicos fenómenos climatológicos, donde las condiciones térmicas difieren de una vertiente a otra y, sobre todo, respecto a la de su contorno próximo (CARBALLEIRA & RETUERTO, 1992; MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999). Uno de los fenómenos más característicos de estos escenarios es el de las inversiones térmicas y sus consiguientes nieblas de estancamiento.

En cuanto a las fosas tectónicas del sudeste gallego, éstas presentan una mayor continentalidad, plasmada en su mayor amplitud térmica. Sin embargo, existen diferencias biogeográficas entre ellas, en función de sus propiedades y diferente localización latitudinal, longitudinal y altitudinal.

En Galicia las precipitaciones superan en gran parte del año las pérdidas de agua del suelo por evapotranspiración. Sin embargo, en algunas zonas de Ourense el periodo estival es largo y caluroso, superando la evapotranspiración a las precipitaciones (CARBALLEIRA & RETUERTO, 1992; MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999). En los valles de los ríos Miño, Sil y Limia, el déficit hídrico llega a 400 mm y puede durar 5 ó 6 meses. En cuanto a la precipitación anual acumulada, existe una gran variabilidad provincial, desde cantidades inferiores a 600 mm anuales en las cuencas fluviales del Miño y el Sil, a más de 1.600 mm en algunas zonas de montaña como el Macizo Central (Figura 4).

En toda Galicia también se observa una gradación termométrica desde la zona occidental a la oriental. Así, los valores de amplitud térmica anual aumentan a medida que nos

alejamos de la costa. En Ourense las zonas más cálidas y termófilas son los valles fluviales de los grandes ríos (Miño, Sil y Limia), siendo las zonas de alta montaña del Macizo Central, las sierras limítrofes con Castilla-León (Serra do Eixo y Serra Calva), así como las sierras fronterizas suroccidentales de Laboreiro, Xurés, Pena y Larouco las zonas más frías, con temperaturas medias anuales que en ocasiones no superan 8º C (Figura 5). La mayor amplitud térmica también se da en estos sistemas montañosos (CARBALLEIRA & RETUERTO, 1992; MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999).

Figura 3. *Regiones biogeográficas presentes en Galicia.*

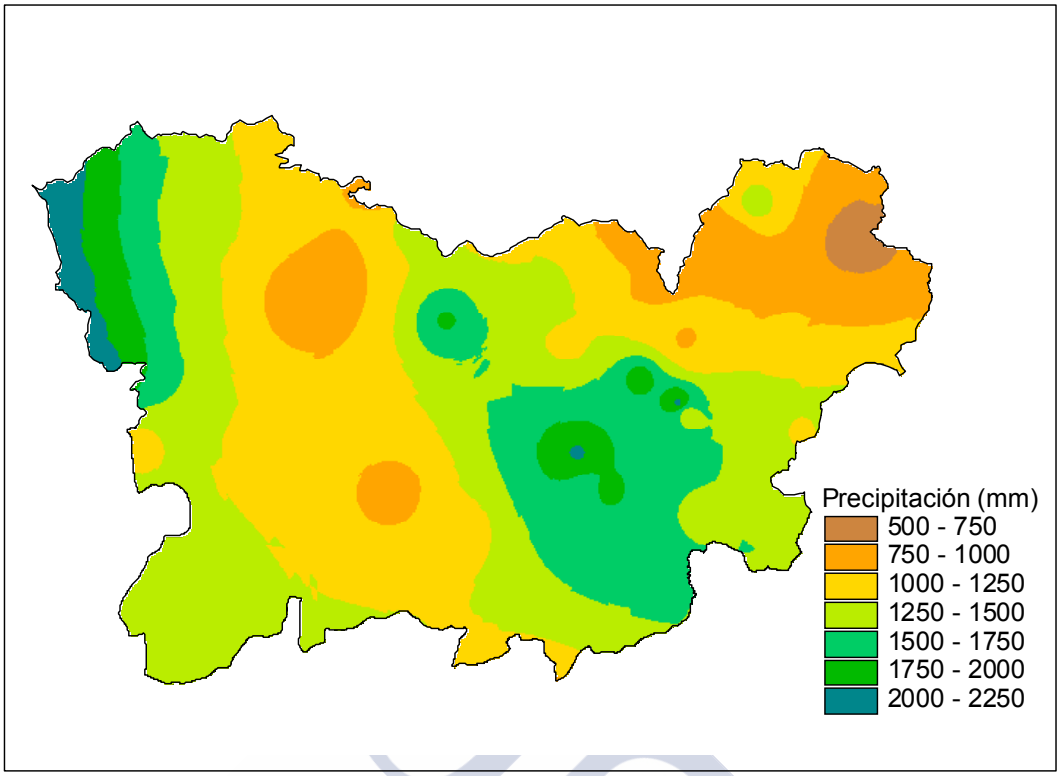

Figura 4. *Precipitación anual media en Ourense (fuente: CARBALLEIRA et al., 1983).*

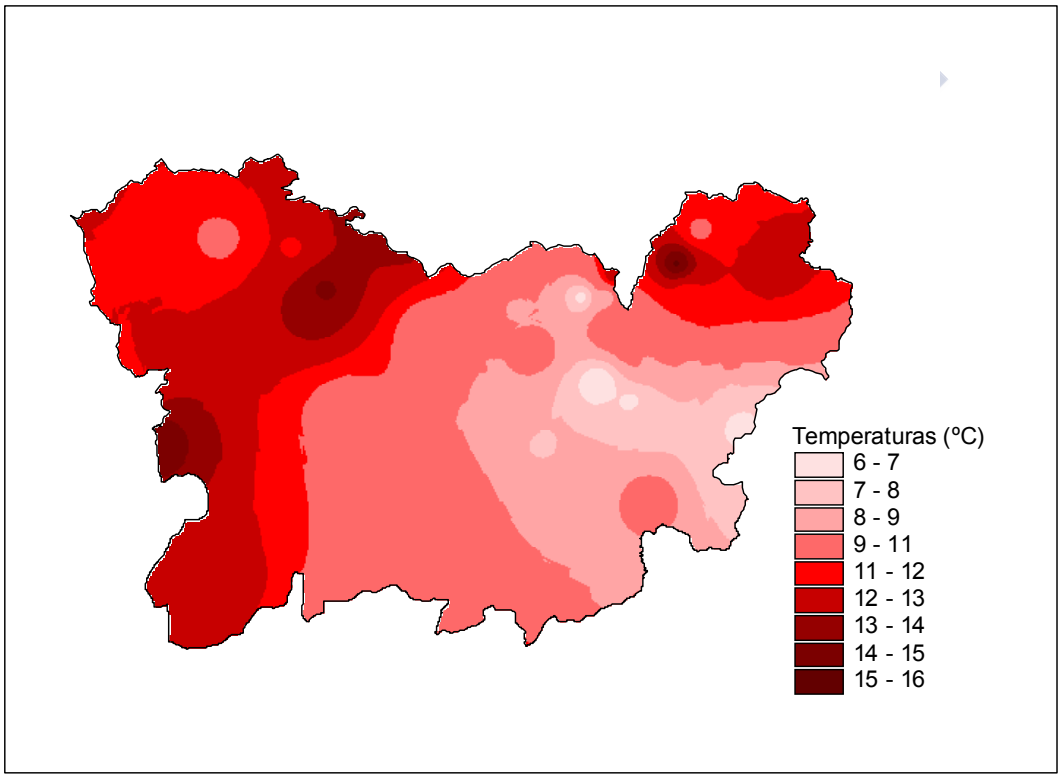

Figura 5. *Temperatura media anual en Ourense (fuente: CARBALLEIRA et al., 1983).*

1.3. Orografía.

El origen de las montañas galaicas tuvo lugar a finales del período Primario, en la orogenia herciniana, con la posterior transformación del actual relieve gallego y ourensano. Otro factor que influyó en la transformación de este relieve fue la sucesión climática y la influencia del glaciarismo, confirmada por la presencia de morrenas y depósitos periglaciares en algunas de sus sierras (ALEJO *et al.,* 1992).

El sustrato geológico en la provincia es muy diverso, como en el resto de Galicia, con una amplia variedad de tipos de rocas. Destacan desde un punto de vista litológico los granitos, pizarras y filitas, éstas últimas dominando sobre todo el cuadrante nororiental (MACIAS & CALVO, 2001).

La orografía gallega es bastante accidentada, aunque con un relieve en general suave. Ourense es la provincia más montañosa, ubicada en el sector suroriental del Macizo Galaico, donde se encuentran parte de las grandes sierras que conforman un complejo laberinto. Presenta un relieve de grandes contrastes, con áreas hundidas (O Bolo, A Rúa, Valdeorras), valles (A Limia, Maceda) y bloques levantados (Macizo Central, Serra Segundeira, Serra do Eixe) donde se encuentran los niveles más abruptos de Galicia, formando una barrera que la separa de la meseta castellana.

Dentro del Macizo Central, la Serra de Queixa ofrece un marcado contraste entre el sector central y los bordes, donde cambia la morfología debido a la presencia de los cauces fluviales, principalmente del Sil y Bibei. En el sector occidental se encuentran la Serra do Suido y Montes do Testeiro, pertenecientes a la Dorsal Gallega, compartidas con la provincia de Pontevedra. En el cuadrante suroccidental se encuentran las denominadas sierras meridionales, cinturón montañoso de mediana altitud que separa Ourense del territorio luso y cuyas sierras más importantes son las del Xurés, Laboreiro y Larouco. En el área centro occidental de Ourense se encuentra una gran extensión montañosa, el denominado Macizo Central, integrando principalmente por las Sierras de San Mamede y Queixa, con cumbres cercanas a 2.000 m. Las máximas altitudes de Ourense y Galicia se encuentran en el sector oriental, limítrofe con León y Zamora, albergando la Serra do Eixo la cumbre más elevada de Galicia, Pena Trevinca, con 2.124 m (Figura 2).

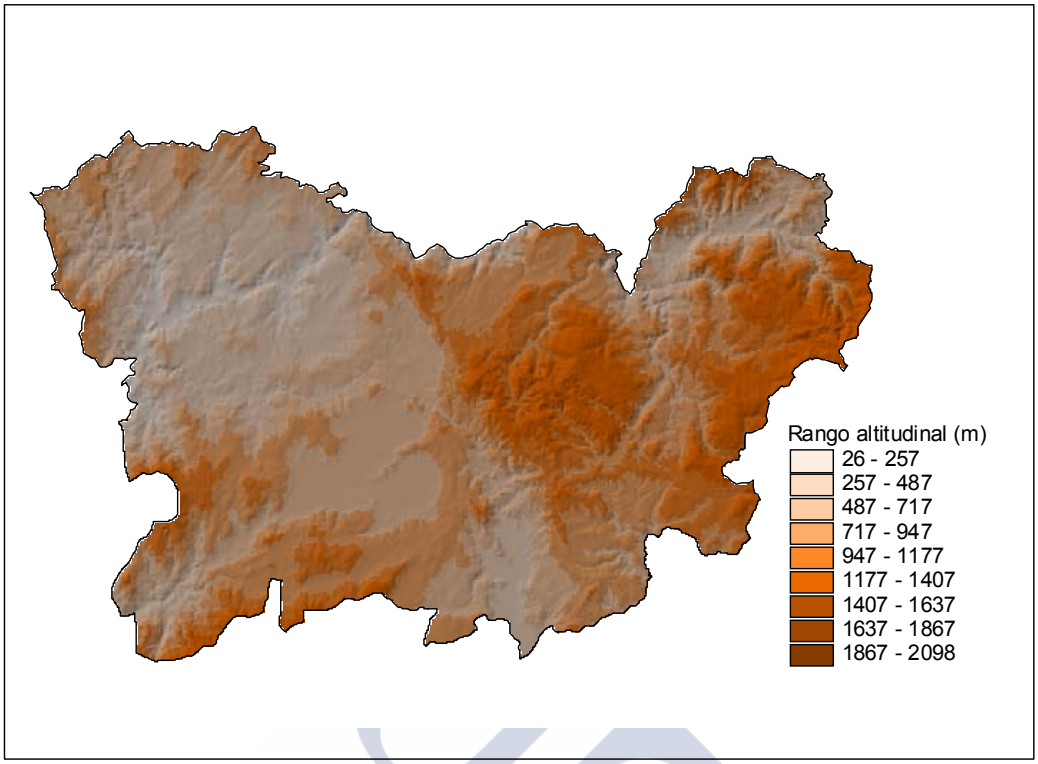

Figura 6. *Mapa de relieve de Ourense (se indica el gradiente altitudinal en m).*

1.4. Flora y vegetación.

Aunque antiguamente abundaban en Galicia los bosques mixtos, con el Roble (*Quercus sp.*) como especie dominante, a partir de la romanización, con la aparición de la agricultura intensiva, se produjeron grandes cambios en la cubierta vegetal (COSTA *et al*., 1998). En Ourense desde un punto de vista corológico podemos diferenciar una región Eurosiberiana y una región Mediterránea. La Región Eurosiberiana comprende la Provincia Cantabro-Atlántica, que a su vez incluye el Sector Galaico-Portugués. En cuanto a la Región Mediterránea, engloba a la Provincia Carpetano-Ibérico-Leonesa, que incluye a los Sectores Orensano-Sanabriense y Sector Lusitano-Duriense (IZCO, 1987).

En cuanto a los bosques naturales, las avellanedas (*Luzulu henrsquesii sylvaticae*) se encuentran principalmente en el macizo de Trevinca e Invernadeiro. Junto al Avellano (*Corylus avellana*), otras especies presentes son el Acebo (*Ilex aquifolium*), Tejo (*Taxus baccata*) y Serval de los cazadores (*Sorbus aucupari*).

Los abedulares característicos son los seriales montanos (*Holco mollis-betuletum celtibericae*), con presencia dominante de *Betula pubescens celtiberica*, aunque no faltan *Quercus robur, Castanea sativa* e *Ilex aquifolium*. En estratos inferiores existe una mayor

iluminación y un estado degenerativo de estos bosques por la existencia de arbustos como *Erica arborea, Cytisus* sp*, Genista florida*.

Los Melojares de *Quercus pyrenaica* componen los bosques más extensos y frecuentes en Ourense. En esta provincia se dan los denominados Melojares mediterráneos (IZCO, 1987), diferenciándose los Melojares bercianos (*Genisto falcatae-Quercetumm pyrenaicae*), ubicados en gran parte de la cuenca del Sil, y los melojares orensano-sanabrienses (*Holco mollis-Quercetum pyrenaicae*), presentes en el resto del territorio (COSTA *et al*., 1998).

En cuanto a los encinares destacan los lusitanos (*Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae*) limitados a parte del subsector Orensano. Ocupan los niveles bajos de la red del río Sil, desde León hasta la confluencia con el Miño, donde se dan los climas más suaves del piso mesomediterráneo y horizonte inferior del supramediterráneo.

Las "Carballeiras" más frecuentes en Ourense son las montanas (*Vaccinio myrtilli* -Quercetum roboris), presentes en el sector Galaico-Portugués, con *Quercus robur* como especie característica.

Los bosques riparios están ligados a suelos profundos de fondo de valle con alguna influencia freática. En la actualidad quedan reducidos a fajas lineales a lo largo de los cauces. En el piso colino son frecuentes los bosques mixtos con base florística más o menos común de *Alnus glutinosa, Betula pubescens celtiberica, Salix atrocinerea y Frangula alnus* entre otros, y en el estrato herbáceo, *Senecio nemorensis bayonensis, Osmunda regalis y Carex broteriana*. En el sector Galaico-Portugués se deja sentir más fuertemente la influencia mediterránea, haciéndose más frecuentes el Fresno (*Fraxinus angustifolia*) y *Galium broterianum* (IZCO, 1987).

Debido a un proceso de siglos de deforestación, ha habido una transformación de las etapas seriales leñosas, desplazadas por cultivos y praderíos. Los terrenos más agrestes están dedicados en gran parte del territorio orensano a la producción maderera, sobre todo de *Pinus pinaster y P. sylvestris*, este último en zonas serranas más frías.

La superficie de bosque en Ourense con porcentajes de cobertura superiores o iguales al 60% presenta una superficie de 2.837 km^2 (ver Tabla 1).

Coeficiente de cobertura	**Superficie/km^2**
≥ 60% Cubierta interrumpida	2.837
≥ 70% Cubierta interrumpida	2.509
≥ 80% Cubierta continua	1.677
≥ 90% Cubierta continua	762

Tabla 1. *Superficie de bosque con diferentes coberturas en Ourense (D.G.C.N., 2000).*

Los matorrales presentes, se diferenciarán en tres grandes tipos (IZCO, 1987):

1) Tojales-Brezales, 2) Piornales y escobales y 3) Jarales pringosos.

1) En los ambientes mediterráneos la presencia de tojales es anecdótica y condicionada a algún factor puntual. Por el contrario, el paisaje se basa en brezales, siendo dominantes *Erica australis aragonensis y Calluna vulgaris.* Las comunidades más frecuentes son las pertenecientes a la asociación *Pterosparto-Ericetum aragonensis*, que comprende matorrales densos altos dominados por *Erica australis aragonensis*, con coberturas habitualmente superiores al 75% y con acompañamiento notable de *Pterospartum tridentatum*. Como corresponde a una asociación muy extendida, se diversifica por causa de los contactos con otras comunidades o por causas climáticas o edáficas.

Los incendios reiterados son responsables de la falta de recuperación a etapas más estables y complejas, llegándose a la degradación de los suelos y a la degradación de este matorral en las fases iniciales. El área de *Erica australis* con *Pterospartum tridentatum* es típicamente orensano-sanabriense por encima de los 650 (700) m (piso supramediterráneo). Este espacio pertenece de forma prioritaria al dominio de los melojares: *Genisto falcatae-Quercetum pyrenaicae* y sobre todo, de la *Holco mollis-Quercetum pyrenaicae*. En el Macizo de Trevinca, por encima de 1.800 m, se da un brezal bajo con *Erica umbellata, Calluna vulgaris* y *Genista sanabrensis.*

2) En Ourense podemos encontrar otras formaciones de matorrales, como son los piornales y escobonales (*Cytisus* sp*; Genista* sp); destacando los piornales del piso montano medio y alto en las principales sierras, por encima de los 1.000 m.s.n.m. Se trata de comunidades de orla forestal de gran cobertura, por lo que sus estratos inferiores son pobres, aunque frecuentemente están abiertas y se desarrolla un estrato herbáceo que puede ser muy rico. En este sentido, destacar que en algunas zonas montanas de Galicia existe un particular sistema de dehesa a partir de escobas y piornos, muy empleado por la ganadería de montaña.

3) Los jarales (*Cistus* sp) como respuesta a veranos más xéricos se desarrollan en los valles del Sil y Támega. Estos matorrales se encuadran en el Sector Orensano-Sanabriense, aunque no se extienden por la totalidad del mismo. En el subsector Orensano quedan restringidos a los niveles bajos del valle del Sil, allí donde son posibles los encinares y los alcornocales, teniendo su techo en 600 m.s.n.m., aunque en algunas laderas soleadas pueden ascender hasta 900 m.s.n.m.

Estos jarales ourensanos, aunque están dominados por la Jara, llevan otros componentes del matorral mediterráneo, entre ellos *Helichrysum stoechas, Thymus mastichin* y, en menor medida, *Cistus salvifolius* y *Genista hystrix*.

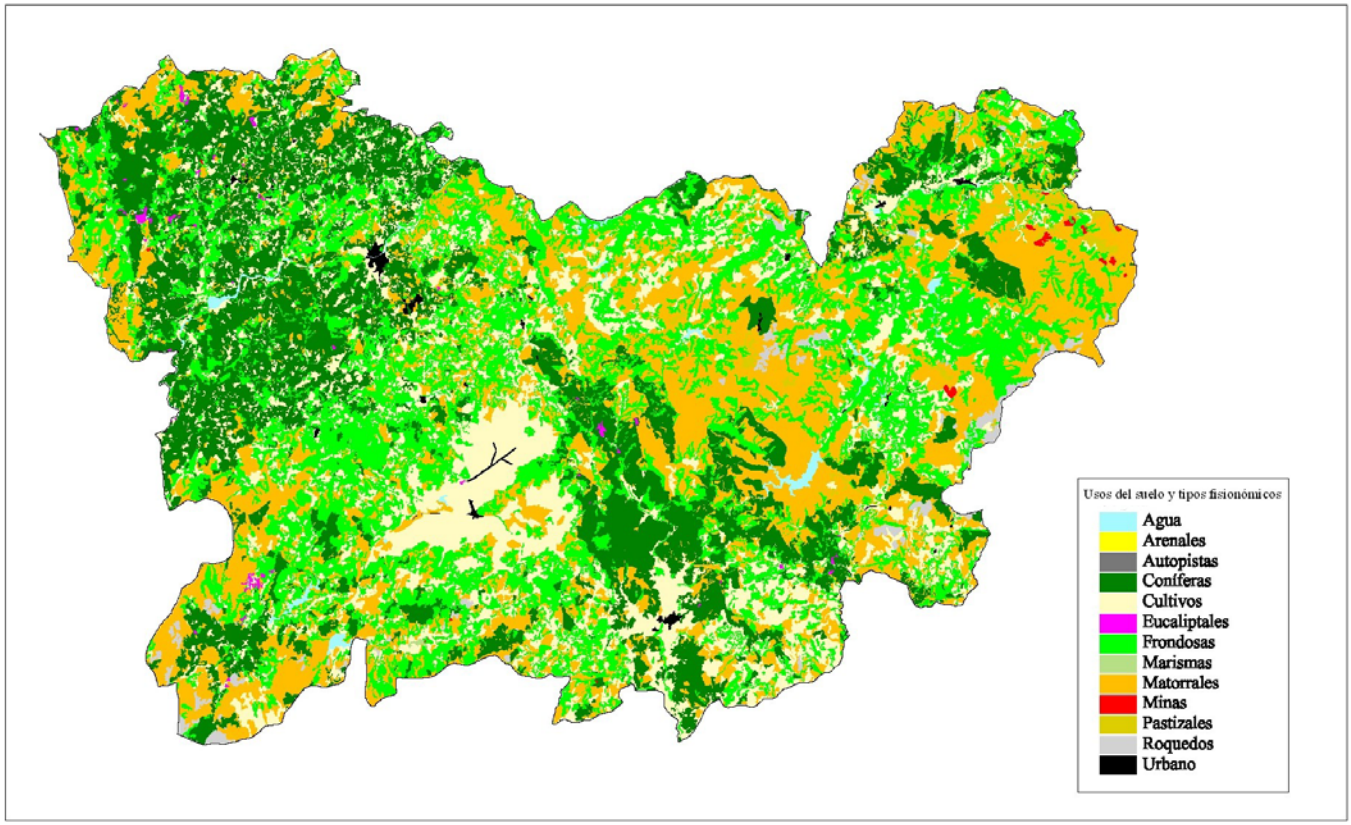

Figura 7. *Mapa con los diferentes usos del suelo y tipos fisionómicos en la provincia de Ourense. (fuente: D.G.C.N., 2000).*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

1.5. Demografía humana y problemática medioambiental.

La población de Ourense censada en 2003 era de 342.213 habitantes (INE, 2003). Se trata de una población principalmente rural, encontrándose extraordinariamente dispersa. La densidad de población es relativamente baja (47 habitantes/km^2) e inferior a la media española. Tan sólo la capital tiene una población superior a 100.000 habitantes, presentando los demás ayuntamientos valores generalmente comprendidos entre 1.000 y 5.000 habitantes. Sólo Verín, O Carballiño, O Barco de Valdeorras y Xinzo de Limia superan 10.000 habitantes.

Entre los problemas medioambientales más destacados que afectan a la geografía ourensana se encuentran la erosión del suelo, achacable en gran medida a los incendios forestales, prácticas agrícolas y silvícolas inadecuadas, infraestructuras viarias y minería a cielo abierto (PINO, 1992). En cuanto a las transformaciones en el medio agro-forestal e impactos asociados, destacan las concentraciones parcelarias, iniciadas hacia 1950, que introdujeron cambios muy profundos e irreversibles como la desecación de la Laguna de Antela (VILLARINO *et al*., 2002). Esta concentración todavía sigue amenazando y degradando muchas áreas.

2. SIERRAS SUROCCIDENTALES (BAIXA-LIMIA).

2.1. Delimitación.

El área total de estudio abarcó unas 44.000 ha, incluidas las 33.920 ha que ocupa el Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) Baixa-Limia. Dentro de este LIC se encuentra el Parque Natural Baixa-Limia-Serra do Xurés, de 20.920 ha (Figura 8).

En el presente estudio se denominará como Baixa-Limia a dicha área total y como LIC Baixa-Limia cuando se haga referencia únicamente a la superficie de éste.

El LIC Baixa-Limia fue propuesto por la Xunta de Galicia (Orden 28 de octubre de 1999), para su inclusión en la Red Natura 2000, al amparo de la Directiva 92/43/CEE y es fronterizo con el Parque Nacional portugués de Peneda-Gêrés. Recientemente gran parte del territorio de este LIC ha sido propuesto como Zona de especial protección para las aves (ZEPA) (DOGA 72/2004). Esta nueva ZEPA (código ES0000376) abarca una superficie de 31.287 ha.

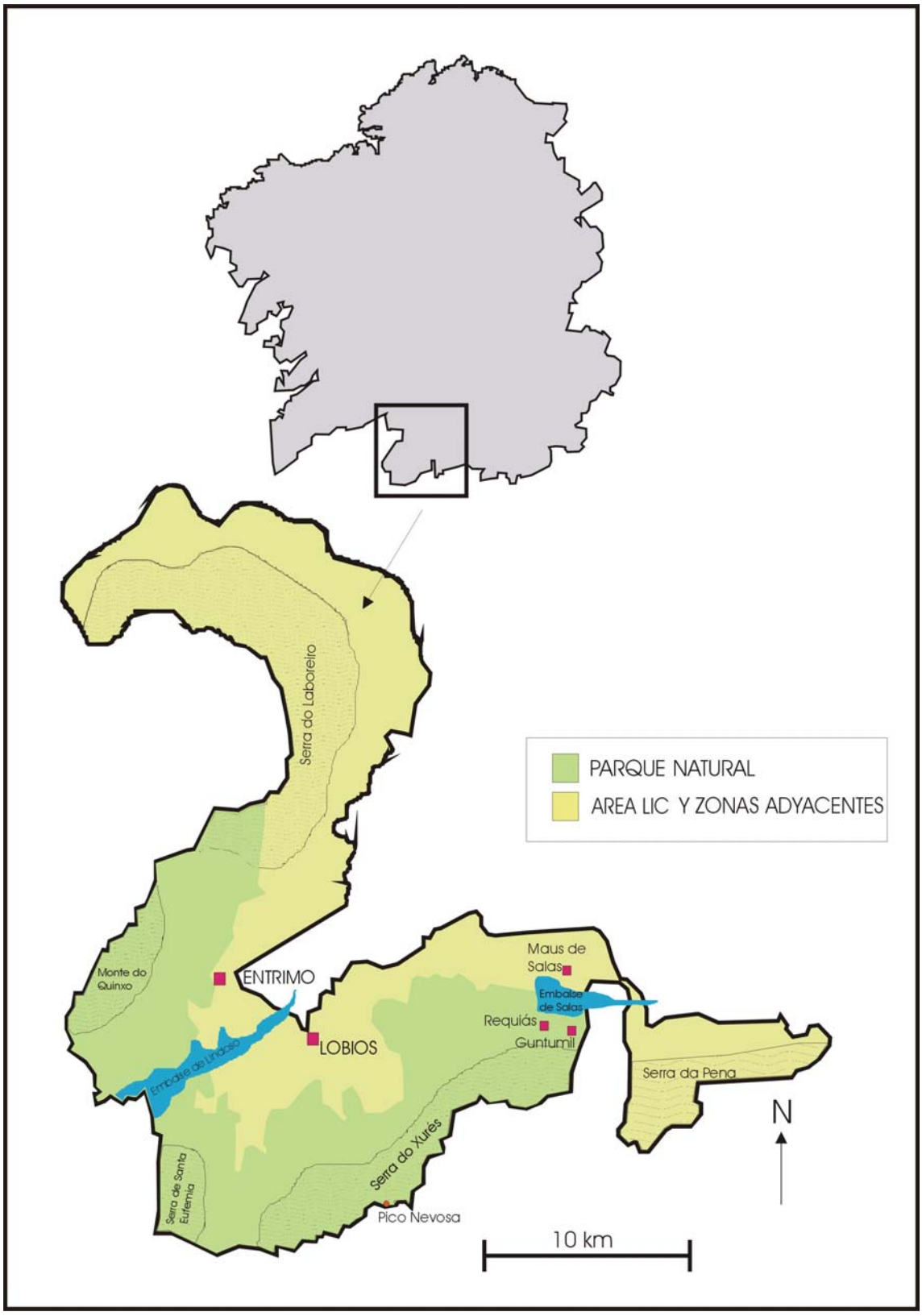

Figura 8. *Zona de estudio en las sierras suroccidentales de Ourense (Baixa-Limia).*

2.2. Aspectos climáticos.

De acuerdo con la clasificación de ALLUE (1966), en el área de estudio aparecen definidas dos regiones fitoclimáticas: una más o menos coincidente con el subsector Miñense, correspondiente al tipo Mediterráneo subhúmedo de tendencia atlántica, y otra, que incluye las zonas de mayor altitud coincidentes con el sector Xuresiano-Queixense, de tipo Mediterráneo subhúmedo de tendencia centroeuropea. De acuerdo con la clasificación bioclimática de RIVAS-MARTÍNEZ (1997), existe un macroclima templado oceánico submediterráneo, es decir, una variante de macroclima templado en el que, al menos durante un mes de estío, la precipitación es inferior a dos veces y media la temperatura.

El incremento de altitud acusado, desde la base a las cumbres más altas supera un desnivel de más de 1.200 m, trae consigo una disminución de la temperatura. Mientras en zonas altas de las sierras del entorno de la Baixa-Limia las nevadas son frecuentes durante el invierno y primavera, en las cotas inferiores, sobre todo en aquellas con exposición topográfica favorable, la nieve está ausente.

La temperatura media anual es de 8-12 ºC, siendo la precipitación anual acumulada de 1.200-1.600 mm, con fuerte estacionalidad pluviométrica e importante déficit hídrico durante el período estival (MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999). De acuerdo con el índice de termicidad, la zona baja se ubicaría en el piso colino, mientras que las áreas de mayor altitud corresponderían al piso montano, fenómeno reflejado en las características de la vegetación presente en ambos pisos.

2.3. Orografía.

La zona de estudio se encuentra enclavada en la comarca de la Baixa-Limia, resultado de la deformación de la penillanura premioceánica (GÓMEZ, 1996). Esta deformación se produjo durante el plegamiento alpino y dio origen a la depresión del río Limia, una especie de corredor que quedó hundido entre dos zonas elevadas (GÓMEZ, 1996). Estas dos zonas elevadas corresponden por el lado oriental de la cuenca del Limia a la Serra da Pena y Xurés, mientras que por el lado occidental están representadas por los Montes de Santa Eufemia, Quinxo y la serra de Laboreiro.

En la Baixa-Limia existe una gran diferencia altitudinal, con zonas de unos 300 m de altitud en el embalse de Lindoso y cumbres que sobrepasan 1.500 m.s.n.m. La altura máxima se alcanza en el pico Nevosa (1.539 m.s.n.m.); situado en la Serra do Xurés. Dos características orográficas destacan: el relieve particularmente abrupto en la Serra do Xurés y Santaeufemia, con presencia de barrancos y cantiles, y la extensión que presenta el piso montano, por encima

de 800 m.s.n.m., que constituye aproximadamente el 65 % de la superficie de la zona de estudio (Figura 9).

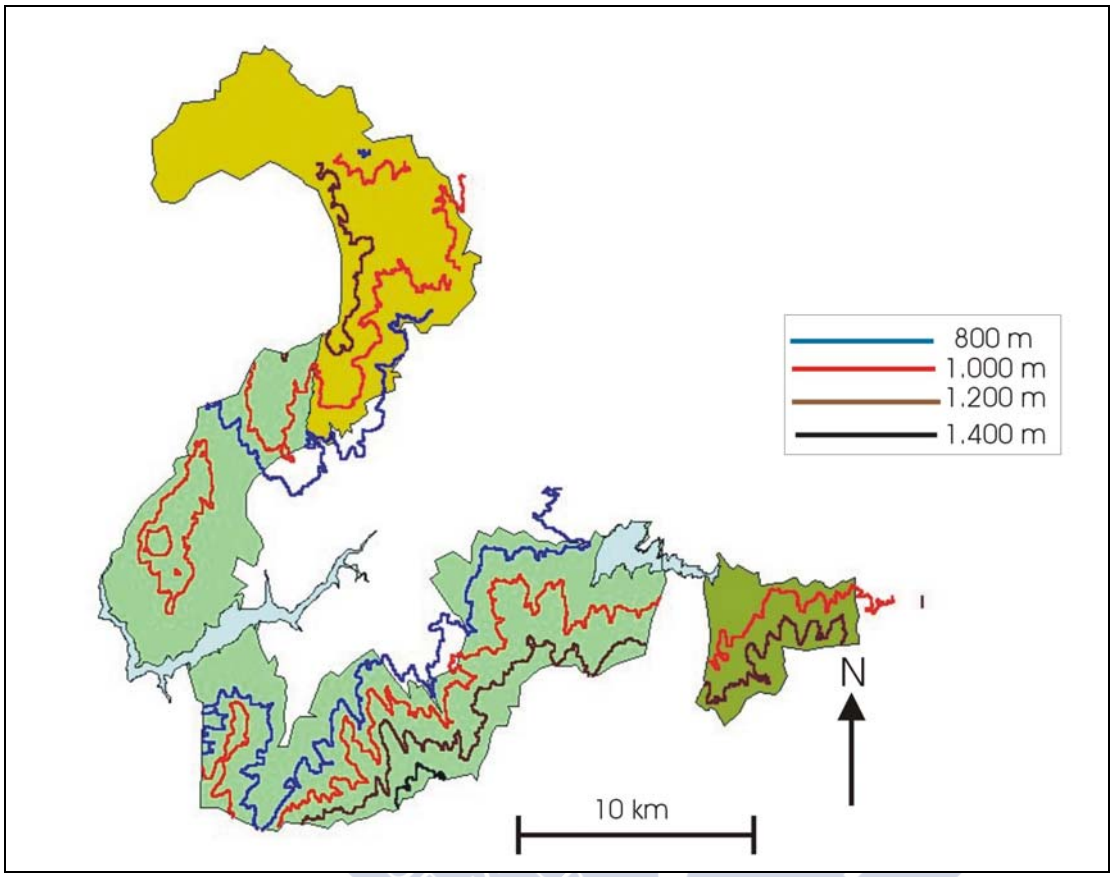

Figura 9. *Mapa de curvas de nivel en el LIC Baixa-Limia.*

2.4. Flora y Vegetación.

Fitogeográficamente contactan los sectores galaico-portugués y orensano-sanabriense (IZCO, 1996). El primero se extiende por la mayoría del área de estudio, Parque Natural y Serra de Laboreiro, mientras que el sector orensano-sanabriense ocupa la Serra da Pena. Dentro del sector galaico-portugués confluyen dos subsectores: el xuresiano-queixense, mayoritario, y el miñense, el cual forma una pequeña cuña que penetra a lo largo de la parte baja de la cuenca del río Limia. Esta ubicación biogeográfica determina la existencia de una vegetación climácica potencial que, en función del uso humano, se encuentra sustancialmente modificada.

La ubicación biogeográfica de la Baixa-Limia contribuye en gran medida a la diversidad de la flora en este territorio. Éste constituye un lugar de encuentro entre la región Mediterránea y la Eurosiberiana, es decir, existe flora de carácter mediterráneo y otra cuya distribución es básicamente eurosiberiana. Otro grupo de plantas lo constituye aquellas que presentan su

óptimo en zonas de transición entre estas dos grades regiones (*Erica australis aragonensis, Polygala microphylla o Pterospartum tridentatum*).

Existe flora termófila presente en la Baixa-Limia (*Cytisus salviifolius, Arbutus unedo, Quercus suber)*, introducida siguiendo el cauce del río Limia y sus afluentes y que se mezcla con la vegetación de procedencia atlántica. Por el contrario, desde el interior de la Península se introduce otro grupo de taxones mediterráneos, resistentes al frío y que se sitúan en las zonas más montañosas.

Los taxones eurosiberianos que llegan a la Baixa-Limia son resistentes al frío y a las heladas tardías de primavera, caso del Tejo (*Taxus baccata*) y están situados en zonas de montaña, generalmente por encima de la cota de 1000 m.s.n.m. En muchos casos quedan relegados al entorno de los arroyos de montaña, donde la humedad edáfica está garantizada. Otro grupo de taxones, cuyas poblaciones más extensas se encuentran en la proximidad de la costa, no admiten oscilaciones térmicas tan acusadas. Es el caso del Tojo (*Ulex europaeus*), que no alcanza las zonas de topografía plana en la Serra do Xurés (1300 m.s.n.m.). Por encima y debajo de estas cotas las pendientes son muy fuertes, existe una gran erosión y el resultado es que los suelos son muy secos para este tojo, que es sustituido por *Erica australis*. *Ulex europaeus* es sin embargo abundante en el norte, donde la topografía es mucho más alomada y suave.

La Tabla 2 resume la extensión e importancia porcentual de las diferentes unidades de vegetación reconocidas en el Tercer Inventario Forestal Nacional (D.G.C.N., 2000) y en el EEA (European Environment Agency), 1997-1999. En el verano de 1998 se produjo un incendio importante, que afectó aproximadamente a unas 5.000 ha del Parque Natural, en su mayoría áreas de matorral de la zona occidental de la Serra do Xurés y Serra de Santaeufemia, así como a zonas boscosas aledañas al embalse de Lindoso. En este sentido, cabe citar que la mayoría de los muestreos realizados en las zonas montanas fueron realizados con anterioridad al citado incendio.

En cuanto a los tipos fisonómicos de vegetación presentes, destacan por su extensión las formaciones de matorral, que representan un 60 % de la extensión del LIC Baixa-Limia, suponiendo las formaciones boscosas el 28 % del total (Tabla 2).

La vegetación arbórea potencial dominante en lo constituirían las "carballeiras atlánticas", con Roble (*Quercus robur*) que comparte territorio con el Melojo (*Quercus pyrenaica*) (PULGAR *et al.*,1997; PULGAR, 1999; PULGAR, 2003). Debido a la degradación de estas formaciones, principalmente propiciada por los incendios forestales de las últimas décadas, los bosques han sido sustituidos por medios más simplificados, como formaciones arbustivas, conservándose aquellos en la mayoría de los casos como pequeñas masas relictas y fragmentadas. Éstas aparecen asociadas en muchas ocasiones a cursos de agua de montaña, conocidas como "Corgas".

En cuanto a otras formaciones boscosas, destacar las masas de coníferas de repoblación, que constituyen la mayor parte del estrato arbóreo existente dentro de los límites del área de estudio. Las características estructurales de estos pinares son muy variadas, existiendo desde zonas de repoblación de bajo porte a otras de bosque maduro. Las especies dominantes son *Pinus pinaster* y *P. sylvestris,* éste segundo localizado fundamentalmente en las zonas más montanas y frías. En cuanto a los eucaliptales, no forman extensiones monoespecíficas importantes, siendo más frecuente la presencia de *Eucalyptus globulus* en bosques mixtos con coníferas de repoblación, sobretodo con *P. pinaster*. También hay masas boscosas mixtas, constituidas por frondosas autóctonas, coníferas de repoblación e incluso *Eucalyptus*, siendo cambiante la aportación de cada uno de estos grupos, aunque predominando generalmente la de coníferas.

El incremento de la altitud acusado desde la base (340 m.s.n.m.) a las más altas cumbres de la Serra do Xurés (1.550 m) trae consigo una disminución de la temperatura. Algunas especies de matorral poseen adaptaciones a todo el intervalo de altitud, como son *Erica cinerea, E. umbellata y Pterospartum tridentatum*. Para otras, la disposición en intervalos concretos de altitud es muy evidente.

Formación vegetal	Frondosas	Coníferas	Bosques mixtos	Matorral	Roquedos	Cultivos	Embalses
Superficie (ha)	927,94	7.860,50	579,57	20.385,04	1458,78	1.520,47	933,12
%	2,75	23,34	1,72	60,55	4,33	4,51	2,77

***Tabla 2**. Superficie e importancia porcentual de los diferentes medios en el LIC Baixa-Limia (Fuente: D.G.C.N., 2000 y EEA (European Environment Agency), 1997-1999. CORINE Land Cover).*

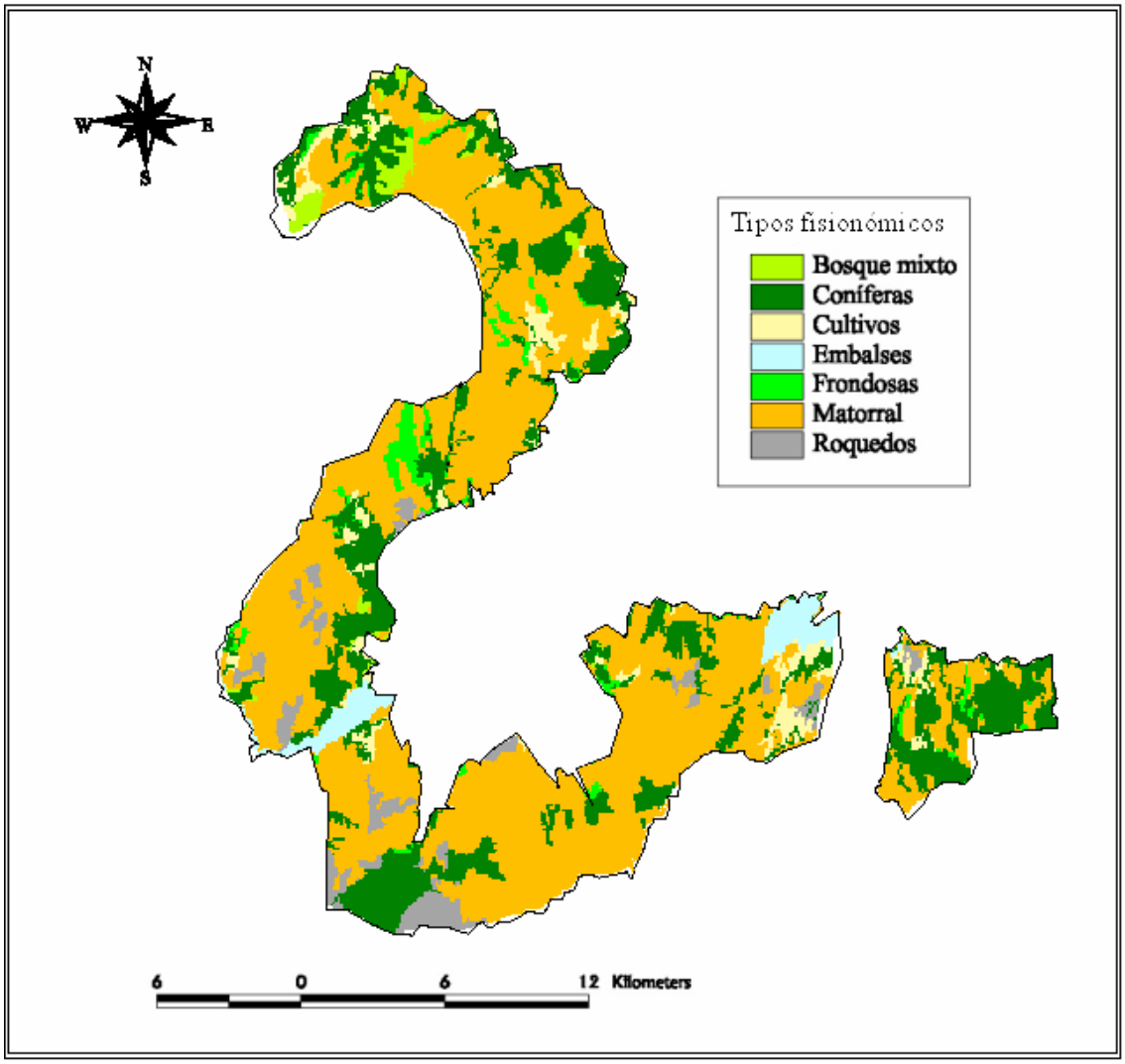

Figura 10. *Mapa con los diferentes tipos fisionómicos en el LIC Baixa-Limia.*
(Fuente: D.G.C.N., 2000 y EEA (European Environment Agency), 1997-1999. CORINE Land Cover).

3. BIBLIOGRAFÍA

ALEJO, I.; ÁLVAREZ, J.; DE RAMÓN, M.I.; FERRERO, M.; GONZÁLEZ, L.; REDONDO, N.; SOUTO, J. C. 1992. Zonas de especial interés (I, II, III). En, F. Vilas Martín (Direc.): *Guía de la Naturaleza de Galicia,* Tomo IV. pp. 962-1020. Faro de Vigo, Vigo.

ALLUE, A. J. L. 1966. Subregiones fitoclimáticas de España. I.F.I.E. Ed. Ministerio de Agricultura, Madrid.

CARBALLEIRA, A.; DEVESA, C.; RETUERTO, R.; SANTILLANA, E. & UCIEDA, F. 1983. *Bioclimatología de Galicia*. Fundación Pedro Barrié de la Maza, La Coruña.

CARBALLEIRA, A. & RETUERTO, R. 1992. El clima de Galicia. En, F. Vilas Martín (Direc.): *Guía de la Naturaleza de Galicia,* Tomo II. pp. 261-280. Faro de Vigo, Vigo.

COSTA, M.; MORLA JUARISTI, C. & SAINZ OLLERO, H. (Eds). (1998). *Los Bosques Ibéricos*. Editorial Planeta, Barcelona.

D.G.C.N. (Dirección General de Conservación de la Naturaleza). 2000. Tercer Inventario Forestal Nacional (1.997-2.006): Galicia.

EEA, 1997-1999. *CORINE Land Cover*. European Environmental Agency, ETC/LC, European Topic Centre on Land Cover, Technical Guide.

GÓMEZ, G. 1996. La Limia: Geografía física, humana y económica. En, F. Rodríguez (Ed.): *Galicia. Geografía. Vol. XX*, pp. 22-107. Ed. Hércules, A Coruña.

IZCO, J. 1987. Galicia. En, M. Peinado Lorca & S. Rivas-Martínez (Eds.): *La vegetación de España,* pp. 387-422. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.

IZCO, J. 1996. Fitogeografía: origen y distribución de la flora gallega. En, F. Rodríguez (Ed.): *Galicia. Geografía. Vol. XVII*, pp. 206-227. Ed. Hércules, A Coruña.

MACIAS, F. & CALVO, R. 2001. *Atlas de Galicia. Los suelos*. Xunta de Galicia.

MARTÍNEZ-CORTIZAS, A. & PÉREZ-ALBERTI, A. 1999. *Atlas Bioclimático de Galicia*. Xunta de Galicia.

PINO, D. 1992. Ordenación del territorio. En, F. Vilas Martín (Direcc.): *Guía de la Naturaleza de Galicia,* pp. 941-960. Faro de Vigo, S. A. Vigo.

PULGAR, I. 1999. *La vegetación de la Baixa-Limia y Sierras del entorno*. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

PULGAR, I. 2003. *Guía de la flora del Parque Natural Baixa-Limia Serra do Xurés*. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de GaliciaPULGAR, I.; ORTIZ, S. & RODRÍGUEZ-OUBIÑA, J. 1997. *Estudo da Flora e Vexetación da zona de ampliación do Parque Natural Baixa-Limia e Serra do Xurés.* Informe Inédito. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

RETUERTO, R. & CARBALLEIRA, A. 1992. El efecto del clima sobre la vegetación. En, F. Vilas Martín (Direc.): *Guía de la Naturaleza de Galicia,* Tomo II. pp. 300-281. Faro de Vigo, Vigo.

RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1997. Clasificación bioclimática de la Tierra. Itinera Geobot. 10, León.

VILLARINO, A., GONZÁLEZ, S. & BARCENA, F. 2002. *Vertebrados da Limia, dende a Lagoa de Antela ós nosos días. Tomo 1*. Limaia Produccions.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

CAPÍTULO 3

LA COMUNIDAD DE FALCONIFORMES DE LA PROVINCIA DE OURENSE, CON MENCIÓN ESPECIAL PARA SUS SIERRAS SUROCCIDENTALES

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1. INTRODUCCIÓN

Una de las prioridades de la ecología de comunidades estriba en el modo en que las agrupaciones de especies están distribuidas en la naturaleza y en las formas en que estas agrupaciones pueden ser influidas, o causadas, por interacciones interespecíficas y por las fuerzas físicas del medio ambiente que las rodea (BEGON *et al*., 1996). Delimitar un grupo de organismos que permita la aplicación de una metodología uniforme representa en si un problema, dada la gran diversidad de requerimientos ecoetológicos por parte de grupos incluso aparentemente homogéneos, como sería el caso de las falconiformes. En el presente capítulo el acotamiento de la comunidad responde a un criterio taxonómico y ecológico, como en otros estudios de esta naturaleza, entendiendo por comunidad una agrupación de poblaciones de especies que se presentan juntas en el espacio y el tiempo.

Las falconiformes presentan unas relaciones filogenéticas estrechas dentro del Orden (DEL HOYO *et al*., 1994), conformando un grupo de predadores relativamente homogéneo y bien diferenciado ecológicamente de otros grupos animales. Estas aves muestran en general dificultades para su estudio y muestreo, dadas sus bajas densidades, hábitos huidizos, nidificación en áreas muchas veces poco accesibles y gran movilidad (KOCHERT, 1986; FULLER & MOSHER, 1987).

La estructura, composición, abundancia, distribución espacial y uso del hábitat de las comunidades de falconiformes han sido objeto de estudio, tanto a nivel del continente europeo (SOLONEN, 1993, 1994; SAPORETI *et al*., 1994; entre otros), como en otras regiones del mundo (THIOLLAY, 1985; LEHMAN *et al*., 1998; HERREMANS & HERREMANS, 2001; KRUGËR *et al*., 2002; entre otros). En el contexto de la península Ibérica, se han llevado a cabo estudios de comunidades sobre todo en ambientes mediterráneos (VALVERDE, 1967; AMORES, 1979; VEIGA, 1985; VERDEJO, 1991; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; SÁNCHEZ-ZAPATA, & CALVO, 1999). Sin embargo, estos estudios son más escasos en la región Eurosiberiana (ZUBEROGOITIA, 2002) o en áreas de transición entre ésta y la Mediterránea.

Los estudios destinados a conocer la distribución, estatus y otros aspectos relacionados con la ecología de las falconiformes son fundamentales como base para la realización de acciones de manejo destinadas a favorecer su conservación (NEWTON, 1979; MEYBURG & CHANCELLOR, 1992; MARTÍ & DEL MORAL, 2003). A nivel ibérico estos estudios son relativamente numerosos, aunque en ocasiones a una escala geográfica restringida (EGUIA & SÁNCHEZ, 1994; PALMA *et al*., 1999; GIL-SÁNCHEZ *et al*., 2000; entre otros). Exceptuando algunas especies para las que existe información más o menos amplia como es el caso por ejemplo del Elanio común (*Elanus caeruleus*), Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), Aguilucho pálido (*Circus cyaneus*), Águila real (*Aquila chrysaetos*), Águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), Águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) y Halcón peregrino (*Falco*

peregrinus) (HEREDIA *et al*., 1988; ARROYO *et al*., 1990; HEREDIA & HEREDIA, 1991; PINILLA *et al*., 1994; ARROYO *et al*., 1996; GONZÁLEZ, 1996; FERRERO & ONRUBIA, 1998; ZUBEROGOITIA *et al*., 2003, entre otros) la cobertura es todavía limitada (DE JUANA, 1989; BLANCO & GONZÁLEZ, 1992). No obstante, se cuenta con información actualizada acerca de la distribución en España en período reproductivo (MARTÍ & DEL MORAL, 2003).

En el caso de Galicia, los trabajos sobre ecología de falconiformes son muy escasos (ver Capítulo 1), con deficiencias en el conocimiento de aspectos corológicos, composición, abundancias y estatus de sus poblaciones. Como principal base de información se cuenta con el citado atlas de distribución a nivel español (MARTÍ & DEL MORAL, 2003), además otros anteriores, de cobertura nacional (PURROY, 1997) y de ámbito gallego (S.G.H.N., 1995).

El principal objetivo del presente capítulo es aportar información descriptiva actualizada sobre la comunidad de falconiformes de la provincia de Ourense, en relación a la diversidad, abundancia y estimas poblacionales de las distintas especies, incluyendo también datos acerca de la selección de hábitat. Se hace especial hincapié en las sierras suroccidentales de la provincia, incluidas en gran parte en el LIC Baixa-Limia. En éstas se muestreó de forma intensiva, incidiendo en otros aspectos como la caracterización nidotópica de algunas rapaces forestales y datos de alimentación. El estudio en la Baixa-Limia abarcó 4 años (1.997-2.000) lo cual permitió obtener una muestra de la comunidad más fiable que el que se obtendría con un muestreo más concentrado en el tiempo (WIENS, 1983).

2. ÁREAS DE ESTUDIO

2.1. Ourense.

Ourense tiene una superficie de 7.278 km^2. Su territorio presenta una quebrada orografía, con rango altitudinal desde 60 m en el valle del Miño hasta 2.124 m en Pena Trevinca. El sistema hidrográfico está constituido por las cuencas principales del Miño-Sil, Limia y Támega. La precipitación media oscila desde 700 mm a 1.900 mm y la temperatura media entre 8 y 16º C. La cobertura vegetal comprende formaciones eurosiberianas, sobre todo en las sierras centrales y occidentales, y de carácter mediterráneo en el resto de la provincia (IZCO, 1987; MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999).

2.2. Baixa-Limia.

Abarcó alrededor de 44.000 ha de las sierras suroccidentales de la provincia de Ourense fronterizas con el Parque Nacional portugués de Peneda-Gêrés, incluidas las 33.920 ha del Lugar de Importancia Comunitaria LIC Baixa-Limia (ver Capítulo 2).

Topográficamente se trata de sistemas montañosos de mediana altitud, con cimas de unos 1.500 m, formados mayoritariamente por materiales graníticos. La presencia humana es escasa (4,4 habitantes/km^2). La temperatura media anual es de 8-12 ºC, siendo la precipitación anual acumulada de 1.200-1.600 mm, con fuerte estacionalidad pluviométrica e importante déficit hídrico durante el período estival (MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999). Las formaciones vegetales más comunes son las comunidades de matorral y pastizal (*Ulex* sp*, Pterospartum tridentatum, Erica* sp*, Genista* sp y *Cytisus* sp), que constituyen el mayor porcentaje de la cubierta vegetal (PULGAR, 2003). Los bosques se encuentran muy fragmentados, con predominio de los robledales (*Quercus robur, Q. pyrenaica*) y pinares (*Pinus pinaster, P. sylvestris*).

3. METODOLOGÍAS

3.1. Provincia de Ourense.

3.1.1. Caracterización del estatus reproductivo y fenológico.

La caracterización del estatus reproductivo se hizo en base a las siguientes categorías: NR, no reproductora; PS, reproducción posible; PR, reproducción probable; SG, reproducción confirmada. La asignación a uno de estos tipos se hizo en base a los criterios E.O.A.C.

Para el estatus fenológico se emplearon los siguientes tipos: RE: especie residente, presente todo el año; EST: especie estival, presente en primavera-verano; IN: especie invernante, presente entre otoño e invierno; M: especie migradora o dispersiva, presente de forma regular o no regular, en número reducido, principalmente en primavera y otoño A: especie de presencia esporádica o accidental; ?: Estatus dudoso.

3.1.2. Abundancia y uso del hábitat.

Con el objetivo de caracterizar a nivel cualitativo y semicuantitativo la comunidad de falconiformes de Ourense, se efectuó un muestreo entre mayo y julio de 2001. Como malla de referencia se empleó la retícula UTM 10 x 10 km, usada habitualmente como unidad de muestreo en áreas de superficie similar (GIL-SÁNCHEZ *et al*., 2000; SUTHERLAND, 2000). A partir del conjunto provincial de cuadrículas, se realizó una selección previa que llevó a descartar aquellas que tenían más de un 50% de la superficie fuera de la provincia. También se descartaron las que englobaron total o parcialmente al área muestreada en las sierras suroccidentales. Finalmente se seleccionaron al azar 34 cuadrículas (Figura 1).

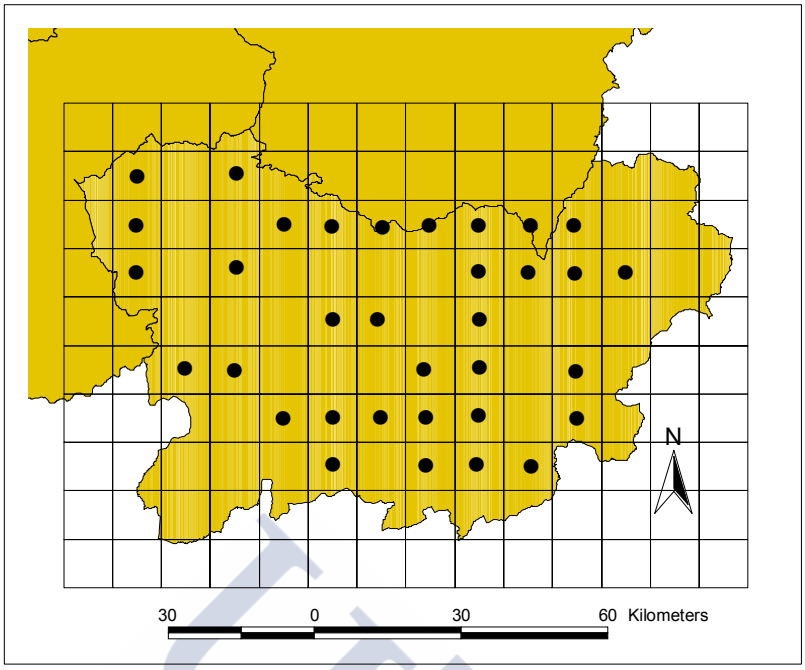

Figura 1. *Mapa de Ourense donde se indican las cuadrículas UTM 10 x 10 km seleccionadas para los muestreos de falconiformes.*

La metodología de censo escogida fue la de transecto con vehículo, dada la gran extensión de las unidades de muestreo y su mayor efectividad (KOCHERT, 1986; FULLER & MOSHER, 1987; ONOFRE, 1994; VIÑUELA, 1997a). Este método presenta limitaciones y sesgos (MILLSAP & LEFRANC, 1988; BUCKLAND *et al*., 1993; KELLER & SCALLAN, 1999; SUTHERLAND, 2000), aunque ofrece garantías para la descripción satisfactoria de las comunidades de falconiformes (DEVAUL, 1989; ELLIS *et al*., 1990; DEAN, 1996; EAKLE *et al*., 1996; MEUNIER *et al*., 2000; SEAVY & APOCADA, 2002). Los censos se realizaron por dos personas, desde automóvil a velocidad de progresión inferior a 40 km/h, con buena visibilidad, ausencia de viento (< 13-19 Km/h) (TELLERÍA, 1986, FULLER & MOSHER, 1987), de precipitaciones y de niebla, en el período diario comprendido entre dos horas después de amanecer y dos horas antes de anochecer. Cada ejemplar observado fue posicionado aproximadamente con ayuda de GPS y cartografía 1 : 25.000. En cada cuadrícula se recorrieron 40 km, aprovechando la red de carreteras y pistas forestales. Con el fin de evitar sesgos derivados de discurrir por carreteras transitadas se trató, en lo posible, de realizar el mayor número de kilómetros por vías de bajo tránsito (BUCKLAND *et al*., 1993). Finalmente se recorrieron un total de 1.360 km, invirtiendo para ello 110 horas. Dado que para la mayoría de las especies el número de individuos detectados fue bajo, se consideraron todos los itinerarios del conjunto de las cuadrículas como un único transecto (ver SEAVY & APOCADA, 2002),

asumiéndose que mantuvieron la independencia al ser realizados en zonas diferentes (FULLER & MOSHER, 1987; TITUS, 1990).

Se calcularon tres medidas de abundancia relativa: 1) nº de individuos detectados/km recorrido, 2) km recorridos/individuo detectado y 3) Índice de abundancia relativa (IRA), calculado como: IRA = (Nº ind. de cada especie observados/Nº Km viajado) x 1000 (WOFFINDEN & MURPHY´S, 1977). Este último índice es utilizado por diferentes autores para facilitar la comparación con otros datos de abundancia relativa obtenidos mediante transectos en automóvil (EAKLE *et al*., 1996; SEAVY & APOCADA, 2002). De acuerdo con el porcentaje de cuadrículas censadas en las cuales se detectó una determinada especie, se estableció una categoría de presencia: ≥ 60% Muy común; < 60% ≥ 30% Común; < 30% ≥ 10% Escasa; < 10% Rara.

Con la finalidad de obtener información a nivel de selección de hábitat, se estableció el número de individuos de cada especie y el número total de especies en diez medios diferenciados. Los hábitats se seleccionaron en base a sus características geobotánicas y fueron: **BC** = Bosque caducifolio; **BM** = Bosque mixto; **BCO** = Bosque de coníferas; **M** = Formaciones de matorral; **M-PC** = Mosaico de matorral, pastizal y cultivos; **B-CU** = Mosaico de bosque y cultivos; **B-M** = Mosaico de bosque y matorral; **CP** = campiña (Bosque y prados); **CF** = Cortado fluvial y **BE** = Borde de embalse. La asignación de las observaciones a un determinado medio se realizó aplicando el siguiente criterio: se asignó cada observación al medio que ocupaba más del 80%, estimado visualmente, del territorio sobre el que el ejemplar volaba o estaba posado.

Con la finalidad de realizar un análisis exploratorio sobre las preferencias en la selección de hábitat por parte de las falconiformes censadas, se estableció el grado de similitud a partir de los datos semicuantitativos obtenidos durante el censo. Para ello se empleó el Coeficiente de Distancia Promedio ("Average Distance") (JONGMAN *et al*., 2001). Con los índices obtenidos se generó un dendrograma de afinidad cuantitativa para los habitats diferenciados. Este dendrograma fue calculado mediante el algoritmo UPGMA (JONGMAN *et al*., 2001; PALOMO & GISBERT, 2002), usando el programa estadístico MVSP 3.1. (Multi-Variate Statistical Package).

Durante el período primaveral de 2002 también fueron realizadas prospecciones a pie en diferentes puntos de la provincia, fundamentalmente en el Macizo Central y otras áreas montañosas orientales (ver Capítulo 2), con la finalidad de detectar las especies más escasas, como es el caso del Águila real (ver capítulo 7), y completar a nivel cualitativo la información obtenida mediante la metodología previamente descrita.

3.1.3. Estimas poblacionales.

Las estimas de efectivos poblacionales se realizaron en base a la información relativa al porcentaje de cuadrículas en las que se detectó cada especie y de su abundancia en los itinerarios de censo por carretera, así como a las prospecciones realizadas a pie (ver apartado anterior). A partir de esta información, teniendo en cuenta la superficie ocupada por las cuadrículas muestreadas respecto al total provincial, *Home Range* específicos, diferentes aspectos de la biología, detectabilidad específica y fisionomía del área de estudio (superficie de bosque, matorral, relieve, etc) se estimó el tamaño poblacional para cada una de las especies detectadas.

En el caso de algunas falconiformes forestales menos detectables, como el de los representantes del género *Accipiter*, la estima se hizo empleando las densidades absolutas obtenidas en las prospecciones intensivas realizadas en áreas forestales de las sierras suroccidentales. Teniendo en cuenta las coberturas arbóreas adecuadas para estas especies en el conjunto provincial, extraídas mediante cartografía digital (D.G.C.N., 2000) (ver áreas de estudio, Capítulo 2), se obtuvieron sus estimas.

3. 2. Sierras suroccidentales (Baixa-Limia).

El período de estudio se extendió a lo largo de los años 1997-1998, y de los períodos reproductivos de 1999 y 2000.

3.2.1. Caracterización del estatus reproductivo y fenológico.

Las categorías utilizadas para caracterizar el estatus reproductivo y fenológico fueron las mismas que las empleadas a nivel provincial (apartado 3.1.1.).

3.2.2. Distribución.

Durante los períodos reproductivos comprendidos entre 1997 y 2000 se realizaron recorridos sistemáticos por toda el área del LIC Baixa-Limia, registrando y ubicando, con ayuda de GPS, todas las observaciones de falconiformes en la retícula UTM de 1 x 1 km. Se asignó el estatus reproductivo (cría posible, probable y segura) utilizando las categorías propuestas por el EOAC (HAGEMEIJER & BLAIR, 1997). El período de recogida de datos se extendió entre el 15 marzo y 15 de julio, aunque para las zonas de mayor altitud, por encima de 1.000 m.s.n.m., se consideraron datos válidos hasta el 30 de julio. Con esta información se elaboraron, mediante un Sistema de Información Geográfica (GIS-ArcView 3.1, Environmental Systems Research

Institute, Inc., Redlands, CA), mapas específicos de distribución de falconiformes nidificantes en los límites del LIC Baixa-Limia, utilizando una doble malla de 1 x 1 km y 2 x 2 km.

3.2.3. Búsqueda y caracterización de nidos.

Durante las primaveras de 1997 a 2000, junto a las prospecciones destinadas a establecer la distribución local se procedió a la búsqueda de nidos. Ésta se realizó seleccionando previamente zonas potenciales adecuadas, distinguiendo tres principales medios: cantiles de montaña, masas forestales y áreas de monte bajo.

a. Cantiles de montaña. Adecuados para la reproducción de especies rupícolas. La prospección se realizó mediante recorridos a pie por las zonas de cortados rocosos. Todos los cantiles se observaron detenidamente con ayuda de telescopio 20-60X, registrando la presencia de plataformas o cualquier otro indicio de existencia de nidos.

b) Bosques. Las masas forestales seleccionadas fueron revisadas con detalle siguiendo las recomendaciones en este tipo de muestreos (DEVAUL, 1989; FULLER, 1996), anotando todas las plataformas posibles, probables o seguras encontradas. La superficie prospectada en cada caso fue delimitada con la mayor precisión posible, utilizando para ello GPS y cartografía a escala 1:25.000. Las prospecciones de bosque se realizaron principalmente durante los años 1997, 1998 y 2000. Las superficies prospectadas fueron respectivamente de 642,6 ha; 2.871,2 ha y 1.590.9 ha. La posición de cada nido se determinó con ayuda de GPS.

El hábitat de los nidos ocupados fue caracterizado, determinando las siguientes variables: (**SPA**) especie arbórea donde se asentó el nido; (**AS**) altura del nido al suelo (medida sobre el terreno con cinta métrica); (**HA**) altura del árbol donde se ubicó el nido (estimada visualmente en m, por lo que ha de ser considerada únicamente como orientativa); (**ASNM**) altitud sobre nivel del mar (m); (**PA**) perímetro del árbol (medido a 150 cm de altura con cinta métrica en cm); (**DNM**) desnivel máximo, tomado como la diferencia entre la cota más elevada y la más baja en un radio de 500 m alrededor del nido (medido sobre cartografía 1:25.000 en m); (**DPNA**) distancia a la pista no asfaltada más próxima (medida sobre el terreno con cinta métrica y sobre cartografía 1:25.000 en m); (**DAP**) diferencia altitudinal entre el nido y la pista no asfaltada más próxima (siendo negativo el valor si el nido estaba más bajo que la pista) (medida sobre cartografía 1:25.000 en m); (**DAC**) diferencia altitudinal entre el nido y la carretera asfaltada más próxima (medida sobre cartografía 1:25.000 en m); (**DCA**) distancia a la carretera asfaltada más próxima (medida sobre el terreno con cinta métrica cuando fue inferior a 200 m o sobre cartografía 1:25.000 en m en los restantes casos); (**LTP**) longitud total de las pistas no asfaltadas en 1.000 m alrededor del nido (medida sobre cartografía 1:25.000 en m); (**LTC**) longitud total de las carreteras asfaltadas en 1.000 m alrededor del nido (medida sobre cartografía 1:25.000 en m); (**DCH**) distancia a la casa habitada más próxima (medida sobre

cartografía 1:25.000 en m) (**DPM**) distancia al pueblo más próximo (tomada como la existente al centro del pueblo) (medida sobre cartografía 1:25.000 en m), (**NHC**) número de habitantes del ayuntamiento donde se localizó el nido (Instituto Nacional de Estadística).

Para determinar la estructura y composición específica de las masas arbóreas donde se ubicaban los nidos, se establecieron parcelas de 20 x 20 m en los siguientes puntos: una con centro en el árbol de ubicación del nido (Parcela central), 4 (una por cada una de las 4 direcciones cardinales) a 25 m del nido y 4 (una por cada una de las 4 direcciones cardinales) a 50 m del nido (Parcelas periféricas). En cada parcela se midió el perímetro de cada ejemplar (tomado a 150 cm sobre el suelo) y se estimó su altura visualmente.

Todas las medidas sobre el terreno se hicieron una vez finalizado el período de cría.

3.2.4. Determinación de abundancias y densidades.

La cuantificación de las poblaciones locales de falconiformes se consideró un objetivo prioritario. No obstante, al tratarse de un grupo con notables dificultades de muestreo (FULLER & MOSHER, 1981, 1987), la cuantificación se abordó mediante varias metodologías.

a. Densidades absolutas. La determinación del número de parejas reproductoras sería potencialmente posible mediante la prospección exhaustiva de toda la superficie del área de estudio y el hallazgo de todos los nidos ocupados. Sin embargo, a menudo este tipo de censos no pueden ser realizado en falconiformes (FULLER & MOSHER, 1987). Éste fue nuestro caso, debido a la extensión del territorio de estudio, la elevada fragmentación forestal, compleja orografía y las limitaciones logísticas y humanas existentes. No obstante, empleando el hallazgo de nidos, el conocimiento de las características de la cubierta vegetal y los mapas de distribución específicos elaborados para el período reproductivo, se realizaron estimas de los tamaños locales.

b. Abundancias relativas. Se diferenciaron dos grandes zonas dentro del área de estudio: **zona alta**, que englobó el territorio ubicado por encima de la cota de 800 m.s.n.m., caracterizado por presentar una baja presión humana y escasa cobertura forestal, y **zona baja**, situada por debajo de la cota altitudinal de 800 m, con mayor presencia humana (núcleos urbanos, carreteras, etc.) y, en general, mayor cobertura forestal. Como métodos para la obtención de abundancias relativas se emplearon las estaciones de censo ("Point counts") y los itinerarios de censo con estaciones ("Point transects").

b.1.) Estaciones de censo (*Point counts*). Se emplearon para detectar en la zona alta especies poco abundantes que pudieran quedar infravaloradas con los itinerarios de censo. Este método es de uso común (FULLER & MOSHER, 1987; SÁNCHEZ *et al*., 1996;

BUSTAMANTE *et al*., 1997; MAÑOSA *et al*., 2003), siendo la variable obtenida el número de individuos/hora de observación.

El trabajo de campo se hizo entre febrero de 1997 y enero de 1998. Se seleccionaron un total de 15 estaciones de control repartidas por toda el área de estudio (Figura 2) en función de dos criterios complementarios: 1) que estuviesen situadas por encima de la mencionada cota de 800 m y que el territorio controlado desde cada una de ellas también lo estuviese (total o mayoritariamente) y 2) que tuviesen acceso con vehículo 4 x 4. La superficie controlada desde cada estación se delimitó sobre el terreno con ayuda de cartografía 1:25.000. La extensión fue medida empleando cartografía digital y un GIS (ArcView 3.1.) (Tabla 1).

El período de control por estación y mes fue de 4 h entre dos horas después de amanecer y dos horas antes de anochecer. Este fue realizado por dos observadores provistos de material óptico adecuado (binoculares 10 x y telescopios terrestres 20-60 x). No obstante, las condiciones meteorológicas adversas, fundamentalmente en meses invernales, determinaron que algunas estaciones no pudiesen ser controladas o lo fueran en períodos menores de 4 h (Tabla 2). Con el fin de estandarizar la toma de datos se excluyeron muestreos en días con niebla, viento fuerte y/o lluvias intensas. Finalmente se invirtieron 631 h de control para el conjunto de estaciones y meses. Para el análisis trimestral los meses se agruparon en diciembre-febrero; marzo-mayo; junio-agosto y septiembre-diciembre.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Estación	Denominación	Superficie controlada (Km^2)
E1	San Martiño (Serra da Pena)	1,19
E2	Vilar (Serra da Pena)	1,01
E3	Portela de Pitoes 1	1,51
E4	Portela de Pitoes 2	1,19
E5	Sombras 1	129
E6	Sombras 2	1,37
E7	Sombras 3	0,73
E8	Santa Eufemia	1,21
E9	Olelas	1,50
E10	Ameixoeira	0,93
E11	Queguas	1,97
E12	Fraga 1	1,47
E13	Fraga 2	0,98
E14	Fraga 3	1,58
E15	Fraga 4	0,91

Tabla. 1. *Relación de las estaciones de censo y superficie controlada en cada una de ellas (ver Figura 2).*

	ESTACIONES DE CONTROL															
MES	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14	E15	Total horas
ENE	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	60
FEB	4	4	4	4	4	4	4	3,5	4	4	4	4	4	4	0	55,5
MAR	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	60
ABR	4	4	4	4	4	4	4	4	4	2,5	3	4	4	0	1	50,5
MAY	4	3	4	4	4	4	5	4	4	4	4	4	4	4	4	60
JUN	1	4	4	4	4	4	2	4	4	5	3	4	0	0	4	47
JUL	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3,5	4	4	4	1	4	56,5
AGO	4	4	4	4	4	4	4	2	3	4	4	4	4	4	4	57
SEP	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	60
OCT	4	4	4	4	4	4	4	3,75	4	4	4	4	4	2	4	57,75
NOV	0	0	4	4	4	4	4	4	4	3	3	2,5	0	2,25	4	42,75
DIC	0	0	1,5	0	4	4	3	1	4	4	0	0	2	0	0	23,5

Tabla 2. *Esfuerzo efectuado mensualmente para cada estación de censo a lo largo del período febrero de 1997 a enero de 1998.*

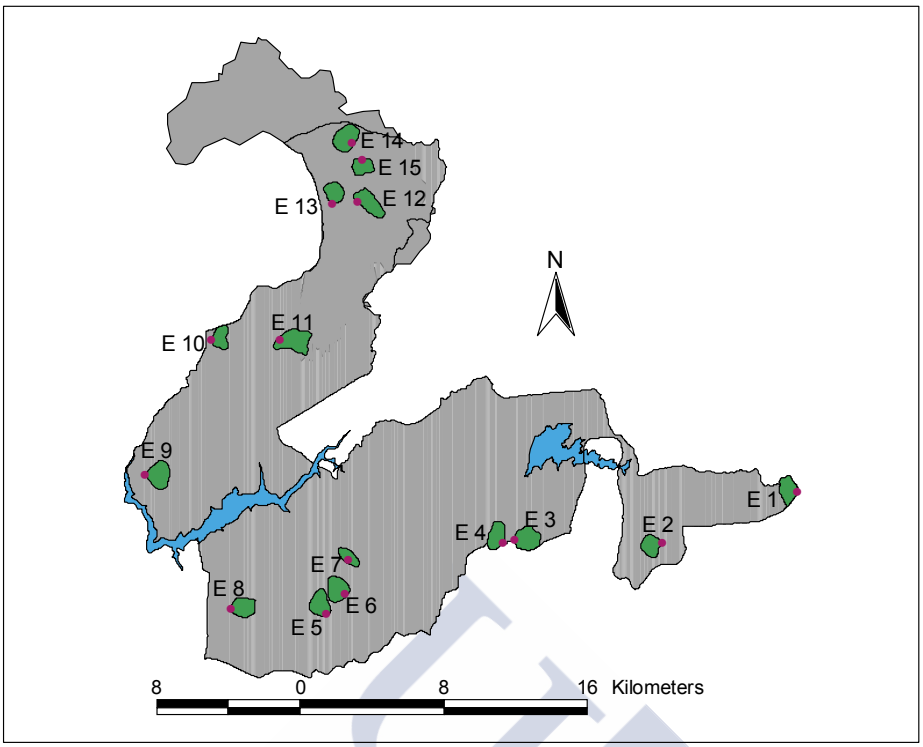

Figura 2. *Ubicación de las estaciones (punto rojo) en la Baixa-Limia con sus respectivas superficies de control (verde).*

b.2.) Itinerarios de censo en las zonas baja y alta.

Se establecieron 2 itinerarios que transcurrieron por carreteras de la zona baja del área de estudio, uno en el sector oriental, de 51 km de longitud, y otro en el occidental, de 31 km (Figura 3). La longitud total estuvo condicionada por la extensión total de la red de carreteras ubicadas dentro del territorio de estudio, así como la necesidad de evitar solapamientos espaciales en los recorridos. Cada uno de estos itinerarios se realizó una vez al mes, siguiendo las recomendaciones habituales en este tipo de censos (FULLER & MOSHER, 1987): velocidad de progresión comprendida entre 20-40 km/h, realizados en las 6 horas centrales del día, con viento flojo, sin lluvia, sin niebla y con buena visibilidad. En cada itinerario participaron dos personas. Una de ellas se encargó esencialmente de la conducción del vehículo, el control de los puntos kilométricos donde se producían las observaciones y, secundariamente, de la localización de ejemplares. El segundo observador se dedicó a la detección de las aves.

Los datos se agruparon por trimestre: marzo-mayo, junio-agosto, septiembre-noviembre y diciembre-febrero. El muestreo se inició en marzo de 1997, finalizando en febrero de 1998. El tratamiento de los datos de los dos itinerarios de censo (oriental y occidental) se realizó considerando estos como un único recorrido para cada mes.

Para cada trimestre se obtuvieron tres medidas de abundancia relativa: 1) nº medio de individuos observados por trimestre 2) individuos detectados/km recorrido, y 3) Índice de

abundancia relativa (IRA) definido como IRA= (Nº ind. de cada especie observados/Nº. Km recorrido) x 1.000 (Woffinden and Murphy´s, 1977).

En el caso de la zona alta se establecieron 4 itinerarios (S1, S2, F1 y F2), recorridos con vehículo 4 x 4 aprovechando la limitada red de pistas existente (Figura 3). Todos los itinerarios se realizaron una vez al mes entre febrero de 1997 y enero de 1998, salvo uno de los ubicados en la Serra do Xurés, el cual no pudo hacerse en noviembre y diciembre de 1997 y enero de 1998 por la intransitabilidad de la pista. Cada itinerario tuvo una longitud de 9 km, ubicándose puntos fijos de control en intervalos de 1 km desde el inicio (*Point transects*) (ver FULLER & MOSHER, 1987; KELLER & FULLER, 1995). Se efectuaron un total de 10 puntos de control por itinerario, anotando en cada uno de ellos todas las aves de presa vistas u oídas durante un período de 10 min. En este caso para el tratamiento estadístico posterior no se tuvieron en cuenta los contactos obtenidos entre puntos, obteniéndose índices de abundancia relativa de número medio de individuos por hora de control y trimestre. Por el contrario, para obtener los índices de abundancia similares a los empleados en la zona baja, sólo se utilizaron los contactos entre puntos de control.

Las condiciones de realización de estos itinerarios, en cuanto a personal implicado y meteorología reinante, fueron las mismas que las descritas para los itinerarios de censo de la zona baja. Los trimestres diferenciados fueron: marzo-mayo, junio-agosto, septiembre-noviembre y diciembre-febrero. Todos los valores medios obtenidos se dan con su correspondiente error típico (E.T.).

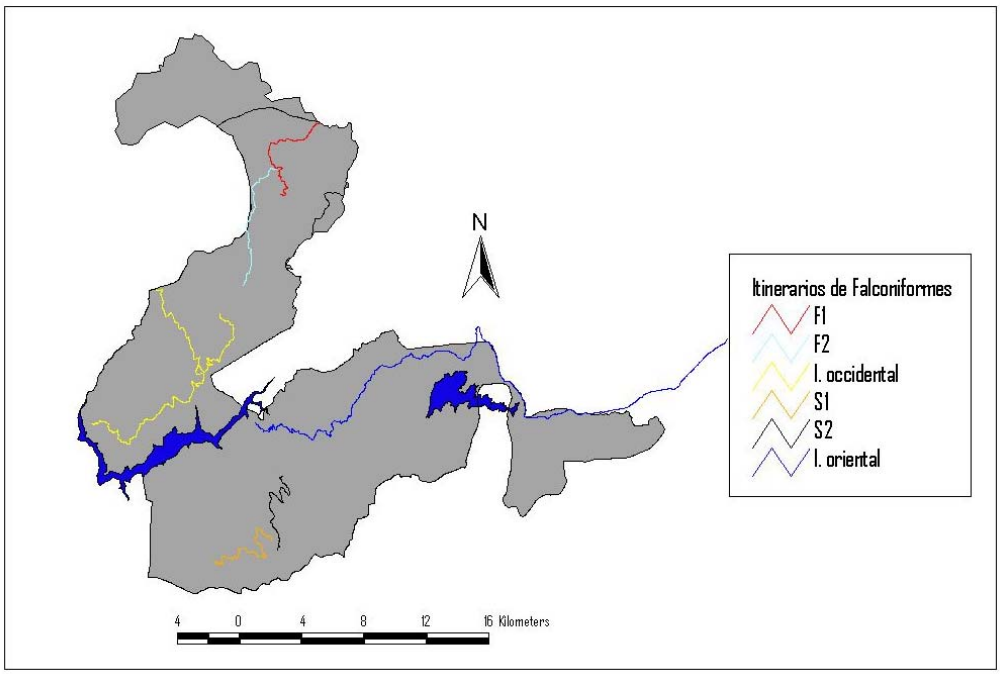

Figura. 3. *Itinerarios de censo realizados en las zonas alta y baja en la Baixa-Limia.*

3.2.5. Análisis de la dieta de Busardo ratonero por observación directa de los nidos.

A lo largo de las temporadas de cría de 1997 y 1998 se controlaron 4 nidos de Busardo ratonero desde un *hide* y con telescopio terrestre 20-60 x, a distancia adecuada para no alterar el comportamiento de pollos y adultos. Siempre que fue posible se identificaron visualmente las presas aportadas por los adultos durante el período de ceba (MARTI, 1987; DYKSTRA *et al*., 2003). Fue realizado un total de 308,1 horas de control de nidos (Tabla 3). Debido al método empleado no fue posible identificar las presas de pequeño tamaño, caso de los invertebrados, por lo que se asume un sesgo de los porcentajes de aparición de los diferentes tipos de presas.

NIDOS	Nº de pollos nacidos	Mayo	Junio	TOTAL/min.
NB-1 (1997)	2	2.900	1.895	4.795
NB-2 (1997)	2	990	6.500	7.490
NB-3 (1998)	2	2.610	720	3.330
NB-4 (1998)	2	300	2.574	2.874
Total/min.				**18.489**

Tabla 3. *Tiempo de control efectuado sobre nidos de Busardo ratonero (NB). Entre paréntesis se indica el año de muestreo.* Nº pollos indica el éxito reproductivo (Nº de pollos que abandonaron el nido).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Composición específica, fenología, abundancias y estimas poblacionales.

4.1.1. Ourense.

Se detectaron un total de 22 especies de falconiformes en la provincia de Ourense (el 88% del total de especies que crían en España). En 13 de ellas se confirmó la cría (el 52% del total nacional), otra se consideró como de cría probable y 3 de cría posible (68% del total nacional) (Tabla 4).

En cuanto a su espectro fenológico, siete de éstas fueron residentes, Aguilucho pálido, Azor común (*Accipiter gentilis*), Gavilán común (*A. nisus*), Busardo ratonero (*Buteo buteo*), Águila real, Cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*) y Halcón peregrino. Seis fueron estivales, Abejero europeo (*Pernis apivorus*), Milano negro (*Milvus migrans*), Culebrera europea

(*Circaetus gallicus*), Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), Aguililla calzada (*Hieraaetus pennatus*) y Alcotán europeo (*Falco subbuteo*). Una fue exclusivamente invernante, Esmerejón (*Falco columbarius*). El estatus de las restantes no está claro, tratándose de migradoras dispersivas o accidentales (Tabla 4).

De las 22 especies, 15 fueron detectadas durante los transectos por carretera realizados durante la primavera de 2001 (Tabla 5). En cuanto a las especies residentes, la más abundante fue el Busardo ratonero, seguida del Cernícalo vulgar. Con índices de abundancia relativos mucho más modestos estuvieron, por orden decreciente Aguilucho pálido, Azor común, Gavilán común, Halcón peregrino y Águila real (Tabla 5). Las abundancias obtenidas de Azor común y Gavilán común posiblemente estuvieron infraestimadas, dadas las limitaciones del método empleado para los hábitats forestales (FULLER & MOSHER, 1981; MILLSAP & LEFRANC, 1988; DEVAUL, 1989).

En cuanto a las especies nidificantes estacionales, la más abundante fue el Aguilucho cenizo seguida, con índices sensiblemente menores, por la Culebrera europea, Milano negro, Abejero europeo, Aguililla calzada y Alcotán europeo (Tabla 5). La abundancia de las dos últimas pudo estar infraestimada, dados sus hábitos, preferencias de hábitat y limitaciones del método empleado.

El Elanio común es una especie accidental en Galicia (DE SOUZA *et al*., 1996), aunque la reciente expansión de su área de cría (FERRERO & ONRUBIA, 1998) y la observación de ejemplares en el extremo sur de esta Comunidad (ver VILLARINO *et al*., 2002) sugieren que podría comportarse como un nidificante residente escaso.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

	Estatus reproductivo				Estatus fenológico				
Especie	**NR**	**PS**	**PR**	**SG**	**RE**	**EST**	**IN**	**M**	**A**
Pernis apivorus				●		●			
Elanus caeruleus		●			●?				●
Milvus migrans				●		●			
Milvus milvus		●				●?			
Neophron percnopterus	●					●?			●
Gyps fulvus	●							●	
Circaetus gallicus				●		●			
Circus aeruginosus		●			●?			●	
Circus cyaneus				●	●				
Circus pygargus				●		●			
Accipiter gentilis				●	●				
Accipiter nisus				●	●				
Buteo buteo				●	●				
Aquila chrysaetos				●	●				
Hieraaetus pennatus				●		●			
Hieraaetus fasciatus			●		●?			●	
Pandion haliaetus	●							●	
Falco naumanni	●					●?			●
Falco tinnunculus				●	●				
Falco columbarius	●						●		
Falco subbuteo				●		●			
Falco peregrinus				●	●				

Tabla 4. *Estatus reproductivo y fenológico de las falconiformes detectadas en Ourense (ver metodología apartado 3.1.1.).*

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Especie	Nº de observaciones	Índividuo por Km	Km recorridos por individuos	IRA	% cuadrículas en que se detectó la especie	Categoría de presencia
Pernis apivorus	11	0,008	123,6	8,08	23,5	Escasa
Elanus caeruleus	1	0,0007	1360	0,73	2,9	Rara
Milvus migrans	24	0,017	56,6	17,64	32,3	Común
Circaetus gallicus	26	0,019	52,3	19,11	35,2	Común
Circus aeruginosus	1	0,0007	1360	0,73	2,9	Rara
Circus cyaneus	5	0,006	272	3,67	14,7	Escasa
Circus pygargus	51	0,037	26,6	37,5	55,8	Común
Accipiter gentilis	3	0,002	453	2,2	8,8	Común*
Accipiter nisus	2	0,001	680	1,47	5,8	Muy común*
Buteo buteo	125	0,09	10,8	91,91	97,0	Muy común
Aquila chrysaetos	1	0,0007	1360	0,73	2,9	Rara
Hieraaetus pennatus	4	0,003	340	2,94	11,7	Escasa
Falco tinnunculus	49	0,03	27,7	36,02	58,8	Común
Falco subbuteo	2	0,001	680	1,47	5,8	Rara
Falco peregrinus	3	0,002	453	2,2	5,8	Rara
Falconiforme sp	3	0,002	453	2,2	8,8	-

Tabla 5. *Número de falconiformes detectadas, frecuencias de detección e índices de abundancia relativa durante el período reproductivo de 2001 en la provincia de Ourense.*
**En el caso de Accipiter gentilis y el A. nisus, dadas las limitaciones del método de censo empleado como fuente de información para obtener la categoría de presencia, se empleó el Atlas de las Aves Reproductoras de España (MARTÍ & DEL MORAL, 2003).*

Un total de 309 individuos de 15 especies fueron observados en las 34 cuadrículas censadas. El matorral y el mosaico de bosque-matorral fueron los dos medios con mayor riqueza, 8 especies en cada uno (Tabla 6). En cuanto al número total de observaciones, fueron el matorral (n = 90), campiña (n = 64) y formaciones mixtas de pastizales matorral y cultivos (n = 42) donde se obtuvieron los mayores números. Esto podría relacionarse quizás con la extensión del matorral, la detectabilidad en este tipo de medios abiertos y sus requerimientos ecoetológicos (PETTY, 1998). Los dos siguientes medios con mayor riqueza fueron la campiña y los cortados fluviales (n = 7). En este último medio se efectuaron numerosas observaciones (Tabla 6), lo que sugiere su importancia para estas aves, teniendo en cuenta su extensión relativa provincial. Los medios con menor número de especies e individuos detectados fueron los forestales y los de borde de embalse.

Especie	BC	BM	BCO	M	M-PC	B-CU	B-M	CP	CF	BE
Pernis apivorus		2	1	2			4	2		
Elanus caeruleus					1					
Milvus migrans				3		8		2	6	5
Circaetus gallicus			2	6	3		5	6	5	
Circus aeruginosus										1
Circus cyaneus				5						
Circus pygargus				26	17		2	6		
Accipiter gentilis			1	1			1			
Accipiter nisus	1						1			
Buteo buteo	11	9	4	25	9	5	15	42	5	
Aquila chrysaetos									1	
Hieraaetus pennatus							2		2	
Falco tinnunculus				22	12	3	2	5	5	
Falco subbuteo						1		1		
Falco peregrinus									3	
Total especies	2	2	4	8	5	4	8	7	7	2
Total individuos	12	11	8	90	42	17	32	64	27	6

Tabla 6. *Número de individuos observados en los medios diferenciados durante los transectos en automóvil efectuados en la primavera de 2001 en la provincia de Ourense.* ***Abreviaturas medios:*** *BC = Bosque caducifolio; BM = Bosque mixto; BCO = Bosque de coníferas; M = Formaciones de matorral; M-PC = Mosaico de matorral, pastizal y cultivos; B-CU = Mosaico de bosque y cultivos; B-M = Mosaico de bosque y matorral; CP = campiña (Bosque y prados); CF = Cortado fluvial; BE = Borde de embalse.*

En el dendrograma de afinidad de hábitat (Figura 4) se agruparon las falconiformes más abundantes y más conspicuas. Esta conspicuidad estaría favorecida por la preferencia que muestran por hábitats abiertos. Por el contrario, las menores similitudes se obtuvieron entre las especies más escasas, aunque en el caso de Azor y Gavilán reflejarían su escasa detectabilidad.

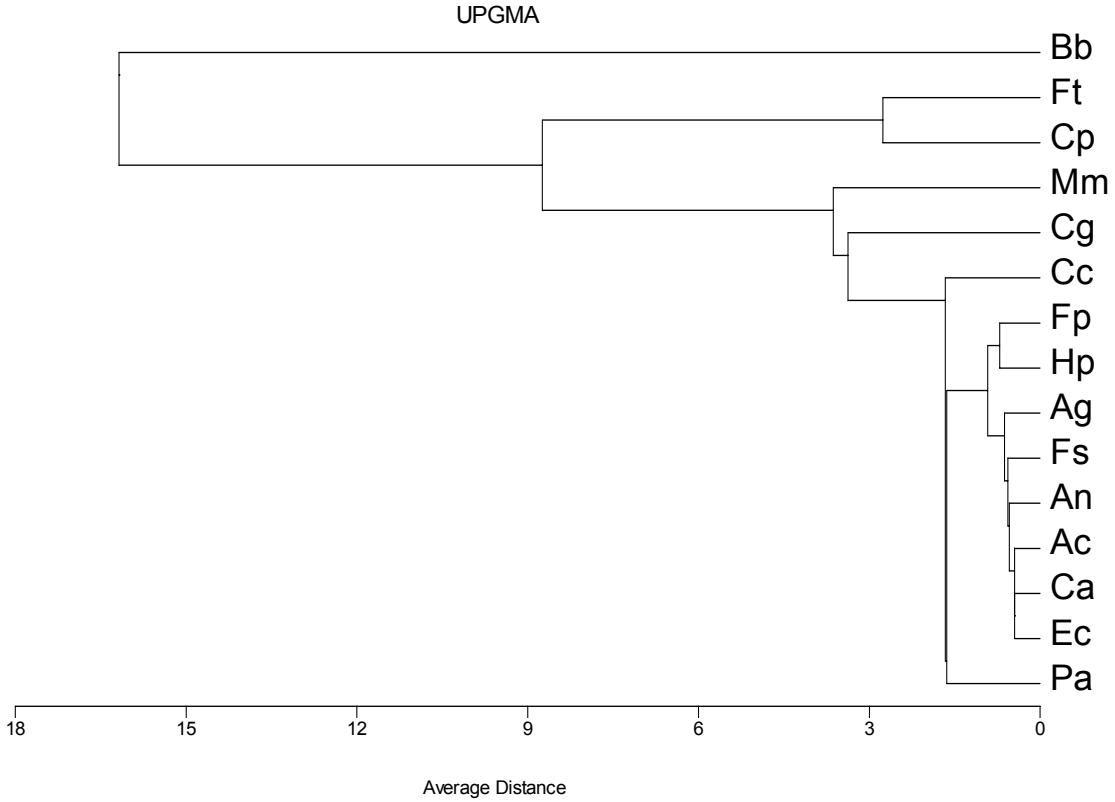

Figura 4. *Dendrograma de afinidad de falconiformes obtenido a partir de datos semicuantitativos (Abreviaturas especies: Pa: Pernis apivorus; Ec: Elanus caeruleus; Mm: Milvus migrans; Cg: Circaetus gallicus; Ca: Circus aeruginosus; Cc: Circus cyaneus; Cp: Circus pygargus; Ag: Accipiter gentilis; An: Accipiter nisus; Bb: Buteo buteo; Ac: Aquila chrysaetos; Hp: Hieraaetus pennatus; Ft: Falco tinnunculus; Fs: Falco subbuteo; Fp: Falco peregrinus).*

Para el conjunto de las especies en Ourense se estimó una población comprendida entre 1.065-1.441 parejas (Tabla 7), suponiendo una densidad media de 17,2 parejas/100 km^2.

Especie	**Nº de Parejas nidificantes**
Pernis apivorus	30-40
Milvus migrans	30-50
Circaetus gallicus	20-30
Circus cyaneus	20-25
Circus pygargus	100-150
Accipiter gentilis	100-150
Accipiter nisus	150-200
Buteo buteo	400-500
Aquila chrysaetos	5-6
Hieraaetus pennatus	10-15
Falco tinnunculus	150-200
Falco subbuteo	40-60
Falco peregrinus	10-15
Total	**1.065-1.441**

Tabla 7. *Estimas poblacionales para la provincia de Ourense de las falconiformes de cría segura.*

4.1.2. Sierras suroccidentales.

Se detectaron un total de 21 especies (84% de total de las especies reproductoras en España). Catorce fueron de presencia regular, de ellas 13 presentes en período reproductivo (53% de las reproductoras en España) aunque sólo se comprobó fehacientemente la reproducción de 9 (36% del total). Otras 3 especies (Abejero europeo, Milano negro y Águila-azor perdicera) se consideraron como reproductoras probables. La única presente durante todo el año y que no cría actualmente en los límites del área de estudio es el Águila real (Tabla 8).

Con relación al estatus fenológico, de las 14 especies de presencia regular ocho se comportaron como residentes o sedentarias (Aguilucho pálido, Azor común, Gavilán común, Busardo ratonero, Águila real, Águila-azor perdicera, Cernícalo vulgar y Halcón peregrino), 5 fueron especies estivales (Abejero europeo, Milano negro, Culebrera europea, Aguilucho cenizo y Alcotán europeo) y el Esmerejón fue invernante (Tabla 8).

	Estatus reproductivo				Estatus fenológico			
Especie	**NR**	**PS**	**PR**	**SG**	**RE**	**EST**	**IN**	**A**
Pernis apivorus			•			•		
Elanus caeruleus	•							•
Milvus migrans			•			•		
Milvus milvus	•							•
Neophron percnopterus	•							•
Gyps fulvus	•							•
Circaetus gallicus				•		•		
Circus cyaneus				•	•			
Circus pygargus				•		•		
Accipiter gentilis				•	•			
Accipiter nisus				•	•			
Buteo buteo				•	•			
Aquila chrysaetos	•				•			
Hieraaetus pennatus	•							•
Hieraaetus fasciatus			•		•			
Pandion haliaetus	•							•
Falco naumanni	•							•
Falco tinnunculus				•	•			
Falco columbarius	•						•	
Falco subbuteo				•		•		
Falco peregrinus				•	•			

Tabla 8. *Estatus reproductivo y fenológico de las falconiformes presentes en las sierras suroccidentales de Ourense (ver metodología apartado 3.1.1.).*

En los itinerarios en automóvil de la zona baja fueron detectadas nueve especies: dos estivales, Culebrera europea y Aguilucho cenizo; seis residentes, Aguilucho pálido, Azor común, Gavilán común, Busardo ratonero, Águila real y Cernícalo común y una invernante, el Esmerejón. La especie más frecuente en los cuatro trimestres fue el Busardo ratonero, seguida del Cernícalo común. Durante el período estival Culebrera europea y Aguilucho cenizo tuvieron índices de abundancia relativamente importantes, superiores al resto de las especies residentes que aparecieron en este período. El Azor y Gavilán presentaron abundancias muy bajas, probablemente por las dificultades de detección mediante el método empleado. Las otras dos

especies residentes, Águila real y Aguilucho pálido, sólo se observaron durante los períodos otoñal e invernal, con abundancias muy bajas. La única especie invernal observada, el Esmerejón, sólo se registró en diciembre-febrero.

En los transectos en automóvil en la zona alta del área de estudio (*point-transect*), fueron observadas un total de ocho especies de rapaces, las mismas que en la zona baja, salvo el Esmerejón (Tabla 9). La especie más frecuente en el conjunto del ciclo anual fue el Busardo ratonero, aunque durante el período reproductivo dos especies estivales como Culebrera europea, y Aguilucho cenizo alcanzaron abundancias mayores. Además del Busardo ratonero, otras especies residentes abundantes fueron Cernícalo vulgar y Aguilucho pálido. Azor y Gavilán presentaron abundancias muy bajas a lo largo del año. El Águila real se observó en tres de los cuatro trimestres diferenciados, pero con abundancias muy bajas (Tablas 10, 11, 12 y 13).

En el conjunto del ciclo anual la riqueza específica resultó claramente superior en los itinerarios hechos en la Serra de Laboreiro, donde se detectaron 9 especies, mientras que los de la Serra do Xurés sólo se detectaron 3 y 4 especies. Este hecho pudo estar relacionado con unas mejores características ambientales de la primera zona, como son mayor disponibilidad trófica, o una orografía del terreno y estructura de la vegetación más adecuadas para la nidificación y caza.

Trimestre	***C. gallicus***	***C. cyaneus***	***C. pygargus***	***A. gentilis***	***A. nisus***	***B. buteo***	***A. chrysaetos***	***F. tinnunculus***	**Falconiforme sp**
Dic-Feb		**0,06**			**0,05**	**0,3**	**0,05**		
E.T.		0,05			0,05	0,05	0,05		
Mar-May	**0,5**	**0,35**		**0,1**		**0,4**		**0,15**	**0,1**
E.T.	0,30	0,05		0,05		0,18		0,08	0,1
Jun-Ago	**0,25**	**0,25**	**0,4**	**0,1**	**0,05**	**0,4**	**0,15**	**0,15**	**0,1**
E.T.	0,13	0,13	0,2	0,05	0,05	0,05	0,08	0,08	0,05
Sep-Nov	**0,05**					**0,55**	**0,05**	**0,15**	**0,05**
E.T.	0,05					0,05	0,05	0,15	0,05

Tabla 9. *Índices de abundancia trimestrales (nº ejemplares/hora) obtenidos en los transectos con estaciones en la zona alta.*

Especie	Nº medio de observaciones	Individuos/Km	IRA
Zona baja			
Circaetus gallicus	1,0 ± 0,57	0,012 ± 0,006	12,2
Circus pygargus	1,0 ± 0,57	0,012 ± 0,006	12,2
Accipiter gentilis	0,33 ± 0,33	0,004 ± 0,004	4,1
Accipiter nisus	0,66 ± 0,66	0,008 ± 0,008	8,1
Buteo buteo	4,66 ± 0,88	0,058 ± 0,012	56,8
Falco tinnunculus	1,33 ± 0,66	0,016 ± 0,004	16,2
Zona alta			
Circaetus gallicus	3,33 ± 2,02	0,09 ± 0,05	30,8
Circus cyaneus	2,33 ± 0,33	0,06 ± 0,01	21,5
Circus sp	0,66 ± 0,33	0,018 ± 0,009	6,1
Accipiter gentilis	0,66 ± 0,33	0,018 ± 0,009	6,1
Accipiter nisus	0,33 ± 0,33	0,009 ± 0,009	3,0
Buteo buteo	2,6 ± 1,20	0,07 ± 0,03	24,6
Falco tinnunculus	1,0 ± 0,57	0,027 ± 0,015	9,2
Falconiforme sp.	0,66 ± 0,66	0,018 ± 0,018	6,1

Tabla 10. *Número medio de falconiformes detectadas ± E.T., frecuencias de detección e índices de abundancia relativa (IRA) en las zonas baja y alta durante el trimestre marzo-mayo.*

Especie	Nº medio de observaciones	Individuos/Km	IRA
Zona baja			
Circaetus gallicus	0,66 ± 0,66	0,008 ± 0,008	8,1
Circus pygargus	0,66 ± 0,66	0,008 ± 0,008	8,1
Accipiter nisus	0,33 ± 0,33	0,004 ± 0,004	4,0
Buteo buteo	6,66 ± 1,85	0,089 ± 0,03	80,4
Falco tinnunculus	1,66 ± 0,66	0,018 ± 0,006	20,3
Zona alta			
Circaetus gallicus	1,66 ± 0,88	0,046 ± 0,024	15,4
Circus cyaneus	1,66 ± 0,88	0,046 ± 0,024	15,4
Circus pygargus	2,66 ± 1,33	0,07 ± 0,036	24,6
Circus sp	0,33 ± 0,33	0,009 ± 0,009	3,0
Accipiter gentilis	0,66 ± 0,33	0,018 ± 0,009	6,1
Accipiter nisus	0,33 ± 0,33	0,009 ±0,009	3,0
Buteo buteo	2,66 ± 0,33	0,07 ± 0,009	24,6
Aquila chrysaetos	0,66 ± 0,33	0,018 ± 0,009	6,1
Falco tinnunculus	1,0 ± 0,57	0,027 ± 0,01	9,2
Falconiforme sp.	0,66 ± 0,33	0,018 ± 0,009	6,1

Tabla 11. *Número medio de falconiformes detectadas ± E.T., frecuencias de detección e índices de abundancia relativa (IRA) en las zonas baja y alta durante el trimestre junio-agosto.*

Especie	Nº medio de observaciones	Individuos/Km	IRA
Zona baja			
Circaetus gallicus	0,33 ± 0,33	0,004 ± 0,004	4,1
Circus cyaneus	0,33 ± 0,33	0,004 ± 0,004	4,1
Accipiter gentilis	0,33 ± 0,33	0,004 ± 0,004	4,1
Accipiter nisus	0,66 ± 0,66	0,008 ± 0,008	8,1
Buteo buteo	4,0 ± 0,005	0,048 ± 0,006	48,7
Aquila chrysaetos	0,33 ± 0,33	0,004 ± 0,004	4,1
Falco tinnunculus	1,33 ± 0,88	0,016 ± 0,01	16,2
Zona alta			
Circaetus gallicus	0,33 ± 0,33	0,012 ± 0,012	3,3
Buteo buteo	3,33 ± 0,33	0,10 ± 0,009	33,6
Aquila chrysaetos	0,33 ± 0,33	0,012 ± 0,012	3,3
Falco tinnunculus	1,0 ± 1,0	0,037 ± 0,037	9,2
Falconiforme sp.	0,33 ± 0,33	0,012 ± 0,012	3,3

Tabla 12. *Número medio de falconiformes detectadas ± E.T., frecuencias de detección e índices de abundancia relativa (IRA) en las zonas baja y alta durante el trimestre septiembre-noviembre.*

Especie	Nº medio de observaciones	Individuos/Km	IRA
Zona baja			
Buteo buteo	4,6 ± 0,33	0,056 ± 0,004	56,1
Aquila chrysaetos	0,33 ± 0,33	0,004 ± 0,004	4,1
Falco tinnunculus	1 ± 0,57	0,012 ± 0,006	12,2
Falco columbarius	0,33 ± 0,33	0,004 ± 0,004	4,2
Zona alta			
Circus cyaneus	0,33 ± 0,33	0,012 ± 0,012	3,7
Accipiter nisus	0,33 ± 0,33	0,009 ± 0,009	3,7
Buteo buteo	0,66 ± 0,33	0,05 ± 0,01	7,4
Aquila chrysaetos	0,33 ± 0,33	0,009 ± 0,009	3,7

Tabla 13. *Número medio de falconiformes detectadas ± E.T., frecuencias de detección e índices de abundancia relativa (IRA) en las zonas baja y alta durante el trimestre diciembre-febrero.*

Especie	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	MEDIA ± E.T.
Pernis apivorus	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0,33 ± 0,22
Circaetus gallicus	0	5	3	7	5	2	0	2	3	0	0	0	2,25 ± 0,69
Circus cyaneus	1	3	3	4	4	3	2	0	0	0	0	0	1,66 ± 0,48
Circus pygargus	0	2	2	8	6	9	1	0	0	0	0	0	2,3 ± 0,97
Circus sp.	0	0	0	2	0	3	4	0	0	0	0	0	0,75 ± 0,41
Accipiter gentilis	3	1	1	2	2	1	0	2	1	1	0	0	1,16 ± 0,27
Accipiter nisus	1	0	1	0	0	1	1	2	0	0	0	1	0,58 ± 0,19
Buteo buteo	13	15	9	12	3	12	14	13	15	2	2	6	9,66 ± 9,66
Aquila chrysaetos	0	2	0	1	1	1	1	1	3	0	0	2	1,0 ± 0,27
Hieraaetus fasciatus	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0,16 ± 0,57
Falco tinnunculus	1	1	1	0	0	2	7	9	1	0	0	0	1,83 ± 0,86
Falco subbuteo	0	0	0	1	2	0	2	0	0	0	0	0	0,41 ± 0,22
Falco peregrinus	1	0	2	3	1	1	2	3	0	1	0	0	1,16 ± 0,16
Falconiforme sp.	1	0	0	1	1	1	2	0	0	0	0	0	0,5 ± 0,19

Tabla 14. *Número total de observaciones para especies y sus valores medios (± E.T.) para el conjunto de estaciones de censo realizadas en las sierras suroccidentales de Ourense (Baixa-Limia).*

Los resultados de las estaciones de control de la zona alta (Tabla 14 y Tabla 1, Anexo) se comentarán en el análisis específico correspondiente (ver apartado 4.3.)

Para el conjunto de las 12 especies reproductoras se estima una población de 86-131 parejas, siendo las 3 más abundantes Busardo ratonero, Aguilucho cenizo y Cernícalo vulgar (Tabla 15).

Especie	**Nº parejas**
Pernis apivorus	3-5
Milvus migrans	1-2
Circaetus gallicus	4-5
Circus cyaneus	5-8
Circus pygargus	15-20
Accipiter gentilis	5-10
Accipiter nisus	10-15
Buteo buteo	20-25
Hieraaetus fasciatus	0-1
Falco tinnunculus	15-20
Falco subbuteo	5-10
Falco peregrinus	3-5
TOTAL	**86-131**

Tabla 15. *Estimas poblacionales de las falconiformes presentes en las sierras suroccidentales de Ourense.*

Localización	**Extensión (Km^2)**	**Nº parejas**	**Nº especies**	**Densidad (Parejas/100 Km^2)**	**Fuente**
Provenza	38.000	6.041	18	15,9	Cheylan, 1981
Pirineo Catalán	5.625	204	9	3,6	Parellada & De Juan, 1981
Ourense	7.278	1.065	13	14,6	Presente trabajo
Baixa-Limia	440	82	9	18,6	Presente trabajo
Cataluña	32.000	1.797	20	5,6	Alamany *et al*., 1984
Alto Ebro y S. Ibérico	24.000	940	17	4,9	De Juana, 1981
Sierra de Guadarrama	245	55	11	22,4	Veiga, 1985
Alto Palancia	1.500	46	9	3,1	Verdejo, 1991
Granada	12.501	760	17	6,1	Gil Sánchez *et al*., 2000

Tabla 16. *Densidades de falconiformes en comunidades nidificantes en la península Ibérica y sur de Europa (Nota: En el caso de Ourense y la Baixa-Limia se utilizaron las estimas poblacionales más conservadoras. En ambos casos sólo se tuvieron en cuenta las estimas de especies de cría segura).*

Las densidades obtenidas en la Baixa-Limia y conjunto de Ourense alcanzaron valores similares a los obtenidos en la Provenza y ambientes de montaña mediterráneos como los de la Sierra de Guadarrama, y fueron notablemente superiores a los obtenidos en el resto de los estudios (Tabla 16). Estas diferencias en los resultados podrían venir determinadas en algunos casos por las diferentes metodologías y esfuerzo empleado en las prospecciones.

4.2. Densidades absolutas de Azor común y Busardo ratonero en la Baixa-Limia.

Durante las primaveras de 1997, 1998 y 2000 se prospectaron un total de 5.104,7 ha de bosque (Tabla 17), correspondiendo la gran mayoría a masas forestales mixtas y de coníferas. Este esfuerzo de prospección permitió la localización de 27 nidos de falconiformes. De ellos, 5 eran nidos ocupados de Busardo ratonero y 6 de Azor común, correspondiendo los restantes 16 a plataformas no ocupadas en el momento del hallazgo. Éstas probablemente pertenecieran en su mayoría a Busardo ratonero y Azor común, aunque no fue posible la confirmación. El hecho de haber encontrado más nidos de Azor común que de Busardo ratonero, aún siendo éste sensiblemente más abundante, podría deberse a que las superficies prospectadas fueron principalmente masas continuas, con condiciones estructurales más adecuadas para la nidificación del Azor (MAÑOSA, 1993). Estos nidos localizados correspondieron a 4 parejas de Azor común y 5 parejas de Busardo ratonero.

La superficie forestal total del área de estudio es de unas 11.000 ha, lo que supone el 25% de la superficie, aunque la extensión de manchas potencialmente adecuadas para la nidificación de estas especies es sensiblemente menor. El número máximo de parejas reproductoras de Azor común estaría entre 5-10, lo que arrojaría una densidad de 1,25-2,5 parejas/100 km^2, con una distancia media entre nidos más próximos de 6,9 ± 3,8 km (± E.T.). Considerando el área total forestal disponible (VERDEJO, 1991), la densidad aumentaría a 4,5-9 parejas/100 km^2. En el caso del Busardo ratonero, el número máximo de parejas reproductoras estimado sería de 15 y la densidad estaría en torno a 4 parejas/100 km^2. No obstante, dada su mayor tolerancia a ocupar áreas de bosque de características menos restrictivas respecto a estructura y composición específica (HUBERT, 1993), esta densidad podría quedar infraestimada. La distancia media entre los nidos más próximos fue de 7,75 km ± 1,8 E.T.

Considerando los *Home range* habituales de ambas especies en el Paleártico occidental (CRAMP & SIMMONS, 1980), las densidades obtenidas se pueden considerar bajas respecto a las de otras zonas europeas, incluida la península Ibérica (MAÑOSA, 1993; CERASOLI & PENTERIANI, 1996; GOSZCZYNSKI, 1997; PENTERIANI & FAIVRE, 1997a; PENTERIANI & FAIVRE, 1997b; SELAS, 1997; CRUZ *et al*., 2000; SERGIO *et al*., 2002). Este hecho parece relacionado con una limitada extensión de áreas forestales adecuadas y su

fragmentación. Esta deforestación es derivada de la proliferación de incendios forestales y de una política de manejo forestal en general inadecuada e incompatible con los requerimientos de estas falconiformes (BEIER & DRENNAN, 1997; PENTERIANI & FAIVRE, 1997a, b; PETTY, 1998; CAMPRODRON & PLANA, 2001). Otros factores ambientales como la estructura de la vegetación, densidad de presas y topografía podrían actuar también limitando la población reproductora (NEWTON, 1979).

	1997	**SB**	**1998**	**SB**	**2000**	**SB**	**Total**
Superficie de bosque prospectada	642,6		2.871,2		1.590,9		5.104,7
Nidos *Buteo buteo*	2	321,3	3	957	0	> 1.590,9	5
Nidos *Accipiter gentilis*	0	> 642,6	4	717,8	2	795,4	6

Tabla 17. *Superficie de bosque prospectada (ha) durante las primaveras de 1997, 1998 y 2000 y nidos detectados de falconiformes forestales. (**SB:** Superficie de bosque (ha) necesario para detectar un nido ocupado).*

4.3. Análisis específico.

4.3.1. Abejero europeo*, Pernis apivorus*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

En Ourense es raro, aunque más frecuente de lo que se suponía en épocas pasadas (PRIETA, 2003; VIDAL & SALVADORES, en prensa). En la comarca de "A Limia" se ha comprobado la existencia de 5-6 parejas (densidad media de 1,2-1,4 parejas/100 km^2) (VILLARINO *et al*., 2002), similar a la estimada para la Baixa-Limia. Se detectó en el 23,5% de las cuadrículas censadas y se obtuvo un IRA de 8,0 (Tabla 5). Mostró predilección por las formaciones boscosas puras y, sobre todo, por las formaciones mixtas en mosaico de bosque y matorral. También se detectó en áreas de matorral puro (Tabla 6). Se estimó una población provincial de 30-40 parejas (Tabla 7), que pudiera ser incluso mayor. Esta estima parece en consonancia con la dada para el conjunto de Galicia de 100-130 parejas (VIDAL & SALVADORES, en prensa).

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Fue detectada principalmente en áreas con presencia de masas boscosas, tanto de frondosas, en la zona oriental, como caducifolias y mixtas en el sector más occidental de la Serra do Xurés y de coníferas en la Serra de Laboreiro (Figura 5). En el Parque Nacional de Peneda-Gerês su presencia también está asociada a masas boscosas más o menos cerradas (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

Se estima una población local comprendida entre 3-5 parejas reproductoras (Tabla 15). En la vertiente lusa se han estimado 6-8 parejas (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Su escasez y hábitos retraídos pueden explicar la ausencia de contactos en los itinerarios con estaciones. En las estaciones de censo en la zona alta únicamente se detectó en el trimestre junio-agosto, tratándose posiblemente de individuos nidificantes. No fue observado en los itinerarios de censo de la zona baja.

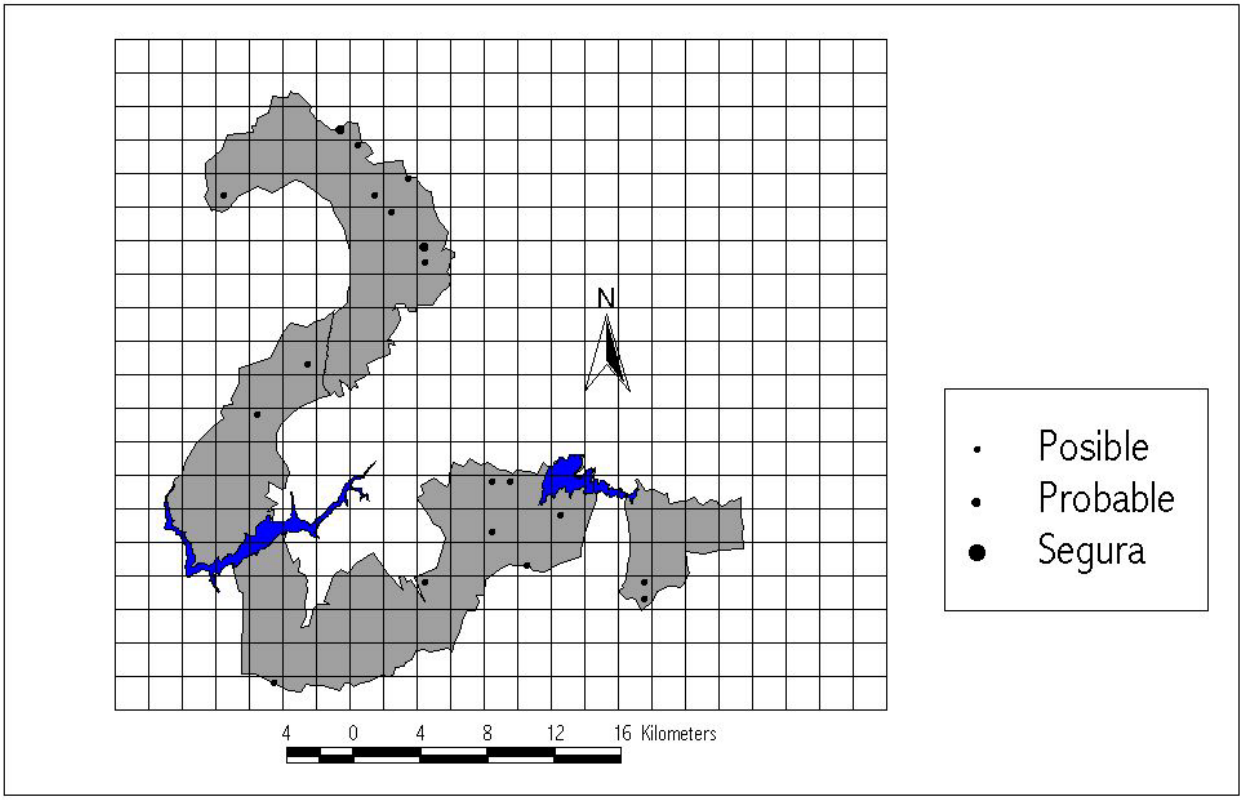

Figura 5. *Mapa de distribución de Abejero europeo en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.2. Elanio común*, Elanus caeruleus*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Se trata de una especie rara, detectada en un 2,9% de las cuadrículas censadas (IRA = 0,7) (Tabla 5). En el conjunto de Galicia es considerada una especie accidental, aunque su reciente expansión peninsular (FERRERO & ONRUBIA, 1998; FERRERO & ONRUBIA, 2003) y la proliferación de citas en el sur de Galicia, sobre todo en la Comarca de "A Limia" (VILLARINO *et al*., 2002), hacen pensar en la posibilidad de existencia de algún núcleo reproductivo (FERRERO & ONRUBIA, 2003).

La observación obtenida fue en un área dominada por un mosaico de matorral, fundamentalmente de *Cytisus* sp con pastizales y cultivos (Tabla 6).

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Especie accidental en la zona. Se realizaron dos observaciones: un ejemplar adulto en la Serra de Laboreiro el 17 de octubre de 1999 y otro en la primavera de 2000 en zonas de páramos de monte bajo con manchas de *Pinus sylvestris*. En la vertiente portuguesa de Peneda-Gerês no ha sido citada (PIMENTA & SANTAREM, 1996).

4.3.3. Milano negro, *Milvus migrans*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Especie estival no rara en la provincia, al igual que en gran parte de la Galicia interior. Fue detectada en el 32,3% de las cuadrículas (IRA = 17,6) (Tabla 5). Todo parece indicar que se trata de una especie en expansión en Galicia (VIÑUELA, 1997b; BLANCO & VIÑUELA, 2003). En la comarca de "A Limia" se estimó una población de 6-8 parejas (VILLARINO *et al*., 2002). Los medios en los que se detectó coinciden con los más característicos para la especie: arboledas próximas a embalses, mosaico de bosques y cultivos y vegas fluviales (DIAZ *et al*., 1996), aunque también se observó en áreas próximas a cortados fluviales (Tabla 6). La población provincial se estimó en 30-50 parejas (Tabla 7).

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Mostró una marcada preferencia por los embalses, encontrándose el núcleo más importante en el área del embalse de Salas. También se detectó en zonas cercanas a los embalses As Conchas, Lindoso y Olelas (Figura 6). El área del embalse de Salas es particularmente buena, dada la disponibilidad de masas boscosas adecuadas para nidificar y de áreas abiertas de campeo para cazar.

En el Parque Nacional de Peneda-Gerês es raro, no fue posible confirmar su reproducción y su distribución también parece asociada a la de los embalses (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

En el área de estudio se estimó una población reproductora de 1-2 parejas (Tabla 15). No fue observada ni en las estaciones de control ni en los transectos, lo que sugiere la escasez y restringida área de distribución.

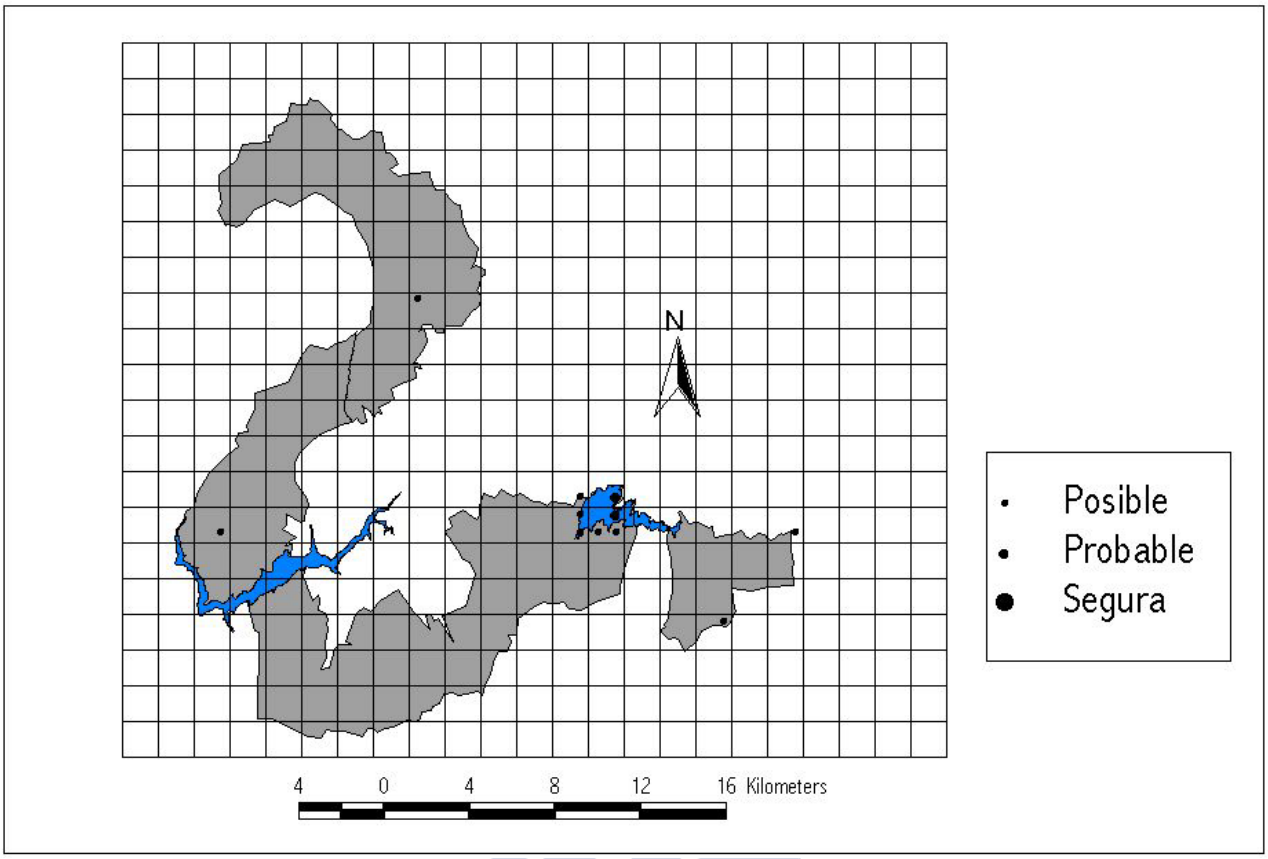

Figura 6. *Mapa de distribución de Milano negro en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.4. Milano real, *Milvus milvus*

Ourense

En Ourense y conjunto de Galicia es muy rara y se ha hecho más escasa desde principios de la década de 1980 (VILLARINO *et al*., 2002). Tan sólo existe un episodio de nidificación comprobado, acaecido en Ourense durante la década mencionada (S.G.H.N., 1995). La práctica totalidad de observaciones en la década de 1990 correspondió a ejemplares, fuera del período reproductivo, en las sierras orientales y A Limia (DE SOUZA *et al*., 1998; VILLARINO *et al*., 2002). Durante la realización de los itinerarios de carretera no fue detectado, pero durante prospecciones a pie en el período reproductivo de 2002 fueron observados sendos individuos en las estribaciones del Macizo Central ourensano, sugiriendo la posibilidad de una población nidificante muy exigua o de carácter esporádico (VIÑUELA, 2003).

Baixa-Limia

Fue observada en período reproductivo en dos ocasiones, concretamente sendos individuos en junio de 1996 y julio de 1999, aunque también fue vista en meses otoñales sobrevolando el embalse das Conchas. Todo apunta a la inexistencia de intentos de cría, correspondiendo las observaciones primaverales posiblemente a ejemplares en paso o dispersión posgenerativa. En la vertiente portuguesa únicamente se mencionan dos observaciones, en marzo de 1975 y octubre de 1980 (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

4.3.5. Alimoche, *Neophron percnopterus*

Ourense

No fue detectada durante los itinerarios, aunque existen observaciones en los últimos años (VILLARINO *et al*., 2002). Nidificante excepcional en Galicia (S.G.H.N., 1995), con cría confirmada en las sierras nororientales de Ourense, aunque parece extinguido como nidificante desde principios de 1990 (DEL MORAL, 2002; DONÁZAR, 2003).

Es una especie rara en Galicia, donde la que la mayoría de las observaciones recientes (VILLARINO *et al*., 2002) corresponderían a individuos dispersivos. Finalizados los muestreos de la presente memoria de Tesis, se observó un ejemplar adulto en el Cañon de río Bibei a finales de mayo de 2004. Esto sugiere la posibilidad de cría de una pareja en esta zona del Macizo Central Ourensano.

Baixa-Limia

Se efectuó una única observación, un ejemplar adulto sobrevolando la Serra do Xurés en julio de 1998. La ausencia de más registros permite descartar con certeza la nidificación en la Baixa-Limia, pudiendo tratarse probablemente de un individuo en dispersión postreproductiva. En Peneda-Gerês PIMENTA & SANTAREM (1996) mencionan tres únicas observaciones, sin confirmar la reproducción.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.6. **Buitre leonado**, *Gyps fulvus*

Ourense

El Buitre leonado ha mostrado un espectacular aumento de efectivos en España en las últimas dos décadas (DÍAZ *et al*., 1996; DEL MORAL *et al*., 1999), aunque sin incrementar apreciablemente su área de distribución. No obstante, existen episodios de reciente colonización en zonas del norte peninsular (OLEA *et al*., 1999).

Galicia es una de las pocas comunidades españolas continentales donde está ausente como reproductora (S.G.H.N., 1995; MARTÍ, 2003), comportándose como dispersivo o migrante raro (DE SOUZA *et al*., 1996). Las recientes observaciones en algunas zonas del norte, interior y área oriental corresponden casi siempre a individuos juveniles (VILLARINO *et al*., 2002; datos propios). Este hecho sugiere la posibilidad futura de acantonamiento de núcleos reproductores en Galicia, y particularmente en Ourense, donde las observaciones durante el período reproductivo fueron más habituales (SALVADORES & VIDAL, 2002; VILLARINO *et al*., 2002).

Baixa-Limia

Es una especie accidental, ya que sólo se realizó una observación primaveral, efectuada al sur de la Serra de Laboreiro en 2000. En 1999 fue recogido un ejemplar en las proximidades de Celanova (extremo norte de la Serra de Laboreiro) y llevado al Centro de recuperación de fauna de "O Rodicio" (Concha Domínguez, com. pers.). En el Parque portugués PIMENTA & SANTAREM (1996) mencionan únicamente 3 observaciones de 5 individuos entre 1990 y 1995.

4.3.7. Culebrera europea, *Circaetus gallicus*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Especie estival común en Ourense, detectada en el 35,2% de las cuadrículas censadas (IRA = 17,6) (Tabla 5). Se observó en 6 de los 10 medios diferenciados (Tabla 6), siendo los más utilizados las formaciones de matorral, áreas de campiña, áreas en mosaico de bosque y matorral y cañones fluviales. En A Limia se comprobó la presencia habitual de 2 parejas nidificantes en áreas montañosas cercanas, con un aumento de registros en las últimas décadas (VILLARINO *et al*., 2002).

Se estimó una población reproductora para Ourense de 20-30 parejas (Tabla 7), con una densidad media próxima a 0,5 parejas/100 km^2, inferior a la obtenida en otras áreas del sur peninsular (MAÑOSA, 2003). Esta población supone el 1% de la estimada para España.

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Acorde con sus preferencias de hábitat (DÍAZ *et al*., 1996), se detectó principalmente por encima de la cota altitudinal de 800 m, en áreas de altiplano o de orografía abrupta. No obstante, también frecuentó zonas más bajas y prácticamente llanas, como las cercanas al embalse de Salas (Figura 7). Los núcleos más importantes se encontraron en la zona de Laboreiro y áreas boscosas cercanas al embalse de Salas, donde dispone de amplias áreas de campeo para cazar y de bosque para nidificar. En Peneda-Gerês se distribuye igualmente por todo el territorio (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

Se estimó una población local de 4-5 parejas reproductoras (Tabla 15), con preferencia por el sector norte (Serra de Laboreiro). Esto representa el 16 % del total provincial.

Las mayores abundancias relativas se obtuvieron en el trimestre marzo-mayo, resultando siempre más elevadas las obtenidas para la zona alta en el caso de los transectos, sobre todo en el sector norte del área de estudio.

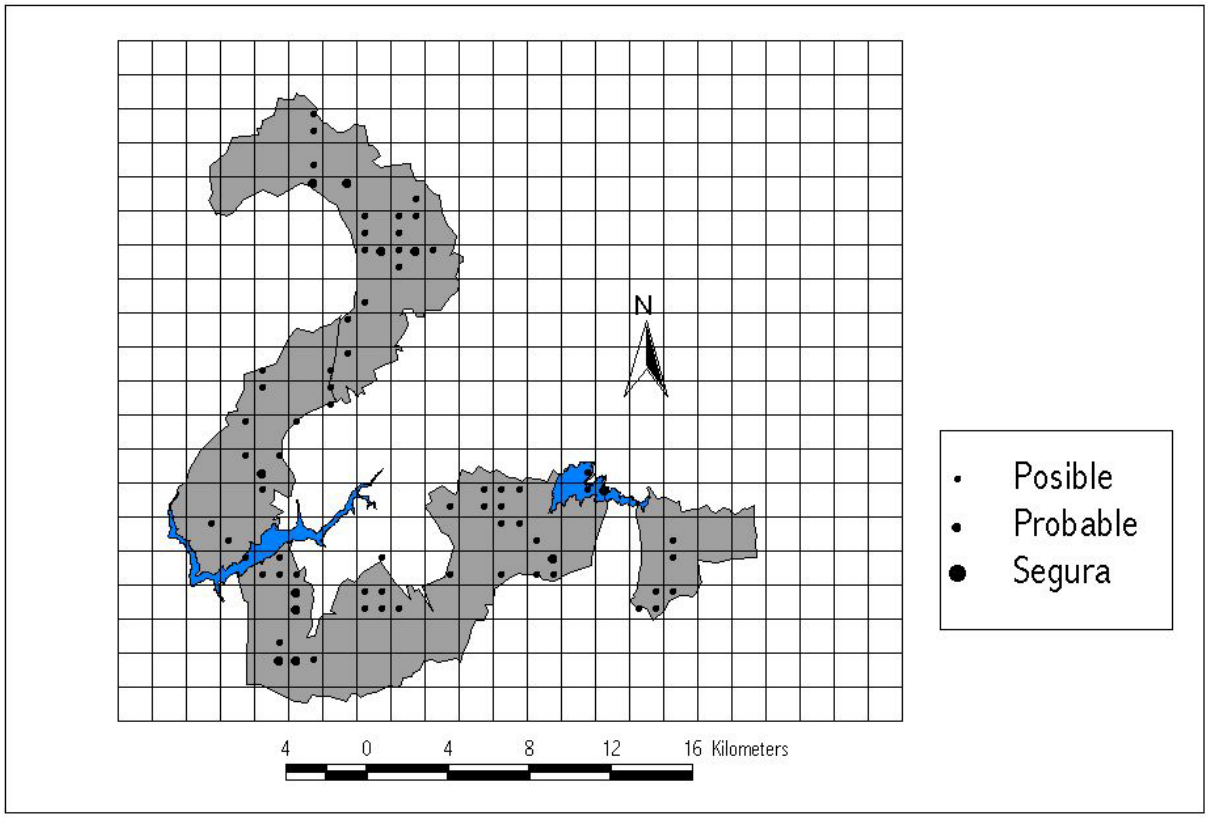

Figura 7. *Mapa de distribución de Culebrera europea en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.8. **Aguilucho lagunero**, *Circus aeruginosus*

Ourense

Se trata de una especie rara, detectada sólo en el 2,9 % de las cuadrículas prospectadas (IRA = 0,7) (Tabla 5). En Galicia su estatus no está claro, considerándose migradora o bien reproductora residente en escaso número (VÁZQUEZ-PUMARIÑO, 1995; DE SOUZA *et al*., 1996). La única área de cría confirmada, donde son más habituales las observaciones es la de A Limia, donde debió de ser bastante abundante con anterioridad a la desecación de la laguna de Antela (VILLARINO *et al*., 2002). En los itinerarios con automóvil fue observada en áreas de borde de embalse (Tabla 6).

Baixa-Limia

No fue detectada durante el período de estudio, ni tampoco lo fue en el Parque Nacional de Peneda-Gêrés (PIMENTA & SANTAREM, 1996).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.9. Aguilucho pálido, *Circus cyaneus*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Se trata de una especie escasa en el conjunto de Ourense, detectada en el 14,7% de las cuadrículas censadas (IRA = 3,6) (Tabla 5). En A Limia se estimó una población de 8-11 parejas, alcanzándose una densidad media de 1,92-2,64 parejas/100 km^2 (VILLARINO *et al*., 2002), muy superior a la obtenida para el conjunto provincial (0,35 parejas/100 km^2).

Se ha estimado una población para Ourense de 20-25 parejas (Tabla 7), lo que representa aproximadamente el 44 % de las estimadas para Galicia y un 3 % de las estimadas para España (PINILLA *et al*., 1994). Se observó en áreas de matorral con *Erica* sp*, Ulex* sp y *Cytisus* sp*,* (Tabla 6), al igual que en el resto de la región eurosiberiana de la península ibérica (ARAMBARRI *et al*., 1997; GARCÍA & ARROYO, 2003a).

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

En la Baixa-Limia se diferencian dos núcleos principales, el más importante ubicado en la Serra de Laboreiro y otro en el extremo oriental de la Serra do Xurés y proximidades del embalse de Salas (Figura 8). Las observaciones dibujan un panorama caracterizado por su presencia en la zona alta de las sierras, seleccionando amplias extensiones de matorral bajo y denso de brezos (*Erica*) y tojos (*Ulex*) (TAPIA *et al*., 2004). No obstante, también frecuenta pastizales y tierras de labor para cazar, como ocurre en las zonas cercanas al embalse de Salas. En Peneda-Gerês PIMENTA & SANTARÉM (1996) establecen dos núcleos principales, adyacentes con las principales áreas del territorio gallego. Durante el período posreproductivo la mayoría de las observaciones se realizó en la Serra de Laboreiro.

Abundancia.

La población de Aguilucho pálido se estimó en 5-8 parejas (Tabla 15), cifra comparativamente mayor que la dada para el Parque Nacional portugués (3-4 parejas) (PIMENTA & SANTAREM, 1996), aunque esta población lusa parece sometida a un fuerte declive.

Se mostró mucho más abundante en la zona alta del área de estudio y durante los trimestres de marzo-mayo y junio-agosto.

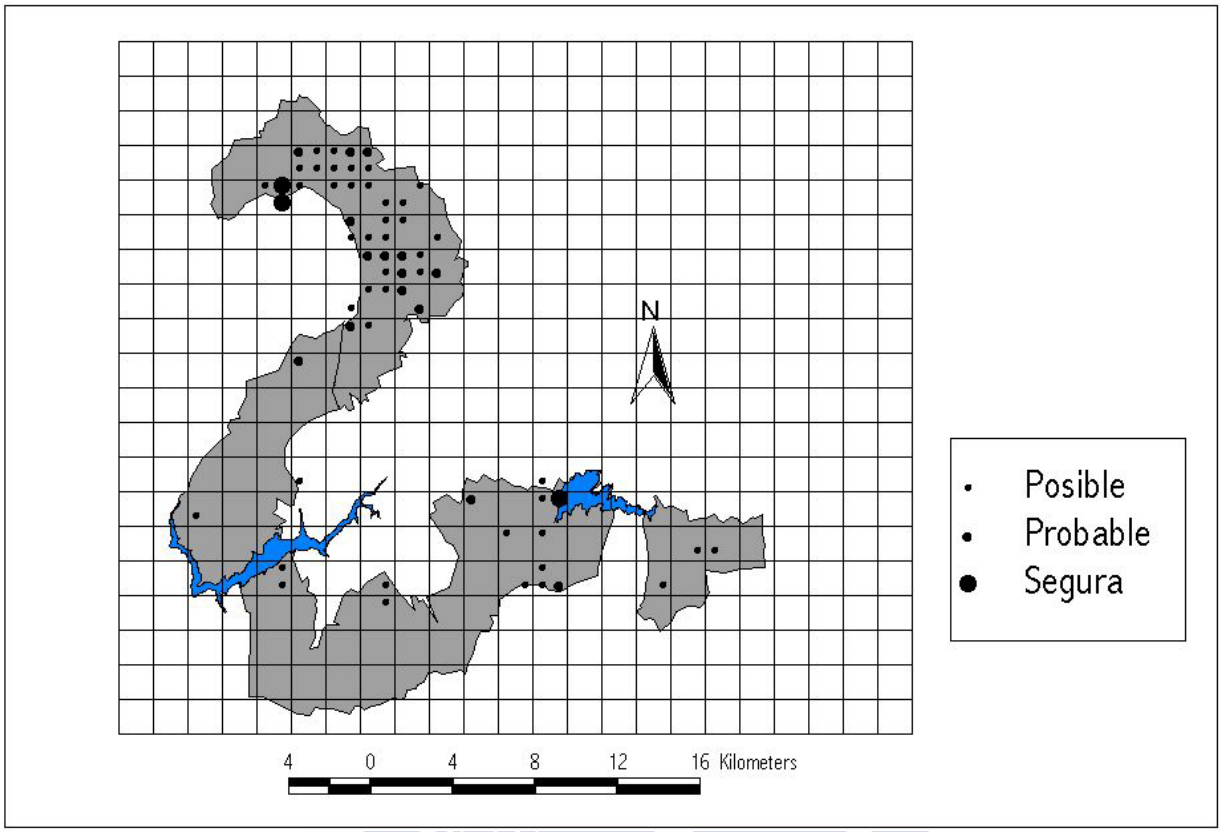

Figura 8. *Mapa de distribución del Aguilucho pálido en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.10. Aguilucho cenizo, *Circus pygargus*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Especie estival común, detectada en un 55,8% de las cuadrículas censadas (IRA = 37,5) (Tabla 5). En A Limia es común, con una población reproductora estimada entre 41-49 parejas (VILLARINO *et al*., 2002). Para Ourense se estimó una población comprendida ente 100-150 parejas reproductoras (Tabla 7), aunque el contingente de individuos no reproductores posiblemente sea superior. Esta población representaría el 3% de la estimada para España (GARCÍA & ARROYO, 2003b). En cuanto a las preferencias de hábitat, se detectó con mayor frecuencia en formaciones puras de vegetación natural (matorrales) y mosaicos de pastizales y cultivos (Tabla 6). La disponibilidad de éstos parece determinar su distribución (GARCÍA & ARROYO, 2003b; TAPIA *et al*., 2004).

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Se distribuye por toda el área de estudio, frecuentando hábitats abiertos como brezales, tojales, pastizales y campos de cereal, generalmente por encima de 800 m de altitud (TAPIA *et al*., 2004). Sus núcleos poblacionales principales se encuentran en el área de pastizales y matorrales ralos cercanos al embalse de Salas y Serra de Laboreiro (Figura 9). A medida que se incrementa la altitud es sustituida por el Aguilucho pálido, llegando a ser incluso más común éste último en algunas zonas situadas por encima de 1.000 m. Este mismo fenómeno ha sido citado en otras zonas de Galicia (PENAS-PATIÑO, 1995a). Las variables que determinaron su presencia fueron la superficie de matorral-pastizal y, en menor medida, la altitud mínima (TAPIA *et al*., 2004).

Abundancia.

Se estimó una población de 15-20 parejas (Tabla 15). En Peneda-Gerês se estimó una población de 20-25 parejas (PIMENTA & SANTAREM, 1996). En las zona altas este aguilucho apareció frecuentemente en los transectos con estaciones efectuados en los meses estivales, obteniéndose los mayores valores en la Serra de Laboreiro. Este mismo carácter estival determinó que se detectase únicamente en las estaciones de control efectuadas en los trimestres

de marzo-mayo y junio-agosto, con mayor frecuencia en las del sector norte y en las estaciones de la Serra da Pena. En los itinerarios de censo de la zona baja se detectó con mayor frecuencia en el trimestre marzo-mayo.

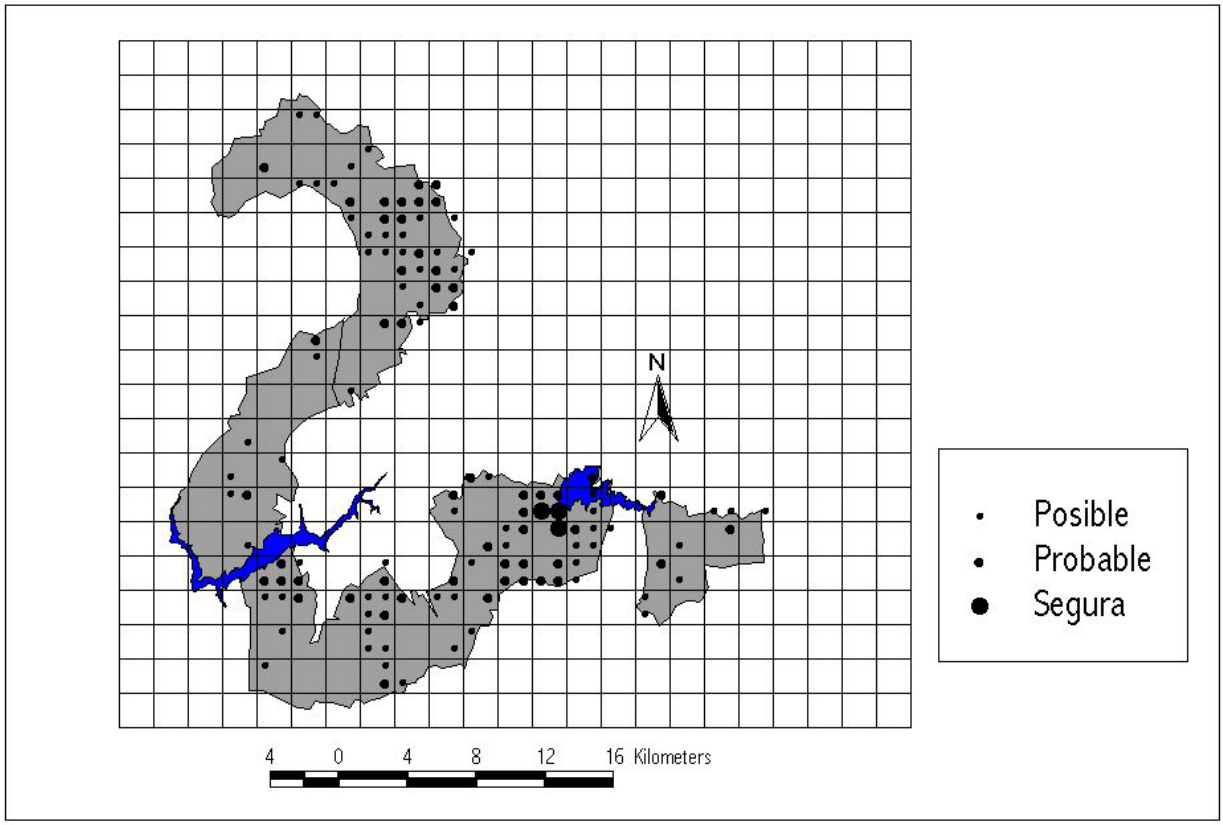

Figura 9. *Mapa de distribución del Aguilucho cenizo en en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

4.3.11. Azor común, *Accipiter gentilis*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Se la puede considerar común en la provincia (BALBÁS *et al*., 2003), aunque mediante los transectos por carretera sólo fue detectada en el 8,8% de las cuadrículas censadas (IRA = 2,2) (Tabla 5). Sin duda su presencia fue infraestimada por las limitaciones del método de censo (ver metodología, apartado 3.1.2.). En la comarca de A Limia se considera una especie rara, cuya población se redujo después de la concentración parcelaria, estimándose en la actualidad una población de 5 parejas reproductoras (VILLARINO *et al*., 2002).

Se observó en formaciones de coníferas, mosaicos de bosque y matorral e incluso en áreas deforestadas de matorral de montaña del Macizo Central, lo que pone de manifiesto las adaptaciones a la deforestación que presenta en Europa (KENWARD, 1996). Se estimó una población provincial de 100-150 parejas (Tabla 7), con una densidad media en torno a 1,25 parejas/100 km^2, muy similar a la obtenida en la comarca de A Limia (VILLARINO *et al*., 2002). Estas cifras son más acordes con las establecidas para otras áreas del norte peninsular (BENITO & DEL CAMPO, 2004) que con las aportadas para el conjunto de Galicia (BALBÁS *et al*., 2003), las cuales parecen sobreestimadas.

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Presentó una distribución regular (Figura 10), asociándose durante el período reproductivo fundamentalmente a formaciones boscosas maduras dominadas por coníferas (Tablas 18 y 19). Su detección es complicada, dados sus hábitos forestales y retraídos, si bien durante el período posreproductivo fue más habitual observarla en campo abierto. En el Parque Nacional de Peneda-Gerês también parece tener una distribución regular (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

Se estimó una población local de 5-10 parejas (Tabla 15). En el Parque Nacional portugués se estimó la población en 10-20 parejas (PIMENTA & SANTARÉM, 1996). En los itinerarios de censo de la zona baja se registró en todos los trimestres, salvo en diciembre-

febrero, aunque siempre con valores muy bajos (Tablas 10-13). En las estaciones de control se detectó de modo escaso, aunque espaciado, a lo largo del ciclo anual.

Reproducción.

Se encontraron 6 nidos ocupados (Tabla 18). Aunque el tamaño de muestra es reducido y no permite extraer conclusiones definitivas, la ubicación de los nidos sugiere que el Azor común seleccionó bosques maduros mixtos, en zonas donde las coníferas, fundamentalmente *Pinus pinaster* y, en menor medida, *P. radiata*, fueron las especies arbóreas más abundantes. Utilizaron en todos los casos árboles de gran porte, situándose las plataformas a alturas comprendidas entre 10 y 17 m (Tabla 18).

La influencia de la presencia humana en el entorno de ubicación de los nidos fue variable, tanto en lo referido a proximidad de pistas y carreteras como de casas y núcleos urbanos. Las parejas aparentemente toleraron una relativa proximidad humana (NA1 o NA3), pero otras seleccionan zonas mucho más alejadas de posibles perturbaciones de origen antrópico (Tabla 18).

De los 5 nidos para los que fue posible establecer el éxito reproductivo (Tabla 18), cuatro consiguieron sacar adelante polluelos, mientras el cuarto, precisamente el ubicado más próximo a una carretera asfaltada, mostró síntomas de expolio humano o de depredación, potencialmente inducida por el abandono del nido debido a una perturbación de origen humano.

En los nidos a los que se pudo acceder a su control visual se comprobaron fenómenos de cainismo y monopolización de las presas por los pollos mayores, desencadendo en todos los casos la muerte del menor de los polluelos.

En las parcelas centrales en las cuales se ubicaron los nidos (ver metodología apartado 3.2.2), los árboles presentaron un mayor porte en cuanto a su perímetro y tendencia a una menor densidad de pies (Tabla 19).

Variable	NA1	NA2	NA3	NA4	NA5	NA6	Media ± E.T.
SPA	*P. pinaster*	*P. pinaster*	*P. pinaster*	*P. radiata*	*P. pinaster*	*P. pinaster*	
AS	17	10	15	15	12	10	13,16 ± 1,19
HA	20-25	20-25	20-25	20-25	20-25	20-25	20-25
ASNM	540	410	515	940	515	550	578,33 ± 75,15
PA	199	154	151	127	196	124	158,5 ± 13,29
DNM	210	185	180	135	196	124	171,66 ± 14,05
DPNA	275	350	100	100	180	205	201,66 ± 40,22
DAP	-60	60	0	10	0	-15	-0,83 ± 15,8
DAC	-50	-260	0	45	0	-15	-46,66 ± 44,45
DCA	375	1.000	55	200	40	300	328,33 ± 144,73
LTP	1.500	0	4.500	9.500	4.500	1.500	3.583,33 ± 1.392,93
LTC	6.750	0	3.600	3750	3600	1500	3200 ± 937,28
DCH	275	550	925	825	900	375	641,66 ± 114,68
DPM	600	550	1.200	1.100	1.200	800	908,33 ± 121,39
NHC	1.523	2.797	1.523	2.207	1.523	1.523	1.849, 33 ± 219,99
E.R.	2	3	0*	¿?	3	3	2,75 ± 0,25

***Tabla 18**. Parámetros característicos de los nidos de Azor común encontrados durante las primaveras de 1997, 1998 y 2000. Para significado de las abreviaturas ver apartado 3.2.2. E.R., éxito reproductivo (número de pollos que abandonaron el nido). *, expoliado por el hombre o depredado antes de eclosionar los huevos. (Para ver localización de nidos, ver Anexo Figura 1).*

	NA 1	NA 2	NA 3	NA 4	NA 5	NA 6	Media
Parcela central							
d (nº árboles/0,25ha)	19	22	11	63	29	19	27,2 ± 7,54
Perímetro árboles (cm)	101,8 ± 15,4	89,6 ± 9,1	90,2 ± 15,3	101,5 ± 2,4	70,9 ± 9,4	146,4 ± 36,5	100 ± 10,3
Altura árboles (m)	15,6 ± 1,8	17,2 ± 1,2	14 ± 1,4	11,2 ± 0,3	13,9 ± 1,4	15,6 ± 1,1	14,6 ± 0,84
Parcelas periféricas							
d (nºpies/0,25ha)	23,1 ± 2,6	38 ± 7,8	28,2 ± 9,1	23,16 ± 6,4	25,5 ± 3	19,8 ± 2,3	26,3 ± 2,6
Perímetro árboles (cm)	90,6 ± 3,9	70,9 ± 2,1	57,7 ± 2,4	81,5 ± 4	69,5 ± 3,4	93,9 ± 3,4	77,3 ± 5,6
Altura árboles (m)	16,5 ± 0,6	16,4 ± 0,3	11,2 ± 0,3	16,9 ± 0,7	14,8 ± 1,5	12,99± 0,3	14,8 ± 0,93

***Tabla 19.** Valores medios ± E.T. de las características del hábitat de las masas boscosas que albergaban nidos de Azor común (Ver apartado 3.2.2.).*

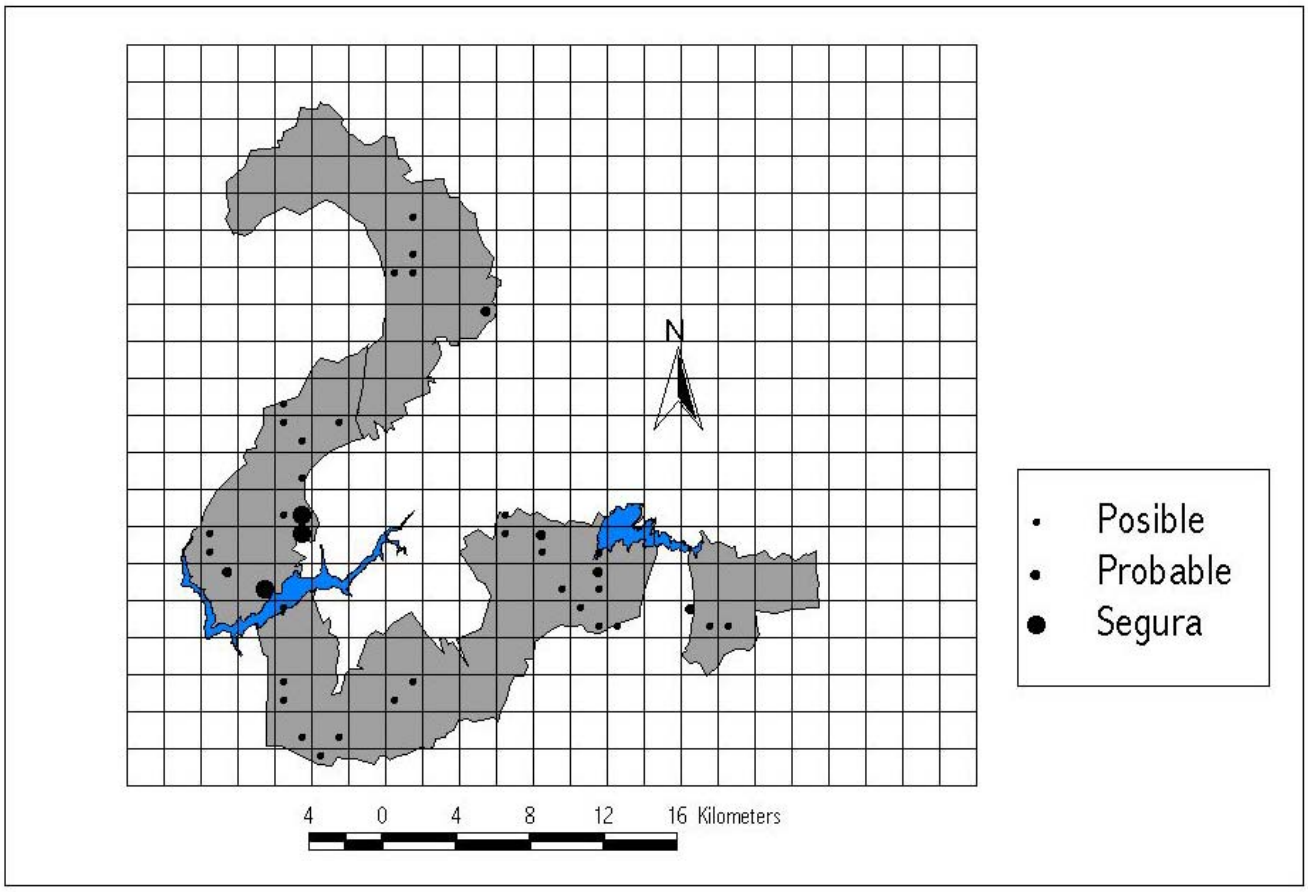

Figura 10. *Mapa de distribución del Azor común en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.12. Gavilán común, *Accipiter nisus*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Se detectó en un 5,8% de las cuadrículas muestreadas (IRA = 1,4) (Tabla 5). Sus hábitos forestales y discretos, unido al área de distribución provincial conocida (MENDOZA, 1997; BALBÁS & GONZÁLEZ, 2003) hacen pensar en una clara infraestimación de la abundancia. Su presencia estuvo asociada a formaciones de coníferas y áreas mixtas de bosque y matorral (Tabla 6). En A Limia la población en los últimos años fue evaluada en 10-12 parejas, con una densidad media de 2,4-2,9 parejas/100 km^2 (VILLARINO *et al*., 2002). Para el conjunto de Ourense estimamos una población de 150-200 parejas (Tabla 7), lo que supone una densidad en torno a las 2,5 parejas/100 km^2, similar a la obtenida para la Galicia atlántica (PENAS-PATIÑO, 1995b).

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Frecuentó todo tipo de bosques, siendo muy adaptable (VERDEJO, 1991). Seleccionó preferentemente bosquetes cerrados y densos de la zona montana, donde sus nidos posiblemente estén más protegidos de depredadores como el Azor común o el Busardo ratonero. La distribución fue bastante homogénea, tanto en período reproductivo (Figura 11) como postreproductivo (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000), si bien su presencia estuvo fundamentalmente ligada a los bosquetes de la parte alta de las sierras. En la vertiente portuguesa de Peneda-Gerês presenta una distribución más irregular (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

Es poco común, al menos si se comparan sus densidades con las alcanzadas en otras zonas de Europa e incluso de la península Ibérica (NEWTON, 1986, 1996; MAÑOSA, 1997; SELAS, 1997).

Se estimó una población de 10-15 parejas (Tabla 15). En Peneda-Gerês está catalogada como especie poco común, con una población en torno a 30 parejas (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Se observaron ejemplares en los itinerarios, aunque con valores muy bajos para todos los trimestres.

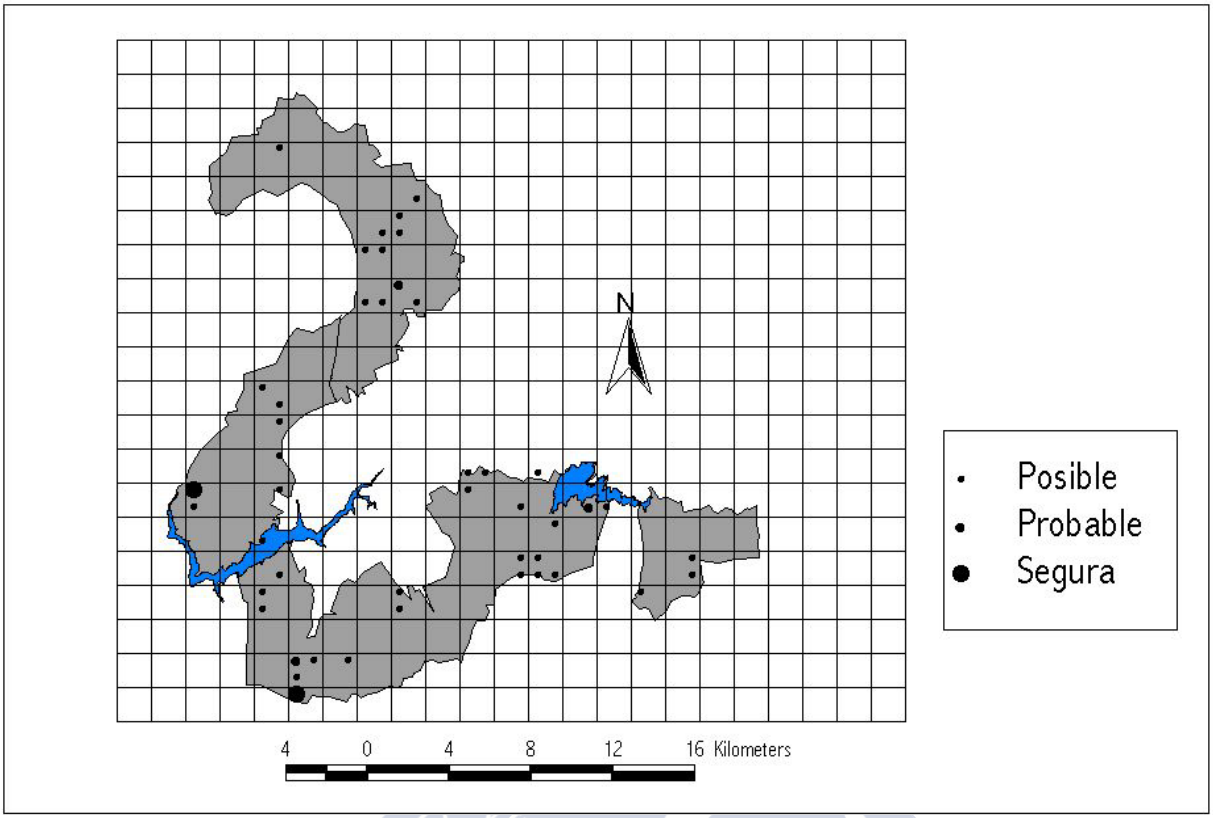

Figura 11. *Mapa de distribución del Gavilán común en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.13. Busardo ratonero, *Buteo buteo*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Especie muy común en toda la provincia, detectada en un 97% de las cuadrículas censadas (IRA = 91,9) (Tabla 5). Ocupó todo tipo de hábitats, sobre todo áreas poco densas como campiñas (Tabla 6). Se estimó una población en Ourense de 400-500 parejas (Tabla 7), lo que supone una densidad media de 6,4 parejas/100 km^2, inferior a la obtenida en la comarca de A Limia de 7,5-9,4 parejas/100 km^2 (VILLARINO *et al*., 2002) y otras zonas del sur de Europa (PENTERIANI & FAIVRE, 1997a; CRUZ *et al*., 2000). Sin embargo, es similar a la apuntada en el Atlas de Vertebrados de Galicia (PENAS-PATIÑO, 1995c) y en el Atlas de las Aves Reproductoras de España (BALBÁS, 2003) para las comunidades autónomas del norte.

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Se distribuye por todo el territorio (Figura 12), con predilección por hábitats arbolados. Dentro de estos parece preferir formaciones poco densas y especialmente paisajes en mosaico con bosquetes y áreas abiertas. Aparentemente no parecen existir diferencias importantes en la distribución del Busardo ratonero durante el período reproductivo y posreproductivo. En Peneda-Gerês se distribuye por todo el territorio (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

Es la falconiforme más común en el área de estudio, donde se estimó una población reproductora de 20-25 parejas (Tabla 15). En la zona alta se observaron ejemplares en todos los itinerarios con estaciones a lo largo del ciclo anual, con mayores valores en el sector norte. En las estaciones de control también se detectó regularmente, aunque durante el trimestre invernal (diciembre-febrero) se mostró más escaso en la zona alta.

Reproducción.

Fueron localizados 5 nidos ocupados durante las primaveras de 1997 y 1998. Se ubicaron en bosques maduros mixtos, en zonas donde las especies arbóreas dominantes fueron *Pinus pinaster* y *Quercus robur* (Tabla 20)

Salvo en un caso, todas las parejas de Busardo utilizaron para ubicar la plataforma del nido ejemplares de *P. pinaster*, de alturas comprendidas entre 10-30 m, situándolo en el árbol a alturas de 11-12 m (Tabla 20). Las características nidotópicas obtenidas están en consonancia con lo observado en otras áreas del sur de Europa (HUBERT, 1993; CERASOLI & PENTERIANI, 1996; SERGIO *et al*., 2002).

En cuanto a la estructura de las masas boscosas seleccionadas, se apreció una cierta preferencia por bosques de árboles maduros, aunque se mostró más adaptable que el Azor común a ocupar como hábitat de nidificación árboles más jóvenes y de menos porte. La densidad de árboles en las parcelas externas fue menor (Tabla 21).

Variable	NB1	NB2	NB3	NB4	NB5	Media ± E.T.
SPA	*P. pinaster*	*P. pinaster*	*P. pinaster*	*P. pinaster*	*Q. robur*	
AS	12	11.7	12	11.2	12	11,78 ± 0,1
HA	25-30	15-20	10-15	15-20	15-20	-
ASNM	515	685	945	530	640	663 ± 77,5
DA	149	101	95	136	92	114,6 ± 11,7
DNM	180	73	50	200	175	135,6 ± 30,7
DPNA	100	225	175	2	175	135,4 ± 38,9
DAP	0	-10	0	2	45	7,4 ± 9,6
DAC	0	-30	0	80	-25	5 ± 19,7
DCA	66	250	125	650	500	323,2 ± 113,6
LTP	4.500	5.500	3.900	2.750	7.500	4.830 ± 802,4
LTC	3.600	2.500	4.000	1.500	300	2.380 ± 679,3
DCH	925	575	1250	650	525	785 ± 135,2
DPM	1.200	800	1.400	650	800	970 ± 141,1
NHC	1.523	2.207	2.207	2.797	1.523	2.501,4 ± 241,1
E.R.	1	1	2	2	1	1,4 ± 0,2

Tabla 20. *Parámetros característicos de los nidos de Busardo ratonero encontrados durante las primaveras de 1997 y 1998. (Para significado de las abreviaturas ver apartado 3.2.2.). E.R., éxito reproductivo (número de pollos que abandonaron el nido). (Para ver localización de nidos, ver Anexo Figura 1).*

	Nido 1	Nido 2	Nido 3	Nido 4	Nido 5	Media
Parcela central						
d (nº árboles/0,25)	36	23	45	10	18	26,4 ± 6,3
Perímetro árboles (cm)	66,11 ± 8,21	98,82 ± 4,6	42,51 ± 4,84	117,8 ± 7,4	55,94 ± 7,22	76,2 ± 13,9
Altura árboles (m)	12,63 ± 1,33	13,91 ± 0,43	7,08 ± 0,7	14,7 ± 0,3	14,44 ± 1,62	12,5 ± 1,4
Parcelas periféricas						
d(nºpies/0,25ha)	26,9 ± 4	16 ± 2,7	35,9 ± 3,1	12,4 ± 4,8	14,7 ± 3,5	21,2 ± 4,4
Perímetro árboles (cm)	57,00 ± 2,71	82,23 ± 2,61	42,76 ± 2,1	97,27 ± 4,27	63,82 ± 4,20	68,6 ± 9,6
Altura árboles (m)	11,32 ± 0,53	12,68 ± 0,34	7,05 ± 0,29	13,37 ± 0,38	10,9 ± 0,62	11,1 ± 1,1

Tabla 21. *Valores medios ± E.T. de las características del hábitat de las masas boscosas que albergaron nidos de Busardo ratonero. (Para detalles sobre las parcelas ver apartado 3.2.2.).*

Alimentación.

La dieta estuvo compuesta principalmente por mamíferos y reptiles, apareciendo en proporciones más modestas los anfibios y, con porcentajes muy inferiores, las aves. No fue posible determinar el 35% de las presas vistas (Tabla 22).

La dieta del Busardo ratonero parece coincidir esencialmente con lo observado en áreas del norte peninsular en base a contenidos estomacales (BUSTAMANTE, 1985) y en base a egagrópilas (ALVÁREZ-LAÓ *et al*., 1996). El mayor porcentaje de capturas correspondió a mamíferos, que además representó la mayor contribución en cuanto a biomasa (DÍAZ *et al*., 1996). Los reptiles representaron una notable presencia en su dieta (Tabla 22), similar a lo apreciado en otras zonas de Europa (TUBBS, 1974).

En la península Ibérica los invertebrados están presentes en un gran porcentaje de la dieta del Busardo ratonero (BUSTAMANTE, 1985), aunque su consumo presenta variaciones estacionales (MAÑOSA & CORDERO, 1992). Los ortópteros y coleópteros, son los grupos más frecuentemente capturados y que aportan la mayor cantidad de biomasa (BUSTAMANTE, 1985; SANTAMARINA-FERNÁNDEZ, 1991). En este sentido, señalar que en el presente estudio el porcentaje relativo a las presas indeterminadas podría incluir en gran medida invertebrados no identificados como tales.

	NB1	NB2	NB3	NB4	% del total
Mamíferos	11	28	8	3	35%
Reptiles	9	10	10	7	25%
Anfibios	4	1	1	0	4%
Aves	1	1	0	1	2%
Presas indet.	10	22	7	11	35%
Total presas	31	62	26	22	141

Tabla 22. *Composición taxonómica de las presas de Busardo ratonero obtenida por observación directa de los nidos.*

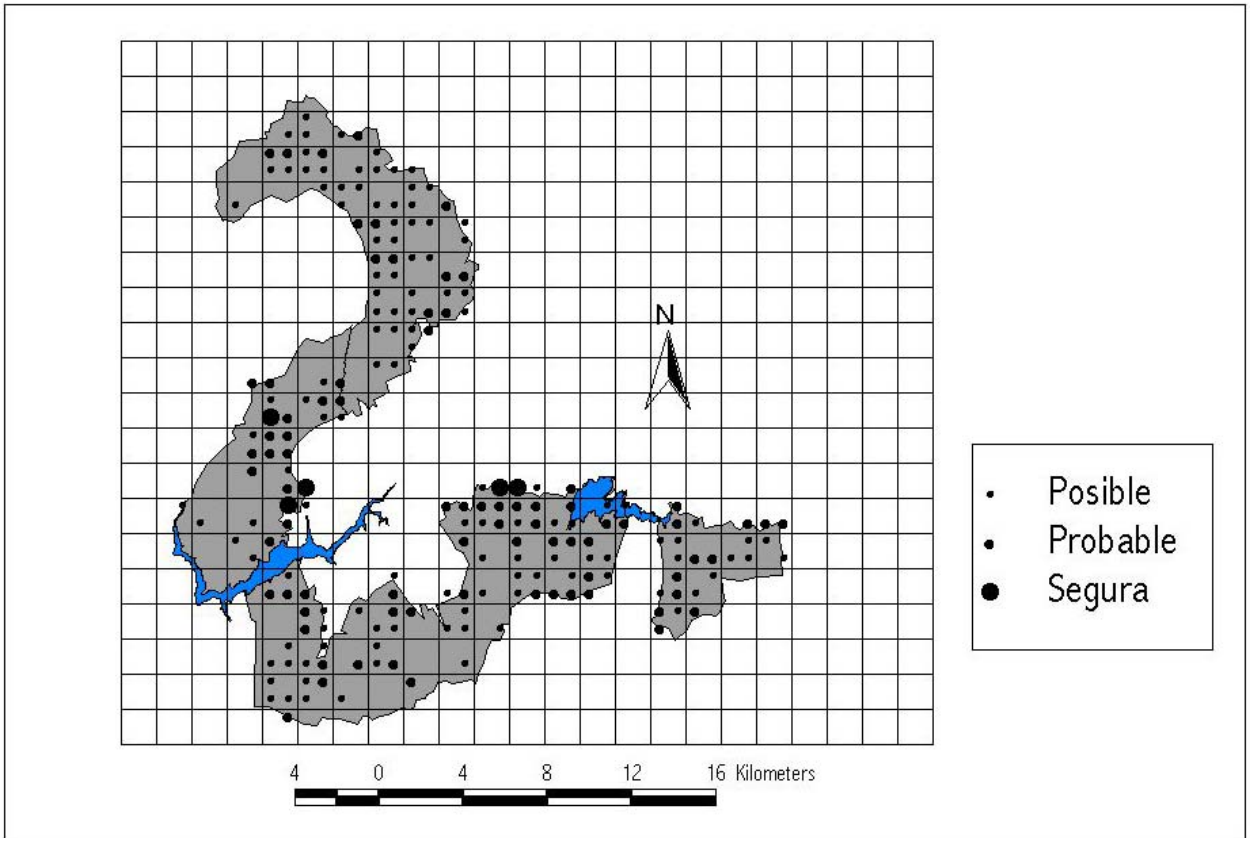

Figura 12. *Mapa de distribución del Busardo ratonero en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

4.3.14. **Águila real**, *Aquila chrysaetos*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Se detectó en el 2,9% de las cuadrículas censadas (IRA = 0,7) (Tabla 5). En los transectos se observó en cañones fluviales asociados a formaciones abiertas de matorral (Tabla 6), aunque mediante prospecciones a pie también en áreas de montaña. En el conjunto de Galicia la especie es escasa y parece en regresión, aunque los últimos datos apuntan a una cierta estabilidad (ver Capítulo 7). Las parejas reproductoras presentes, entre 5-6 (Tabla 7), se localizan en el sector suroriental de Ourense (ARROYO, 2003) (ver Capítulo 7), fundamentalmente en las estribaciones del LIC Macizo Central, cañones fluviales de los ríos Sil y Bibei, así como las áreas montañosas orientales limítrofes con Castilla León y noreste de Portugal. Esta población representaría aproximadamente el 0,4 % de la estimada para España.

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

En la Baixa-Limia ha sido observada fundamentalmente por encima de la cota altitudinal de 800 m, seleccionando como áreas de campeo las altiplanicies cubiertas de formaciones arbustivas y con limitada cobertura arbórea. Así, se mostró más común en las sierras del sector norte, fundamentalmente en la Serra de Laboreiro y, en menor medida, la Serra do Quinxo, las cuales ofrecen buenas condiciones como zonas de búsqueda de alimento. Éstas reunen, entre otras, las siguientes características: importantes extensiones de matorral, bajo uso humano y posiblemente las mejores densidades de especies-presa de toda el área. En la zona sur y oriental (Serra de Santaeufemia, Serra do Xurés y Serra da Pena) se mostró mucho más escasa. Esta ausencia, o muy reducida presencia, probablemente se deba a las peores condiciones globales que ofrecen estas sierras, con relación a los factores mencionados anteriormente: cobertura de vegetación, disponibilidad de presas, orografía y perturbaciones antrópicas.

En el Parque Nacional portugués frecuenta los mismos tipos de medios que en la parte gallega, utilizando incluso áreas agrícolas en su búsqueda de presas (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

Después de prospecciones exhaustivas efectuadas en las primaveras del período 1997-2000 se puede afirmar que actualmente no cría en esta zona. En la vertiente portuguesa se estimaba una población de 3 parejas, repartidas entre la "Serra da Peneda" y "Serra do Gerês" a mediados de la década de los 90 (PIMENTA & SANTARÉM, 1996), aunque los datos más recientes la sitúan al borde de la extinción como reproductora (ver Capítulo 7).

Se obtuvieron abundancias relativas bajas a lo largo del ciclo anual, siendo más frecuente en el sector norte. La escasez de observaciones en los itinerarios de censo de la zona baja sin duda se relaciona con las preferencias hacia las áreas situadas por encima de la cota altitudinal de 800 m.

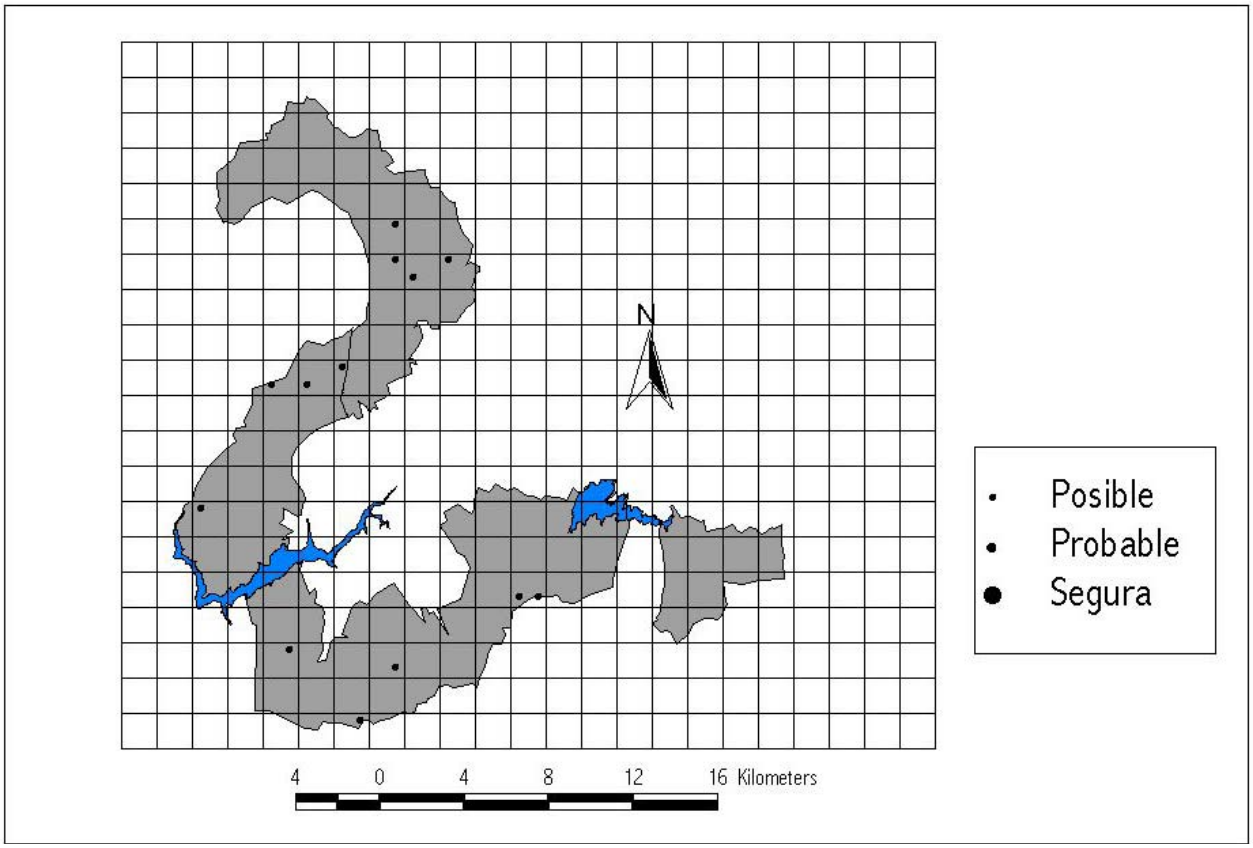

Figura 13. *Mapa de distribución del Águila real en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

4.3.15. **Aguililla calzada**, *Hieraaetus pennatus*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Especie estival escasa, detectada en un 11,7% de las cuadrículas censadas (IRA = 2,9) (Tabla 5). DE SOUZA *et al*. (1996) le asignaron el estatus de estival con mínima población reproductora, confirmándose en los Atlas existentes su reproducción (S.G.H.N., 1995; SANABRIA, 1997; MUÑOZ & BLAS, 2003). La población gallega fue estimada en 94-136 parejas (VÁZQUEZ-PUMARIÑO, 2003), presentando su principal núcleo reproductivo en la mitad sur de Lugo, valles fluviales del Miño y Sil. A la vista de los datos de abundancia obtenidos en el presente estudio y la información disponible (VILLARINO *et al*., 2003 y MUÑOZ & BLAS, 2003), la citada estima en Galicia parece exagerada.

Para Ourense se estimó una población reproductora de 10-15 parejas (Tabla 7). Fue observada en medios en mosaico de bosque-matorral y en cañones fluviales con presencia de formaciones boscosas asociadas (Tabla 6).

Baixa-Limia

Se efectuaron únicamente tres observaciones, todas en período reproductivo y sin que se pudiese confirmar la cría. Dos de estas observaciones se realizaron en el sector oriental del área de estudio (Serra da Pena).

En el Parque Nacional portugués PIMENTA & SANTARÉM (1996) mencionan únicamente observaciones antiguas, correspondientes a la década de 1970.

4.3.16. Águila-azor perdicera, *Hieraaetus fasciatus*

Ourense

Especie considerada rara o migradora dispersiva en Galicia (DE SOUZA *et al*., 1996). No fue detectada durante la realización de los muestreos. Sin embargo, la existencia de observaciones primaverales en diferentes puntos de la provincia (REAL, 2003; VILLARINO *et al*., 2002), sugiere la posibilidad de alguna pareja reproductora aislada, principalmente en las sierras suroccidentales o en el cuadrante nororiental (VILLARINO *et al*., 2002).

No se ha confirmado la cría, aunque existen indicios de su posible reproducción en la provincia (S.G.H.N., 1995; VILLARINO *et al*., 2002).

Puede realizar movimientos erráticos y divagantes de gran entidad desde sus áreas de cría habituales (CADAHÍA *et al*., 2003), lo cual plantea importantes problemas de cara a su conservación, habiéndose comprobado la llegada de algunos ejemplares hasta Galicia (ALCÁNTARA *et al*., 2002).

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Se detectó únicamente en dos áreas, en la Serra de Santa Eufemia (durante el período post-reproductivo) y sobre todo en la zona oriental de la Serra do Xurés y sus estribaciones (Figura 14). Estas zonas reúnen potencialmente buenas condiciones para la especie.

En el Parque Nacional de Peneda-Gerês fue observada únicamente en dos ocasiones, durante la década de 1970 (PIMENTA y SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

Especie muy escasa para la que se estimó una población de 0-1 parejas reproductoras (Tabla 15). Durante las primaveras de 1997 y 1998 se efectuaron intensas prospecciones de todo el conjunto de cantiles, tanto en Santaeufemia como en la Serra do Xurés sin localizar nidos de esta falconiforme. No obstante, dadas las dificultades de acceso a determinadas zonas y la complejidad del entramado de cantiles, no se puede descartar totalmente la existencia de una pareja acantonada en algún sector del LIC Baixa-Limia o del Parque Nacional Portugués.

Durante el período de estudio se han efectuado dos avistamientos propios para la especie en el área (Tabla 23). Igualmente se dispone de varias observaciones facilitadas por biólogos conocedores de la zona (señalados con asterisco).

Fecha	Lugar	Nº ejemplares
1-5-97	Coto das Gralleiras	1*
2,3,14,31-5-97	Zona oriental de la Serra do Xurés	1*
28-8-97	Santaeufemia	2
24-4-98	Coto das Gralleiras	2

Tabla 23. *Observaciones de Águila perdicera efectuadas en la Baixa-Limia.*

También existen otros dos avistamientos en 1996 en la zona occidental del Xurés, uno en período reproductivo y otro en período postreproductivo (VILLARINO *et al*., 2002).

No se descarta que en el área de estudio pueda comportarse como sedentaria con una exigua población reproductora, aunque también algunas observaciones pueden corresponder a individuos jóvenes migradores o dispersivos.

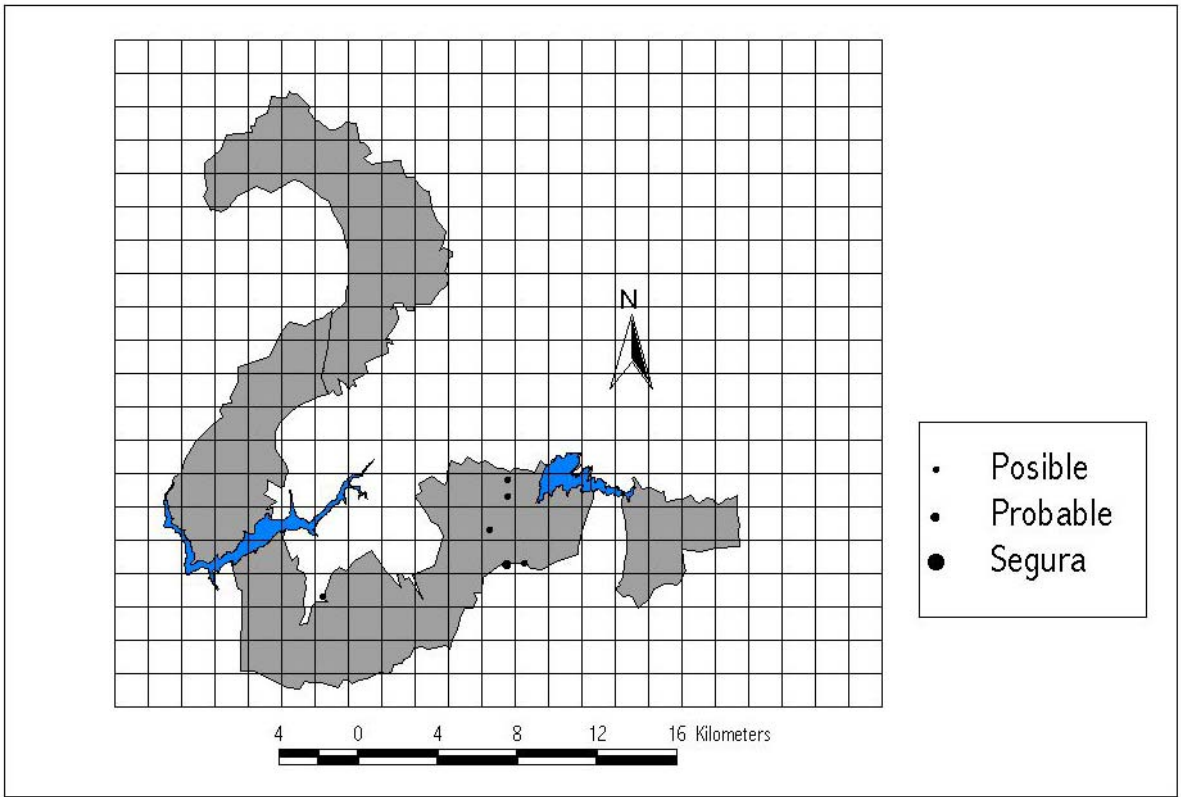

Figura 14. *Mapa de distribución del Águila azor perdicera en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

4.3.17. Águila pescadora, *Pandion haliaetus*

En Galicia se comporta como ave migradora (DE SOUZA *et al*., 1996), vista fundamentalmente en ambos pasos migratorios y con presencia de escasos invernantes. A partir de 1988 hubo constancia de invernada regular en diferentes embalses gallegos, como el de Castrelo de Miño en Ourense (Observ. Prop.; VILLARINO *et al*., 2002).

En el LIC Baixa-Limia fue observada en una ocasión en el embalse de Lindoso, tratándose de un individuo sedimentado en paso migratorio.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.18. Cernícalo primilla, *Falco naumanni*

En Ourense fue confirmada su nidificación en décadas pasadas, aunque de forma local (S.G.H.N., 1995). DÍAZ *et al.* (1996) señalaron para Galicia una población reproductora inferior a 10 parejas, mientras que DE SOUZA *et al*. (1996) le asignaron el estatus de estival con posibilidades de un pequeño número, no cuantificado, de parejas. Actualmente se considera una especie no nidificante en Galicia (ATIENZA & TELLA, 2003).

En la Baixa-Limia se efectuó una única observación: 10 ejemplares sobrevolando la zona sur de la Serra de Laboreiro el 13 de agosto de 1998. Esta observación sin duda correspondió a individuos en migración postnupcial, sin que existan indicios que permitan aventurar la nidificación en el área.

En Peneda-Gerês se mencionó en la primavera de 1982 el asentamiento de una pequeña colonia de 4 parejas, la cual aparentemente no tuvo continuidad (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.19. Cernícalo vulgar, *Falco tinnunculus*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Especie común en el conjunto de la provincia y ampliamente distribuida (MARTÍNEZ, 2003), detectada en un 51,8% de las cuadrículas censadas (IRA = 36,0) (Tabla 5). En la comarca de A Limia se ha rarificado, habiéndose comprobado una disminución de un 28-37% de los efectivos reproductores, estimándose actualmente para esta comarca una población de 23-26 parejas (VILLARINO *et al*., 2002). Se estimó una población para Ourense de 200-250 parejas (Tabla 7), obteniéndose una densidad máxima de 3,5 parejas/100 km^2, muy similar a la señalada para áreas de montaña del suroeste de Lugo (PENAS-PATIÑO, 1995d) e inferior a la densidad media estimada para España (APARICIO, 1997) y otras zonas europeas (VILLAGE, 1998).

Mostró predilección por las zonas abiertas de matorral puro, así como por mosaicos de matorral, pastizales y cultivos (Tabla 6). Después del período reproductivo se han observado agregaciones (> 20 individuos) en zonas montanas de las sierras (obs. pers.) que podrían responder a aumentos en la disponibilidad de presas (CRAMP & SIMMONS, 1980).

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Se distribuye por la mayoría del área de estudio, frecuentando tanto zonas de monte bajo y cortados rocosos como otras de cultivos con árboles dispersos, aunque evitando masas forestales, situación similar a la descrita para el Parque Nacional de Peneda-Gerês (PIMENTA & SANTARÉM, 1996). Parece preferir las zonas de altiplano de las sierras septentrionales y zonas de valle dominadas por matorral de escaso porte, próximas a terrenos cultivados del sector oriental.

Abundancia.

En la Baixa-Limia no existen datos históricos de su tendencia demográfica, aunque muy probablemente haya acontecido un fenómeno de regresión poblacional. La población actual se estimó en 15-20 parejas (Tabla 15), mientras que en el parque portugués PIMENTA & SANTARÉM (1996) señalaron 40-60 parejas, con una importante regresión.

Reproducción.

Durante las primaveras del bienio 1997-98 fueron localizados 3 nidos ocupados. El Cernícalo vulgar seleccionó para nidificar tres enclaves diferentes: un nido de córvido abandonado ubicado en un poste de alta tensión próximo a la localidad de Fraga (sector norte), otro nido de Cuervo (*Corvus corax*) en un cortado rocoso de la zona oriental del Xurés y uno en un pequeño cortado próximo a una gravera abandonada en la zona oriental.

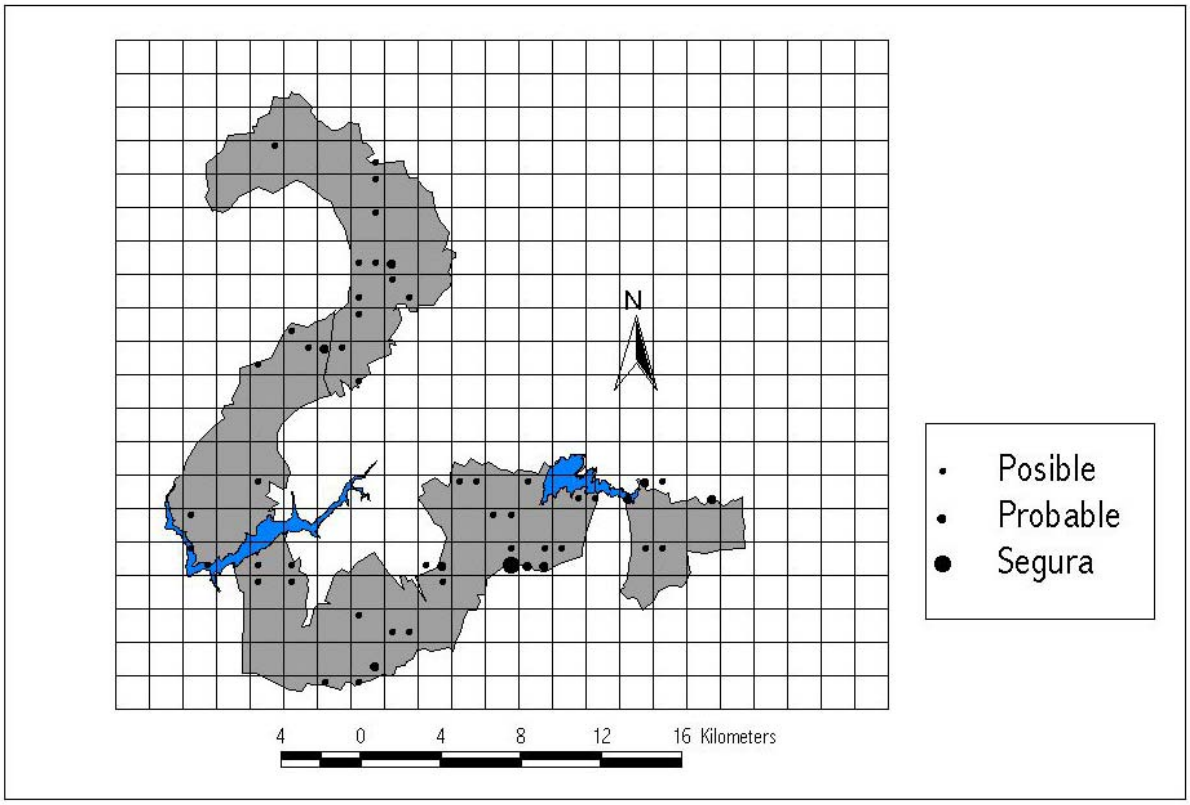

Figura 15. *Mapa de distribución del Cernícalo vulgar en el LIC Baixa-Limia. Se indican las categorías de cría.*

4.3.20. **Esmerejón**, *Falco columbarius*

Ourense

Especie invernante y migrante rara. En la comarca de A Limia se estimó una población en el otoño-invierno de 1999-2000 entre 8-10 aves (VILLARINO *et al*., 2002). La escasez de citas en Ourense (Anuarios Ornitológicos Gallegos, 1993-2001) parece indicar que el número de efectivos provinciales debe ser bajo.

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Presencia muy localizada y siempre detectado en espacios abiertos con vegetación de matorral y pastizales. Fue observado en la Serra de Laboreiro y en la zona de Portela de Pitoes. Fuera del área de estudio también se observó en el extremo oriental, en un hábitat muy propicio. En el Parque Nacional de Peneda-Gerês su presencia está asociada a algunos espacios abiertos de las áreas montanas (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

A tenor de las observaciones realizadas y de la extensión de medios apropiados se considera una especie escasa, estimándose una población de 2-3 individuos. Esta escasa abundancia se desprende de los pocos registros obtenidos en los transectos de la zona alta y baja. Tampoco se observó en las estaciones de control efectuadas en la zona alta.

4.3.21. Alcotán europeo, *Falco subbuteo*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Especie detectada en el 5,8 % de las cuadrículas muestreadas (IRA = 1,4) (Tabla 5). Sus hábitos más o menos forestales y las limitaciones del método de censo sugieren que su abundancia esté probablemente infraestimada, a tenor del área provincial ocupada (PALACÍN, 2003). En A Limia se estimó una población de 11-14 parejas reproductoras, con una densidad de 2,4-3,4 parejas/100 km^2 (VILLARINO *et al*., 2002).

Fue detectada en mosaicos de bosque y cultivos y áreas de campiña (Tabla 6). Se estimó población provincial de 40-60 parejas (Tabla 7), lo que supone una densidad baja en el contexto europeo (CHAPMAN, 1999). La condición de migrante, unido a las habituales concentraciones de individuos en período prenupcial, pudieran hacer pensar en una mayor población, dadas las altas densidades locales que pueden alcanzar en hábitats adecuados (SERGIO & BOGLIANI, 1999).

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Se observó en zonas caracterizadas por la existencia de bosques cercanos a embalses y ríos mezclados con pastizales y terrenos agrícolas. El análisis del mapa de distribución sugiere la existencia de tres núcleos principales: proximidades de los embalses de Salas y Lindoso y extensiones abiertas de matorral montano con bosques dispersos de *Pinus sylvestris* del sector norte (Figura 16). Estas preferencias de hábitat coinciden esencialmente con las descritas para el Parque Nacional portugués (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

La población reproductora local se estimó en 5-10 parejas (Tabla 15), mientras que para el Parque Nacional portugués PIMENTA & SANTARÉM (1996) propusieron una población de unas 15 parejas.

La distribución dispersa y el tamaño relativamente pequeño de esta población local se evidenció también en los bajos valores de abundancia relativas obtenidos en la zona alta, ya que no fue detectado en ningún transecto con estaciones y sólo se observaron ejemplares en tres

estaciones de control realizadas durante el período estival. En la zona baja, la abundancia obtenida fue todavía menor.

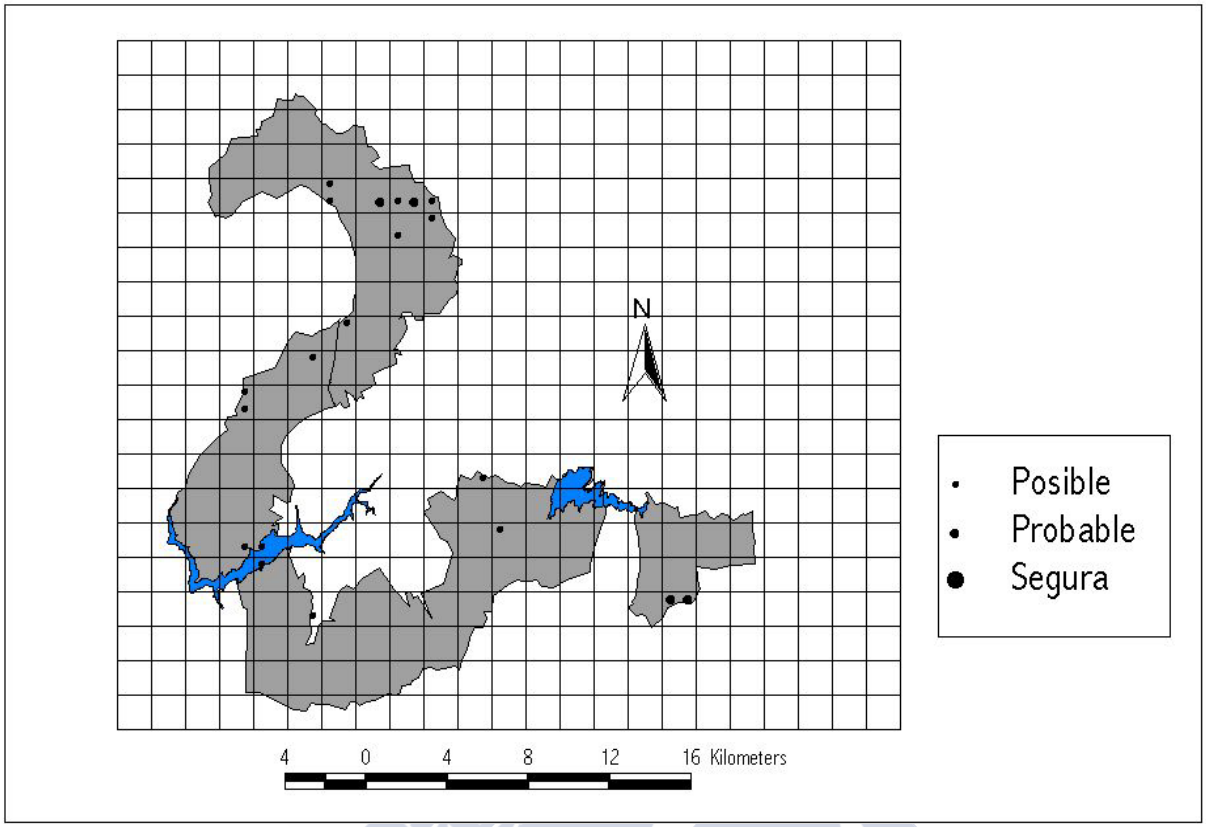

Figura 16. *Mapa de distribución del Alcotán europeo en en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.22. Halcón peregrino, *Falco peregrinus*

Ourense

Abundancia y uso del hábitat.

Especie detectada en el 8,8% de las cuadrículas censadas (IRA = 2,2) (Tabla 5). En Galicia parece ser más frecuente en las zonas de costa acantilada, donde incluso alcanza altas densidades (MONTEAGUDO, 2003), rarificándose en las del interior.

Su presencia en Ourense parece condicionada, como en el resto de la península Ibérica, por la existencia de cortados rocosos adecuados para la nidificación (HEREDIA *et al.,* 1988; GAINZARAIN *et al*., 2003; ZUBEROGOITIA *et al*., 2003). De hecho fue localizada en zonas de cortados fluviales (Tabla 6). Se estimó una población provincial de 10-15 parejas (Tabla 7), plenamente coincidente con los últimos datos disponibles en esta área peninsular (GAIZARAIN *et al*., 2002; MONTEAGUDO, 2003). Esta población supondría sobre el 19% de la total estimada para Galicia.

Baixa-Limia

Distribución y hábitat.

Se distribuye principalmente por las áreas serranas, seleccionando áreas abiertas con buena disponibilidad de escarpes rocosos, principalmente en la Serra do Xurés (Figura 17). En el Parque Nacional portugués su principal núcleo corresponde a las Serras do Gerês y Soajo (PIMENTA & SANTARÉM, 1996).

Abundancia.

Escasa en el área de estudio, estimándose una población reproductora de 3-5 parejas (Tabla 15). En el Parque Nacional portugués PIMENTA & SANTARÉM (1996) señalaron una población nidificante en torno a 10 parejas. Aparentemente dicha población estaría en fase de recuperación, después del declive evidenciado durante las décadas de 1970 y 1980.

Al igual que en otras especies con tamaños poblacionales reducidos, los índices de abundancia relativos fueron bajos. Concretamente, no fue detectada en ninguno de los transectos con estaciones efectuados en la zona alta a lo largo del ciclo anual. Por el contrario, en las estaciones de control sí se registró, aunque con bajos valores de abundancia relativa en todos los trimestres. En la zona baja no se detectó durante la realización de los itinerarios de censo.

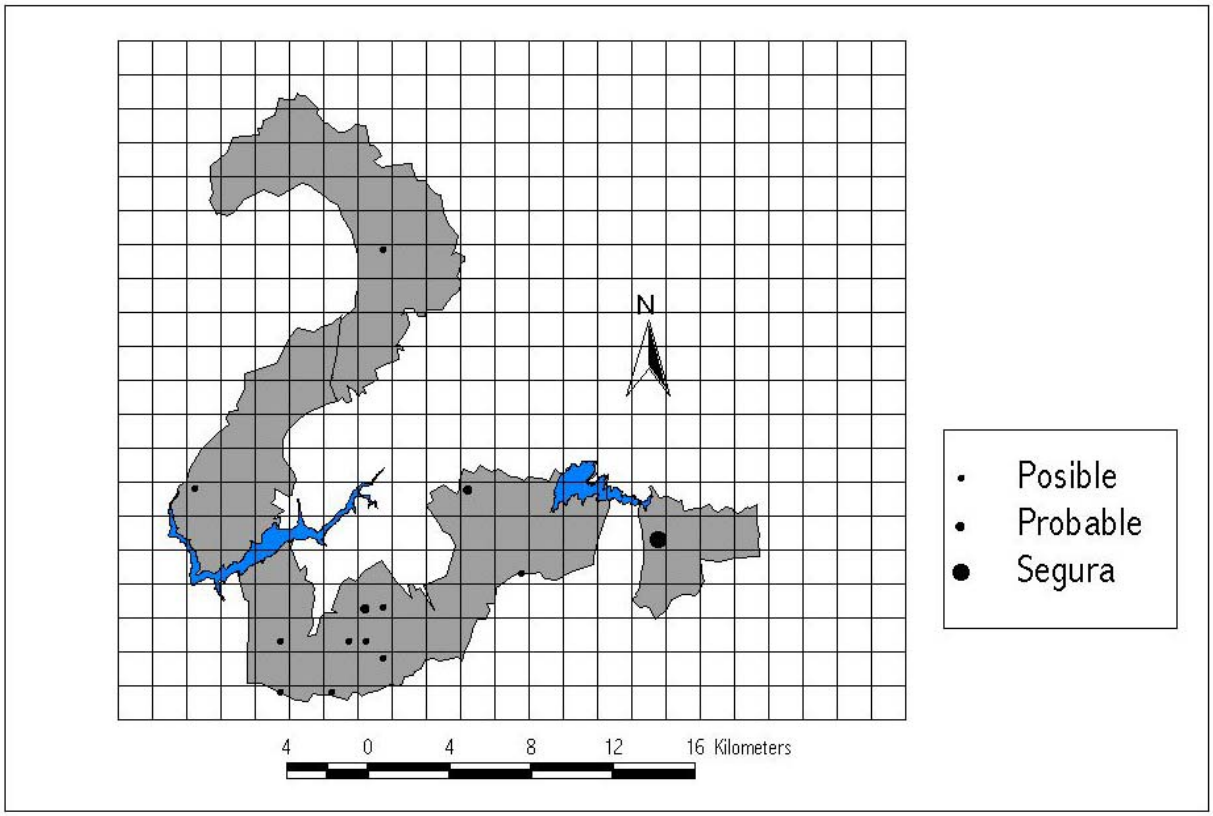

Figura 17. *Mapa de distribución del Halcón peregrino en en el LIC Baixa-Limia. Se incluye la malla de 2 x 2 y se indican las categorías de cría.*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

5. BIBLIOGRAFÍA

ALAMANY, O.; DE JUAN, A.; PARELLADA, X. & REAL, J. 1984. Status de L´Aguila Cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*) a Catalunya. *Rapinyaires Mediterranis II*: 98-108.

ALCÁNTARA, M.; FERREIRO, E. & GARDIAZABAL, A. 2002. Dispersión juvenil del Águila perdicera: primeros resultados del seguimiento vía satélite. En, A. Sánchez (Ed.): *Actas de las XV Jornadas Españolas y I Jornadas Ibéricas de ornitología*, pp.156. SEO/Birdlife. Madrid.

ALVÁREZ-LAÓ, C. M.; ÁLVAREZ-LAÓ, D. J.; BARRAGÁN-FERNÁNDEZ, B. I. & VÁZQUEZ-RODRÍGUEZ, J. C. 1996. Datos sobre la dieta de aves de presa en Asturias. *El Draque,* 1: 39-43.

AMORES, F. 1979. *Estructura de una comunidad de rapaces en el ecosistema mediterráneo de Sierra Morena durante el período reproductor*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense.

APARICIO, J. M. 1997. Cernícalo vulgar *Falco tinnunculus*. En, F.J. Purroy (Ed.). *Atlas de las aves de España (1975-1995),* pp. 130-131. Lynx Edicions, Barcelona.

ARAMBARRI, R., RODRÍGUEZ, A. F. & PINILLA, J. 1997. Aguilucho pálido *Circus cyaneus*. En, F.J. Purroy (Ed.): *Atlas de las aves de España (1975-1995),* pp. 108-109. Lynx Edicions, Barcelona.

ARROYO, B. 2003. Águila Real. *Aquila chrysaetos.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 188-189. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

ARROYO, B.; FERREIRO, E. & GARZA, V. 1990. *El Águila real (Aquila chrysaetos) en España. Censo, distribución, reproducción y conservación*. Serie Técnica ICONA, Madrid.

ARROYO, B., FERREIRO, E. & GARZA, V. 1996. *El Águila Perdicera en España, Censo, reproducción y conservación*. Serie Técnica ICONA, Madrid.

ATIENZA, J. C. & TELLA, J. L. 2003. Cernícalo primilla, *Falco naumanni.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp.196-197. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

BALBÁS, R. 2003. Busardo ratonero. *Buteo buteo,* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 184-185. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

BALBÁS, R.; GONZÁLEZ, M. & MAÑOSA, S. 2003. Azor Común, *Accipiter gentilis.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 180-181. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

BALBÁS, R.; & GONZÁLEZ, M. 2003. Gavilán Común, *Accipiter nisus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 182-183. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

BEGON, M.; HARPER, J.L. & TOWSEND, C. R. 1996. *Ecología.* Omega, Barcelona.

BEIER, P. & DRENNAN, J. E. 1997. Forest structure and prey abundance in foaging areas of Northern Goshawks. *Ecological Applications,* 7 (2): 564-571.

BENITO, J. L. & DEL CAMPO, J. C. 2004. Situación del Azor en Asturias. En, SEO/Birdlife: *XVII Congreso Español de Ornitología Libro de resúmenes,* pp. 212. Madrid.

BLANCO, J. C. & GONZÁLEZ, J.L. (Eds.) 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA, Madrid.

BLANCO, G. & VIÑUELA, J. 2003. Milano Negro, *Milvus migrans.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp.160-161. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R. & LAAKE, J. L. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations.* Chapman & Hall, London.

BUSTAMANTE, J. 1985. Alimentación del Ratonero Común (*Buteo buteo*, L. 1758) en el norte de España. *Doñana Acta Vertebrata,* 12 (1): 51-62.

BUSTAMENTE, J.; DONÁZAR, J. A.; HIRALDO, F.; CEBALLOS, O. & TRAVAINI, A. 1997. Differencial habitat selection by immature and adult Grey eagle-buzzards *Geranoaetus melanoleucus. Ibis*, 139: 322-330.

CADAHÍA, L; URIOS, V. & NEGRO, J. J. 2003. Comportamiento dispersivo de juveniles de Águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* durante su primer invierno en la península Ibérica. En, IV Congreso de Ornitología e II Jornadas Ibéricas de Ornitología, Libro de resúmenes, pp. 104. Aveiro.

CAMPODRON, J & PLANA, E. 2001 (Eds): *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada.* Edicions de la Universitat de Barcelona, Barcelona.

CERASOLI, M & PENTERIANI, V. 1996. Nest-site and aerial meeting point selection by Common Buzzards (*Buteo buteo*) in central Italy. *Journal Raptor Research,* 30 (3): 130-135.

CHAPMAN, A. 1999. *The Hobby.* Arlequin Press, Chelmsford.

CHEYLAN, G. 1981. *Le statut des Falconiformes de Provence. Rapaces mediterranéens.* Parc Naturel Régional de Corse. Centre de recherche Ornithologique de Provence.

CRAMP, S. & SIMMONS, K. 1980*. The Birds of the Western Paleartic*. *Vol. II.* Oxford University Press, Oxford.

CRUZ, C. M.; ONOFRE, N. & GÓMEZ, J. 2000. A reproduçao de Aguia de asa redonda (*Buteo buteo*) no concelho de Arraiols, Alto-Alentejo (Portugal). En, A. Sánchez (Ed.): Actas *de las XV Jornadas Españolas*, pp.183. SEO/Birdlife.

DEAN, J. I. 1996. Censo primaveral de Milano negro (*Milvus migrans*) en Navarra mediante el método de transectos por carretera. *Ardeola,* 43 (2): 177-188.

DE JUANA, E. 1981. *Atlas ornitológico de la Rioja.* Instituto de Estudios Riojanos, Logroño.

DE JUANA, F. 1989. Situación actual de las rapaces diurnas (Orden Falconiformes) en España. *Ecología,* 3: 237-292.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (Eds.) 1994*. Handbook of the Birds of the World*,Vol. 2. *New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona.

DEL MORAL, J. C. 2002. II Censo nacional de Alimoche. *La Garcilla,* 112: 14-20

DEL MORAL, J. C.; MARTÍNEZ, F.; DOVAL, G. & MARTÍ, R. 1999. III Censo Nacional de Buitre Leonado. *La Garcilla*, 106: 24-28.

DE SOUZA, J. A; MARTÍNEZ LAGO; M.; MONTEAGUDO, A.; PÉREZ, G. & SANDOVAL, A. 1996. *Estatus de la avifauna gallega*. (2ª edición).

DE SOUZA, J. A; MARTÍNEZ LAGO; M.; MONTEAGUDO, A.; PÉREZ, G. & SANDOVAL, A. 1998. *IV Anuario das Aves de Galicia 1996.* Grupo Naturalista Hábitat, A Coruña.

DEVAUL, H. 1989. Survey techniques for woodland hawks in the northeast. *Northeast Raptor Management Symposium and Workshop*, pp. 301-310. National Wildlife Federation Scientific and Technical Series. Nº 13. Syracuse. New York.

D.G.C.N. (Dirección General de Conservación de la Naturaleza). 2000. *Tercer Inventario Forestal Nacional (1.997-2.006): Galicia.*

DÍAZ, M.; ASENSIO, B. & TELLERÍA, J.L. 1996. *Aves Ibéricas I. No Paseriformes*. Ed. M. Reyero, Madrid.

DOMÍNGUEZ, J.; TAPIA, L. & ROMEU, M. 2000. *Estudio y gestión de la comunidad de grandes aves rapaces del Parque Natural Baixa-Limia-Serra do Xurés.* Convenio Consellería de Medio Ambiente-Universidad de Santiago, Informe Inédito.

DONÁZAR, J. A. 2003. Alimoche Común, *Neophron percnopterus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp.166-167. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

DYKSTRA, C. R.; HAYS, J. L.; SIMON, M. M. & BERNARD, D. 2003. Behavior and prey of nesting Red-shouldered hawks in southwestern Ohio. *Journal Raptor Research,* 37 (3): 177-187.

EAKLE, W. L.; SMITH, E. L.; HOFFMAN, S. W.; STAHLECKER, D. W. & DUNCAN, R. B. 1996. Results of a raptor survey in southwestern New Mexico. *Journal Raptor Research,* 30 (4):183-188.

EGUIA, S. & SÁNCHEZ, J. A. 1994. Situación de las aves de presa en los parques naturales de Almería. *VI Congreso de Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, Palma de Mallorca.

ELLIS, D. H.; GLINSKI, R. L. & SMITH, D. G. 1990. Raptor road surveys in South America. *Journal Raptor Research,* 24 (4): 98-106.

FERRERO, J. J. & ONRUBIA, A. 1998. Expansión del área de cría y distribución actual del Elanio azul *Elanus caeruleus* en España. En, B. U. Meiburg; R. D. Chancellor & J. J.Ferrero (Eds.): *Holartic Birds of Prey*, pp. 159-171. WWGBP- ADENEX, Badajoz.

FERRERO, J. J. & ONRUBIA, A. 2003. Elanio Común, *Elanus caeruleus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp.158-159. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

FULLER, M. R. 1996. Forest raptor population trends in North America. En, R. M. De Graff & R. I. Miller (Eds.): *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. pp. 167-207. Chapman & Hall, London.

FULLER, M. R. & MOSHER, J. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology*, 6: 235-246.

FULLER, M. & MOSHER, J. 1987. *Raptor Survey Techniques.* Washington. En, B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds.): *Raptor management techniques manual*, pp. 37-66. National Wildlife Federation, Washington, D.C.

GAINZARAIN, J. A.; ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A. F. 2002. Population size and factors affecting the density of Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) in Spain. *Ardeola,* 49 (1): 67-74.

GAINZARAIN, J. A.; RODRÍGUEZ, A. F. & ARAMBARRI, R. 2003. Halcón peregrino. *Falco peregrinus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 184-185. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. 2003a. Aguilucho pálido, *Circus cyaneus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 176-177. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. 2003b. Aguilucho cenizo, *Circus pygargus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,*178-179. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

GIL SÁNCHEZ, J. M.; MOLINO GARRIDO, F. M. & VALENZUELA SERRANO, G. 2000. *Atlas de las aves rapaces (Falconiformes y Estrigiformes) de la provincia de Granada.* Colegio Oficial de Biólogos, Granada.

GÓNZALEZ, L. M. 1996. Tendencias poblacionales y estatus de conservación del Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*) en España durante los últimos 20 años. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y conservación de las rapaces mediterráneas,* pp. 61-75. SEO/Birdlife, Monografía nº 4.

GOSZCYNSKI, J. 1997. Density and productivity of Common Buzzard *Buteo buteo* and Goshawk *Accipiter gentilis* populations in Rogów, Central Poland. *Acta Onithologica*, 32 (2): 149-155.

HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Eds.). 1997. *The EBBC Atlas of european breeding birds: their distribution and abundance*. T & A.D. Poyser, London.

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.H. Enderson; C.G. Thelander & C.M. White (Eds.)*: Peregine Falcon Population. Their Management and Recovery*, pp. 219-226. The Peregrine Fundation, Boise.

HEREDIA, R. & HEREDIA, B. (Eds.). 1991. *El Quebrantahuesos en los Pirineos.* Colección Técnica, ICONA, Madrid.

HERREMANS, M. & HERREMANS, T. 2001. Roadside abundance of raptors in western Cape Province, South Africa: a three decade comparison. *Ostrich*, 72 (1&2): 96-100.

HUBERT, C. 1993. Nest-site habitat selected by Common buzzard (*Buteo buteo*) in southwestern France. *Journal Raptor Research,* 27 (2): 102-105.

IZCO, J. 1987. Galicia. En, M. Peinado Lorca & S. Rivas-Martínez (Eds.): *La vegetación de España,* pp. 385-418. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.

JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGERN, O. F. R. 2001. *Data analysis in community and landscape ecology.* Cambridge University Press, Cambridge.

KELLER, C. M. E. & FULLER, M. R. 1995. Comparison of birds detected from roadside and off-road point counts in Shenandoah National Park. En, C. J. Ralph, J. R. Sauer, & S. Doege (Eds.): *Monitoring bird populations by point counts*, pp. 111-115. U.S. Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149, Albany, CA.

KELLER, C. M. E & SCALLAN, J. T. 1999. Potential roadside biases due to habitat changes along breeding bird survey routes. *Condor*, 101: 50-57.

KENWARD, R. E. 1996. Goshawk adaptation to deforestation: does Europe differ from north America?. En, D. Bird; D. Varland & J. Negro (Eds.): *Raptor in human landscapes*, pp. 233-243. Raptor Research Foundation. Academic Press, London.

KOCHERT, M. 1986. *Raptors. Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat.* Allen & Cooperrider . U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management.

KRUGÜER, O.; LIVERSIDGE, R. & LINSTRÖM, J. 2002. Statistical modelling of the population dynamics of raptor community in a semi-desert environment. *Journal of Animal Ecology*, 71: 603-613.

LEHMAN, R. N.; CARPENTER, L. B.; KOCHERT, M. N. & STEENHOF, K. 1998. Assesing relative abundance and reproductive succes of shrubstepe raptors. *Journal of Field Ornitology,* 69 (2): 244-256.

MAÑOSA, S. 1993. Selección de hábitat de nidificación en el Azor (*Accipiter gentilis*). Recomendaciones para su gestión. *Alytes,* 6: 125-136.

MAÑOSA, J. M. 1997. Gavilán común, *Accipiter nisus.* En, F.J. Purroy (Ed.): *Atlas de las aves de España (1975-1995),* pp. 114-115. Lynx Edicions, Barcelona.

MAÑOSA, S. 2003. Culebrera Europea, *Circaetus gallicus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 174-175. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

MAÑOSA, S. & CORDERO, P. J. 1992. Seasonal and sexual variation in the diet of Common Buzzard in northeastern Spain. *Journal Raptor Research*, 26 (4): 235-238.

MAÑOSA, S.; MATEOS, E. & PEDROCCHI, V. 2003. Abundante of soaring raptors in the Brazilian atlantic rainforest. *Journal Raptor Research*, 37(1): 19-30.

MARTI, C. D. 1987. Raptor food habitats studies. Washington. En, B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds): *Raptor management techniques manual*, pp. 67-80. National Wildlife Federation, Washington, D.C.

MARTÍ, R. 2003. Buitre Leonado, *Gyps fulvus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 168-169. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

MARTÍ, R. & DEL MORAL, J. C. (Eds.) 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

MARTÍNEZ, J. 2003. Cernícalo vulgar, *Falco tinnunculus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 184-185. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

MARTÍNEZ-CORTIZAS, A. & PÉREZ-ALBERTI, A. 1999. *Atlas Bioclimático de Galicia*. Xunta de Galicia.

MENDOZA, G. 1997. Gavilán común, *Accipiter nisus.* En, F.J. Purroy (Ed.): *Atlas de las aves de España (1975-1995),* pp. 90-91. Lynx Edicions, Barcelona.

MEUNIER, F. D.; VERHEYDEN, C. & JOUVENTIN, P. 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conseration,* 92: 291-298.

MEYBURG, B. U. & CANCELLOR, R. D. (Eds.). 1992. *Raptors Conservation Today.* W.W.G.B.P.O. & Pica Press, Berlin.

MILLSAP, B. A. & M. N. LEFRANC, J. R. 1988. Road transect counts for raptors: how reliable are they?. *Journal Raptor Research,* 22: 8-16.

MONTEAGUDO, A. 2003. El Halcón peregrino en Galicia. En, I. Zuberogoitia; J. F. Ruiz Moneo. & J. J. Torres (coord.): *El Halcón peregrino*. pp. 229-230. Diputación Foral de Bizkaia, Departamento de Agricultura, Bizkaia.

MUÑOZ, A. & BLAS, J. 2003. Aguililla Calzada, *Hieraaetus pennatus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 180-181. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

NEWTON, I. 1979. *Population ecology of Raptors*. T & A. D. Poyser, London.

NEWTON, 1986. *The Sparrowhawk.* T & A. D. Poyser, Calton, UK.

NEWTON, I. 1996. Sparrowhaks in conifer plantations. En, D. M. Bird; D. E. Varland & J. J. Negro (Eds.): *Raptors in Human Landscapes*, pp. 191-199. Academic Press, San Diego.

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 (1): 81-88.

ONOFRE, N. 1994. Métodos de deteccao e recenseamento de rapina diurnas. En, J. Almeida & R. Rufino (Eds.): *Métodos de censo e atlas de aves,* pp. 14-22. SPA, Lisboa.

PALACÍN, C. 2003. Alcotán Europeo, *Falco subbuteo.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 200-201. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

PALMA, L.; ONOFRE, N. & PAMBAL, E. 1999. Revised distribution and status of diurnal birds of prey in Portugal. *Avocetta*, 23: 3-18.

PALOMO, J. & GISBERT, J. 2002 (Eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.

PARELLADA, X. & DE JUAN, A. 1981. *Les accipitriformes du milieu alpin des Pyrenees catalanes. Rapaces mediterraneens.* Parc Naturel Régional de Corse. Centre de recherche Ornithologique de Provence.

PENAS-PATIÑO, X.M. 1995a. *Circus pygargus*. En, S.G.H.N. (Ed.): *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II.* Aves, pp. 383-384. Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela.

PENAS-PATIÑO, X.M. 1995b. *Accipiter nisus*. En, S.G.H.N. (Ed.): *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II.* Aves, pp. 377-378. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.

PENAS-PATIÑO, X.M. 1995c. *Buteo buteo*. En, S.G.H.N. (Ed.): *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II.* Aves, pp. 377-378. Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela.

PENAS-PATIÑO, X.M. 1995d. *Falco tinnunculus*. En, S.G.H.N. (Ed.): *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II.* Aves, pp. 389-390. Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela

PENTERIANI, V. & FAIVRE, B. 1997a. Breeding density and landscape-level habitat selection of Common buzzards (*Buteo buteo*) in a mountain area (Abruzzo Apennines, Italy). *Journal Raptor Research,* 31 (3): 208-212.

PENTERIANI, V. & FAIVRE, B. 1997b. Breeding density and nest site selection in a Goshawk *Accipiter gentilis* population of Central Apennines (Abruzzo, Italy). *Bird Study*, 44: 136-145.

PETTY, S.J. 1998. *Ecology and Conservation of Raptors in Forests*. Bulletin 118. TSO, London.

PIMENTA, M. & SANTARÉM, M. De L. 1996. *Atlas das Aves do Parque Nacional da Peneda-Gerês*. Instituto da Conservaçao da Natureza, Porto.

PINILLA, J.; ARAMBARI, R. & RODRIGUEZ, A. 1994. Distribución actual y estima poblacional del Aguilucho Pálido (*Circus cyaneus*) en España. *Ardeola,* 41 (2): 177-181.

PRIETA, J. 2003. Abejero Europeo, *Pernis apivorus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 156-157. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

PULGAR, I. 2003. *Guía de la flora del Parque Natural Baixa-Limia Serra do Xurés*. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

PURROY, F. (Ed.). 1997. *Atlas de las Aves de España (1975-1995).* Lynx Edicions, Barcelona.

REAL, J. 2003. Águila-azor Perdicera, *Hieraaetus fasciatus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 192-193. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

SALVADORES, R. & VIDAL, C. (Coords.) 2002. *VII Anuario das Aves de Galicia 1999.* Sociedade Galega de Ornitología, Santiago de Compostela.

SANABRIA, L. 1997. Águila calzada (*Hieraaetus pennatus*). En, F.J. Purroy (Ed.): *Atlas de las aves de España (1975-1995),* pp. 110-111. Lynx Edicions, Barcelona.

SÁNCHEZ, J. A.; SÁNCHEZ, M. A.; MARTÍNEZ, J. E.; CARMONA, D. & EGUÍA, S. 1996. Ecología y conservación del Águila perdicera en la Región de Murcia. *Actas Primer Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia.* pp: 71-80.

SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. 1999. *Las aves rapaces y relación con la estructura del paisaje en ambientes mediterráneos semiáridos.* Tesis Doctoral. Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia.

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.

SANTAMARINA-FERNÁNDEZ, J. 1991. Algunos datos sobre la densidad y alimentación de las aves rapaces del Río Ulla (Pontevedra-Coruña). En, A. Fernández-Cordeiro & J. Domínguez (Eds.): *Actas do Primeiro Congreso Galego de Ornitoloxía,* pp. 79-82. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.

SAPORETTI, F.; WALTER, G. & PAVAN, P. 1994. Densitá, habitat e sussesso riproduttivo dei rapaci diurni nidificanti in un´area prealpina dell´Italia settentrionale. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 63 (2): 145-173.

SEAVY, N. E. & APODACA, C. K. 2002. Raptor abundance and hábitat use in Highly-disturbed-forest landscape in western Uganda. *Journal Raptor Research,* 36 (1):51-57.

SELAS, V. 1997. Nest-site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. *Journal Raptor Research*, 31 (1): 16-25.

SERGIO, F. & BOGLIANI, G. 1999. Eurasian Hobby density, nest area occupancy, diet and productivity in relation to intensive agriculture. *Condor,* 101: 806-817.

SERGIO, F.; BOTO, A.; SCANDOLARA, C. & BOGLIANI, G. 2002. Density, nest sites, diet, and productivity of Common buzzards (*Buteo buteo*) in the Italian pre-Alps. *Journal Raptor Research,* 36 (1): 24-32.

S.G.H.N. 1995. *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II.* Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela.

SOLONEN, T. 1993. Spacing of birds of prey in southern Finland. *Ornis Fennica* 70: 129-143.

SOLONEN, T. 1994. Factors affecting the structure of Finnish birds of prey communities. *Ornis Fennica,* 71: 156-169.

SUTHERLAND, W. J. 2000. *The conservation handbook. Research, management and policy.* Blackwell Science, Oxford.

TAPIA, L.; DOMÍNGUEZ, J. & RODRÍGUEZ, L. 2004. Modelling habitat use and distribution of Hen Harrier *(Circus cyaneus)* and Montagu´s Harrier *(Circus pygargus)* in a mountainous area in Galicia (NW-Spain). *Journal Raptor Research,* 38 (2): 133-140.

TELLERÍA, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres.* Raíces, Madrid..

THIOLLAY, J. M. 1985. Falconiforms of tropical rain forest: a review. En, I. Newton & R.D. Chancellor (Eds.): *Conservation studies on raptors*, pp. 155-165. vol. 5. ICBP. Tech. Publication, Cambridge.

TITUS, K. 1990. Statistical considerations in desing of raptor population surveys. In, *Proc. Midwestern raptor management symposium and wokshop*, pp. 195-202 Natl. Wildl. Fed. Washington. D. C.

TUBBS, C. R. 1974. *The Buzzard.* David & Charles. Vermont, USA.

VALVERDE, J.A. 1967. *Estructura de una comunidad mediterránea de vertebrados terrestres.* C.S.I.C., Madrid.

VÁZQUEZ-PUMARIÑO, X. 1995. Introducción a la situación de las poblaciones nidificantes del Género *Circus* en la provincia de Lugo. En, J.J. Ferrero (Ed.): *Aguiluchos Ibéricos,* pp. 161-167. *Alytes*, Vol. VII.

VÁZQUEZ-PUMARIÑO, X. 2003. Distribución, estima poblacional e nidificación da Aguia calzada (*Hieraaetus pennatus* Gmelin, 1788) en Galicia (NW España). En, S. González (Coor.): *Actas do V Congreso Galego de Ornitología*, pp. 125-129. Sociedade Galega de Historia Natural, Santiago de Compostela.

VEIGA, J. P. 1985. *Ecología de las rapaces de un ecosistema mediterráneo de montaña. Aproximación a su estructura comunitaria.* Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.

VERDEJO, J. 1991. *Las aves de presa diurnas y nidificantes en el alto Palancia* (S.O. Castellón). Tesis Doctoral, Universidad de Valencia.

VIDAL, C. & SALVADORES, R. (en prensa). Situación y estatus do Miñato abelleiro (*Pernis apivorus*) en Galicia. *Chioglossa.*

VILLAGE, 1998. *Falco tinnunculus* Kestrel. BWP Update. The Journal of Birds of Western Paleartic 2, 121-136.

VILLARINO, A., GONZÁLEZ, S. & BARCENA, F. 2002. *Vertebrados da Limia, dende a Lagoa de Antela ós nosos días. Tomo 1*. Limaia Produccions, Ourense.

VIÑUELA, J. 1997a. Road transects as a large-scale census method for raptors: the case of the Red kite *Milvus milvus* in Spain. *Bird Study,* 44: 155-165.

VIÑUELA, J. 1997b. Milano negro *Milvus migrans.* En, F. J. Purroy (Ed.). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*, pp. 92-93. Lynx Edicions, Barcelona.

VIÑUELA, J. 2003. Milano Real, *Milvus milvus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 162-163. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

WIENS, J. A. 1983. Avian community ecology: an iconoclastic view. En, A. H. Brush & G. A. Clark (Eds): *Perspectives in ecology*, pp. 355-403. Cambridge University Press, Cambridge.

WOFFIDEN, N. D. & MURPHY, J. R. 1977. A roadside raptor census in the eastern Great Basin, 1973-74. *Journal Raptor Research,* 11: 62-66.

ZUBEROGOITIA, I. 2002. *Ecoetología de las rapaces nocturnas de Bizkaia*. Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco.

ZUBEROGOITIA, I; RUIZ MONEO, J. F. & TORRES, J. J. (coord.). 2003. *El Halcón peregrino*. Diputación Foral de Bizkaia. Departamento de Agricultura, Bizkaia.

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

6. ANEXO

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

ESTACIÓN/trimestre	*P. apivorus*	*C. gallicus*	*C. cyaneus*	*C. pygargus*	*A. gentilis*	*A. nisus*	*B. buteo*	*A. chrysaetos*	*H. fasciatus*	*F. tinnunculus*	*F. subbuteo*	*F. peregrinus*
E1												
Dic-feb.					**0,13**		**0,38**					
ET					0,13		0,12					
Mar.-may.				**0,08**			**0,58**					
ET				0,08			0,08					
Jun.-ago.			**0,33**	**0,08**						**0,17**		
ET			0,33	0,08						0,17		
Sep.-nov.							**0,63**			**0,13**		
ET							0,12			0,13		
E2												
Dic-feb.							**0,25**					
ET							0,25					
Mar.-may.					**0,19**		**0,53**					
ET					0,10		0.12					
Jun.-ago.	**0,08**	**0,17**					**0,50**					
ET	0,08	0,17					0,28					
Sep.-nov.						**0,13**						
ET						0,13						
E3												
Dic-feb.							**0,08**					
ET							0,08					
Mar.-may.				**0,42**			**0,58**			**0,08**		
ET				0,22			0,08			0,08		
Jun.-ago.	**0,17**		**0,08**	**0,50**	**0,25**		**0,08**					
ET	0,17		0,08	0,14	0,14		0,08					
Sep.-nov.							**0,17**			**0,17**		
ET							0,08			0,08		
E4												
Dic-feb.												
Mar.-may.					**0,08**					**0,08**		
ET					0,08					0,08		
Jun.-ago.						**0,17**						
ET						0,08						
Sep.-nov.												
E5												
Dic-feb.												
Mar.-may.							**0,08**					**0,17**
ET							0,08					0,08
Jun.-ago.					**0.08**		**0,25**	**0,08**		**0,17**		
ET					0,08		0,25	0,08		0,08		
Sep.-nov.												
E6												
Dic-feb.												
Mar.-may.		**0,08**					**0,08**					**0,08**
ET		0,08					0,08					0,08
Jun.-ago.					**0,08**		**0,08**					**0,17**
ET					0,08		0,08					0,08
Sep.-nov.							**0,08**					**0,17**
ET							0,08					0,08

ESTACION/trimestre	Pap	Cig	Cic	Cip	Acg	Acn	But	Aqc	Hif	Fat	Fas	Fap
E7												
Dic-feb.							**0,08**					
ET							0,08					
Mar.-may.		**0,13**					**0,07**					
ET		0,13					0,07					
Jun.-ago.				**0,08**								
ET				0,08								
Sep.-nov.										**0,08**		**0,08**
ET										0,08		0,08
E8												
Dic-feb.												
Mar.-may.		**0,17**					**0,17**	**0,08**				
ET		0,17					0,17	0,08				
Jun.-ago.		**0,01**		**0,08**			**0,01**		**0,33**			**0,01**
ET		0,08		0,08			0,08		0,33			0,08
Sep.-nov.							**0,09**					
ET							0,08					
E9												
Dic-feb.							**0,17**	**0,08**				**0,08**
ET							0,17	0,08				0,08
Mar.-may.						**0,08**	**0,08**					
ET						0,08	0,08					
Jun.-ago.							**0,08**	**0,11**				**0,11**
ET							0,08	0,11				0,11
Sep.-nov.												**0,08**
ET												0,08
E10												
Dic-feb.						**0,08**	**0,08**					
ET						0,08	0,08					
Mar.-may.		**0,17**					**0,17**	**0,08**				
ET		0,17					0,08	0,08				
Jun.-ago.		**0,32**					**0,07**	**0,07**			**0,07**	**0,08**
ET		0,16					0,07	0,07			0,07	0,08
Sep.-nov.					**0,28**		**0,36**	**0,08**				**0,08**
ET					0,02		0,07	0,08				0,08
E11												
Dic-feb.							**0,13**	**0,18**				
ET							0,13	0,07				
Mar.-may.								**0,08**				
ET								0,08				
Jun.-ago.							**0,28**					
ET							0,02					
Sep.-nov.							**0,25**	**0,17**				
ET							0,14	0,08				
E12												
Dic-feb.			**0,13**		**0,13**	**0,13**	**0,50**					
ET			0,13		0,13	0,13	0,25					
Mar.-may.		**0,08**	**0,58**	**0,25**			**0,17**					**0,17**
ET		0,08	0,08	0,14			0,17					0,083
Jun.-ago.		**0,08**	**0,42**	**0,13**			**0,42**			**0,08**		
ET		0,08	0,08	0,13			0,22			0,08		
Sep.-nov.		**0,33**					**0,17**			**0,17**		
ET		0,22					0,17			0,17		

ESTACIÓN/trimestre	Pap	Cig	Cic	Cip	Acg	Acn	But	Aqc	Hif	Fat	Fas	Fap
E13												
Dic-feb.					**0,08**		**0,25**					
ET					0,08		0,25					
Mar.-may.		**0,25**	**0,08**	**0,08**			**0,33**					
ET		0,00	0,08	0,08			0,08					
Jun.-ago.		**0,08**	**0,13**	**0,13**			**0,25**					
ET		0,08	0,07	0,07			0,14					
Sep.-nov.		**0,13**					**0,63**	**0,13**				
ET		0,07					0,07	0,07				
E14												
Dic-feb.												
Mar.-may.				**0,13**								
ET				0,13								
Jun.-ago.				**0,50**			**0,38**			**0,75**		
ET				0,50			0,38			0,25		
Sep.-nov.					**0,08**	**0,08**	**0,25**					
ET					0,08	0,08	0,25					
E15												
Dic-feb.							**0,25**					
ET							0,00					
Mar.-may.		**0,33**		**0,08**			**0,17**				**0,08**	
ET		0,33		0,08			0,08				0,08	
Jun.-ago.	**0,08**		**0,08**	**0,42**			**0,17**			**0,08**	**0,25**	
ET	0,08		0,08	0,22			0,08			0,08	0,25	
Sep.-nov.							**0,33**			**0,25**		
ET							0,22			0,25		

Tabla 1. *Índices de abundancia trimestrales (nº ejemplares/hora) en las estaciones de control establecidas en el área de estudio.*

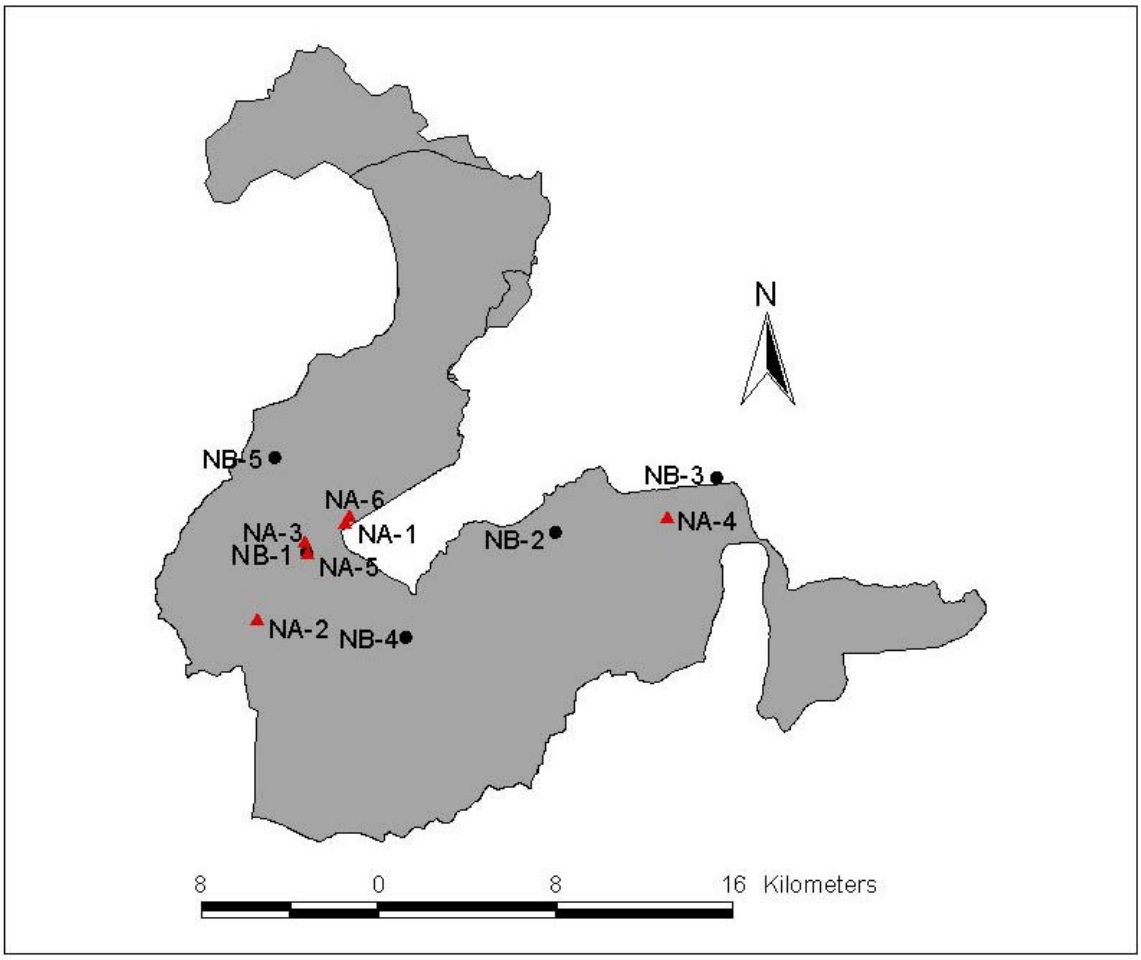

Figura 1. *Localización de los nidos de Azor común y Busardo ratonero en la Baixa-Limia.* ***Símbolos:*** *Triangulo: Nidos de Azor común (NA); Círculo: Nidos de Busardo ratonero (NB).*

CAPÍTULO 4

DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y SELECCIÓN DE HÁBITAT DE PERDIZ ROJA (*Alectoris rufa*), LIEBRE IBÉRICA (*Lepus granatensis*) Y CONEJO (*Oryctolagus cuniculus*) EN LAS SIERRAS SUROCCIDENTALES DE OURENSE. POSIBLES IMPLICACIONES PARA LAS FALCONIFORMES

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1. INTRODUCCIÓN

La disponibilidad de recursos tróficos es uno de los factores que más influyen en las poblaciones de aves (NEWTON, 1980; MARTI, 1987; NEWTON, 1998). En el caso de las rapaces, junto con la disponibilidad de lugares de nidificación, éste es uno de los más importantes en la biología reproductiva y ecología de sus poblaciones (NEWTON, 1979, 1991; TEMELES, 1989; STEENHOF *et al*., 1997; THIRGOOD *et al*., 2000; MÍNGUEZ *et al*., 2002; THIRGOOD *et al*., 2003 entre otros). No obstante, las relaciones entre esta disponibilidad de alimento y determinados parámetros poblacionales, como las densidades de individuos reproductores, resultan a menudo complejas de establecer (WARD & KENNEDY, 1994). La predación es un importante proceso regulador de la demografía de vertebrados (PALOMARES, 1996; PALOMARES & DELIBES, 1997; KREBS, 2001). Diferentes estudios han puesto de manifiesto que los animales pueden reducir el riesgo de predación evitando áreas con altas densidades de depredadores o evitando hábitats donde son susceptibles de ser atacados (PALOMARES & DELIBES, 1997; THIRGOOD *et al.,* 2002; LOMBARDI *et al*., 2003).

La regulación de las poblaciones y patrones de ocupación espacial de la mayoría de las falconiformes se produce por competencia por las áreas de nidificación óptimas (NEWTON, 1991, 1998; SUTHERLAND, 1997). En áreas donde hay lugares de nidificación disponibles las densidades de reproductores están fundamentalmente limitadas por la disponibilidad de recursos tróficos (NEWTON, 1979, 1991, 1998). Distintos estudios han puesto de manifiesto la dependencia del éxito reproductivo y las densidades de rapaces nidificantes con la disponibilidad de presas (STEENHOF & KOCHERT*,* 1988; MARZLUFF *et al*., 1997; SELAS, 1997; STEENHOF *et al*., 1997; STEENHOF *et al*., 1999; THIRGOOD *et al*., 2000; ARROYO *et al*., 2002; THIRGOOD *et al*., 2002; entre otros). Muchos de estos estudios se refieren a falconiformes más o menos especialistas en áreas con altas densidades de presas. En el contexto ibérico se refieren fundamentalmente a ambientes mediterráneos, donde se ponen de manifiesto las relaciones entre estructura del hábitat, depredador y abundancia de especie-presa (FERRER, 1993; MAÑOSA *et al*., 1998; SERRANO, 1998; MARTÍNEZ *et al*., 1999; HERRANZ *et al*., 2000 entre otros). Sin embargo, son escasas las referencias para zonas del norte peninsular, en poblaciones o especies con espectros tróficos más amplios (FERNÁNDEZ, 1991, 1993).

Las especies-presa seleccionadas en el presente estudio fueron la Perdiz roja (*Alectoris rufa*), Liebre ibérica (*Lepus granatensis*) y Conejo (*Oryctolagus cuniculus*). Su importancia es clave en la dieta de diversas especies de falconiformes y otros depredadores ibéricos, sobre todo del área mediterránea (DELIBES & HIRALDO, 1981; VIÑUELA & VEIGA, 1992; VIÑUELA *et al*., 1994;

GUTIÉRREZ, 1996; SORIGUER & PALACIOS, 1996; SERRANO, 1998; SERRANO, 2000; NADAL, 2001; LOMBARDI *et al*., 2003, ANGULO, 2003; entre otros), así como en otras áreas del continente europeo (GRAHAM & REDPATH, 1995). Sin embargo, los datos existentes sobre selección de hábitat de estas especies-presa en el contexto ibérico son escasos (HERRANZ *et al*., 2000; FORTUNA, 2002; ANGULO, 2003), siendo todavía más limitada la información en el cuadrante noroeste, donde sus poblaciones naturales se encuentran en general muy mermadas y con muy bajas densidades (LUCIO & PURROY, 1992).

El mantenimiento y recuperación de las poblaciones de falconiformes puede presentar problemas, sobre todo cuando sus potenciales presas presentan valor económico (THIRGOOD *et al*., 2000; STAHL *et al*., 2002; THIRGOOD *et al*., 2002). Éste es el caso del área de estudio, donde existe una actividad cinegética intensa y escasamente regulada, lo que contribuye a acrecentar el mal estado de dichas especies (ANGULO, 2003). Aunque una parte importante del área de estudio se encuentra protegida bajo la figura de Parque Natural, la persecución ilegal sobre las rapaces ha existido en las últimas décadas, reduciendo tanto el rango de distribución local como las densidades (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000). Aunque las falconiformes no son responsables de los descensos poblacionales a gran escala de sus especies-presa (HERRANZ *et al*., 2000; ANGULO, 2003), en condiciones de bajas densidades de éstas, de desequilibrio ecológico y de deficiencias en las acciones de manejo pueden potencialmente limitar sus poblaciones (THIRGOOD *et al*., 2000; VARGAS, 2002; ANGULO, 2003). Las características del hábitat y los usos del suelo podrían relacionarse con las tasas de predación y las densidades de rapaces (STEENHOF *et al*., 1999; THIRGOOD *et al*., 2002).

El objetivo del presente estudio es analizar el estado de las poblaciones de Perdiz roja, Liebre ibérica y Conejo en las sierras suroccidentales de Ourense, describiendo su distribución y abundancia. Igualmente, para el análisis de la selección de hábitat se desarrollan modelos predictivos multivariantes, utilizando como variables dependientes la presencia/ausencia e índices de abundancia (SEOANE & BUSTAMANTE, 2001). Esto permite la caracterización de sus preferencias de hábitat, cuantificando una serie de variables ligadas a la presencia o abundancia y determinando la relevancia de los factores ambientales en dichas preferencias (MORRISON *et al*., 1998). También se especula y discuten las posibles repercusiones del estado de las poblaciones de presas sobre las falconiformes, así como los conflictos existentes en la conservación de ambas (ARJUN *et al*., 2004), estableciendo estrategias de gestión para las segundas.

2. ÁREA DE ESTUDIO

Abarcó alrededor de 44.000 ha. de las sierras suroccidentales de la provincia de Ourense (NO de España) fronterizas con el Parque Nacional portugués de Peneda-Gêrés, a la que se denominó como Baixa-Limia, incluidas las 33.920 ha ocupadas por el Lugar de Importancia Comunitaria (LIC Baixa-Limia) (ver Capítulo 2).

Topográficamente se trata de un sistema montañoso de mediana altitud, con cimas de unos 1.500 m, formado mayoritariamente por materiales graníticos. La presencia humana en el área de estudio es relativamente escasa, aunque el paisaje está intensamente modelado por la acción del hombre. Fitogeográficamente en esta zona contactan los sectores Galaico-Portugués y Orensano-Sanabriense (IZCO, 1996). Desde el punto de vista climático pertenece a un macroclima templado oceánico submediterráneo. La temperatura media anual es de 8-12 ºC, siendo la precipitación anual acumulada de 1.200-1.600 mm, con fuerte estacionalidad pluviométrica e importante déficit hídrico durante el período estival (MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999). Las formaciones vegetales más comunes son las comunidades de matorral y pastizal (*Ulex* sp*, Pterospartum tridentatum, Erica* sp*, Genista* sp y *Cytisus* sp), que constituyen el mayor porcentaje de la cubierta vegetal. Los bosques se encuentran muy fragmentados, con predominio de los robledales (*Quercus robur, Q. pyrenaica*) y pinares (*Pinus pinaster, P. sylvestris*) (PULGAR, 1999; 2003). Todas las formaciones vegetales se ven sometidas a una fuerte presión antrópica, sobre todo debido a frecuentes fuegos intencionados, en ocasiones de gran magnitud.

3. METODOLOGÍA

3.1. Muestreo cualitativo.

El estudio se llevó a cabo en las primaveras y veranos de 1997 - 2000 y 2002. Se han elaborado mapas de distribución para las tres especies estudiadas de acuerdo con las observaciones de ejemplares y hallazgo de indicios de presencia (excrementos, huras, etc.). Estas observaciones se georreferenciaron con ayuda de un GPS, utilizando la malla UTM de 1 x 1 km (Figura 1).

La información cualitativa fue completada con los datos procedentes del muestreo cuantitativo (ver apartado 3.2). En el caso de la Liebre ibérica, los datos de distribución obtenidos mediante los muestreos propios fueron complementados con los de presencia proporcionados por otros investigadores conocedores de la zona (F. Carro, Com. Pers.).

Aunque algunos de los muestreos abarcaron al conjunto de la Baixa-Limia (ver Figura 1 y áreas de estudio en Capítulo 2), por motivos metodológicos (posteriormente expuestos) algunos de los mapas en el presente capítulo harán referencia sólo a la superficie del LIC Baixa-Limia (ver Capítulo 2).

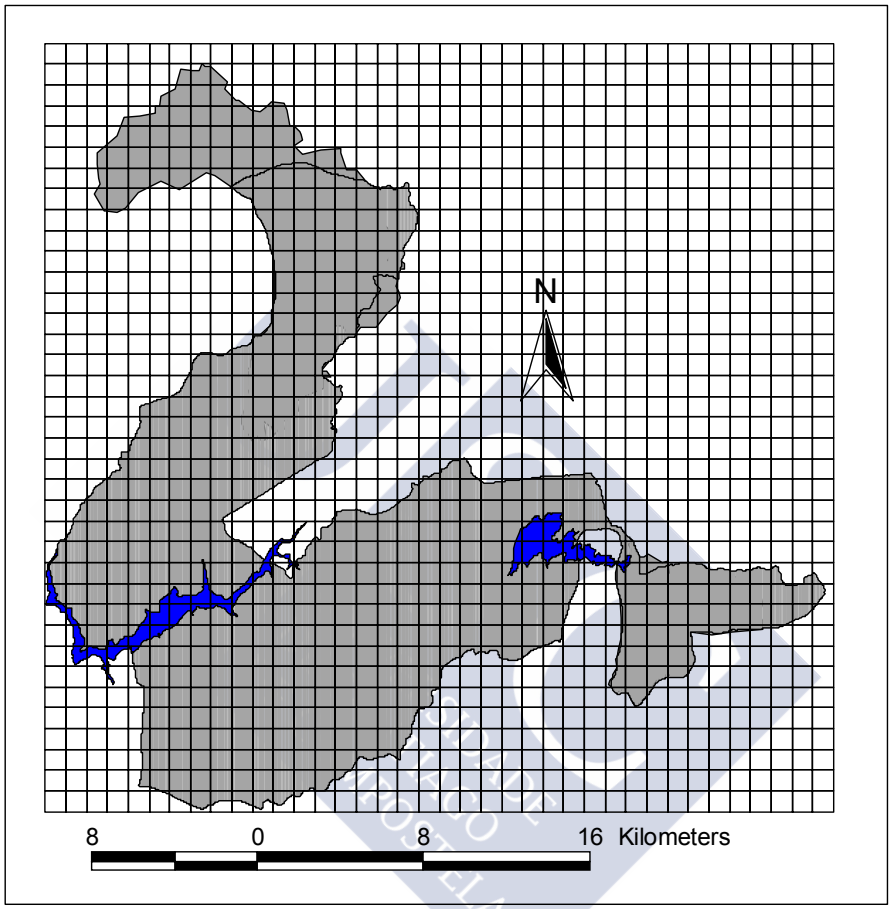

Figura 1. *Área de estudio (Baixa-Limia) con la malla UTM de 1 x 1 km usada en el muestreo cualitativo de presencia/ausencia.*

3. 2. Muestreo cuantitativo.

3.2.1. Lagomorfos: Conejo y Liebre ibérica.

Para la determinación de la abundancia de Conejo y Liebre ibérica se emplearon tres procedimientos, el primero (conteo de excrementos) más específicamente orientado hacia el Conejo, aunque igualmente válido para reflejar abundancias relativas de Liebre ibérica, y los dos siguientes (transectos y foqueos nocturnos) teniendo presente la distribución conocida de la Liebre en el área de estudio y las zonas potencialmente adecuadas para este lagomorfo.

3.2.1.1. Cuantificación de excrementos.

Zona por encima de la cota altitudinal de 800 m. La elección de esta cota se justificó en el hecho de considerarla como límite inferior habitual del área de campeo de algunas falconiformes como el Águila real y por presentar una mayor homogeneidad en su cubierta vegetal. Se buscó la obtención de índices de abundancia relativos en período primaveral basados en la detección y cuantificación de excrementos, asumiendo la relación entre este parámetro y la densidad real (WOOD, 1988). Dada la dificultad de cubrir la totalidad de cuadrículas UTM 1 x 1 km situadas total o parcialmente por encima de dicha cota (184 cuadrículas), se efectuó una selección al azar, muestreándose un total de 89 de ellas, 80 en la primavera-verano de 1998 y 9 en el verano de 2002. Estas últimas correspondieron a la Serra da Pena en el sector oriental del área de estudio. Dada la relativa homogeneidad del medio en la zona alta, dominado por formaciones arbustivas y pastizales, en cada una de las cuadrículas seleccionadas se efectuaron 2 recorridos paralelos de 600 m de longitud, separados entre sí 300 m y orientados en sentido N-S. En cada uno de estos 2 recorridos se efectuaron 6 transectos de 10 m de longitud y 1 m de banda, donde se contaron todos los excrementos aislados, anotando separadamente el número de cagarruteros, entendiendo como tal todos los acúmulos de excrementos (CASTELLS & MAYO, 1993) y midiendo su diámetro. Los transectos de cada recorrido se espaciaron entre sí 100 m. El punto inicial del recorrido se estableció sistemáticamente en aquel separado 300 m del eje de ordenadas y 100 m del eje de abcisas respecto al cuadrante inferior izquierdo de cada cuadrícula UTM 1 x 1 km seleccionada (Figura 2). La localización de dicho punto se hizo empleando un GPS.

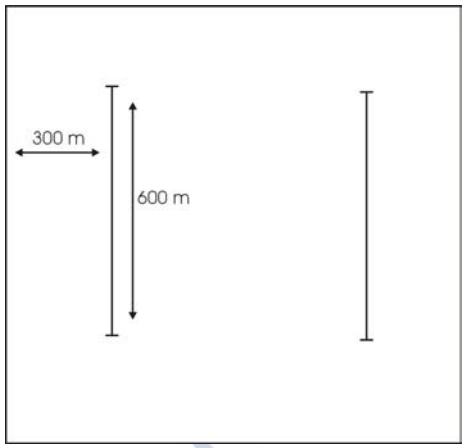

Figura 2. *Ubicación de los transectos realizados en la malla de 1 x 1 km para el conteo de excrementos.*

El número de transectos por cuadrícula UTM 1 x 1 km fue de 12, siendo la superficie efectiva muestreada de 120 m^2.

Cuando se encontraron excrementos aislados y/o cagarruteros en los recorridos, pero fuera de transecto, también se anotaron, midiendo, en el caso de cagarruteros, el diámetro de cada uno de ellos. Se registró asimismo cualquier indicio de presencia de Conejo o Liebre en cada cuadrícula muestreada con la finalidad de determinar su presencia.

Zona por debajo de la cota altitudinal de 800 m. En este caso el medio en general fue heterogéneo y parcheado (ver áreas de estudio, Capítulo 2). Durante los meses de junio y julio de 2000, en 24 cuadrículas seleccionadas al azar se obtuvieron índices de abundancia relativa basados en la detección y cuantificación de excrementos, de un total de 80 situadas totalmente por debajo de la cota de 800 m que se encontraban en más de un 75% fuera de los límites de los embalses presentes (ver Figura 1 y áreas de estudio, Capítulo 2). Cada una de las cuadrículas UTM 1 x 1 km se dividió en subcuadrículas de 100 x 100 m. Se eligieron al azar 10 subcuadrículas, para las cuales se determinaron las coordenadas de su punto central. Sobre el terreno, con ayuda de GPS, el observador se situó en cada uno de los puntos seleccionados, fijando una parcela circular de 5 m de radio (superficie = 78,5 m^2). En cada una de estas parcelas se realizó un recuento de todos los depósitos de excrementos de conejo. Los depósitos de excrementos ya contados fueron marcados con el fin de evitar duplicidades. Con el fin de caracterizar la cobertura arbórea del medio donde se establecieron las parcelas, se contabilizó el número de pies en una parcela de 20 m de lado, tomando como centro de ésta el mismo del de la parcela de conteo de excrementos.

3.2.1.2. Transectos y foqueos nocturnos.

En el muestreo de Liebre ibérica las metodologías aplicadas estuvieron condicionadas por dos factores principales: la necesidad de ofrecer una imagen razonable de su distribución en la zona alta del territorio de estudio y las dificultades de acceso a muchas zonas.

Para cuantificar la abundancia relativa y distribución se emplearon, además del recuento de excrementos, las estaciones de foqueo y los transectos nocturnos (SORIGUER *et al*, 1997).

- Estaciones nocturnas de foqueo. Se siguió, en líneas generales, la metodología propuesta, entre otros, por BARNES & TAPPER (1985) y VERHEYDEN (1991).

El muestreo se llevó a cabo en los meses de marzo a mayo (ambos inclusive) de 1998, siendo el período diario de muestreo el comprendido entre la puesta de sol y 3 horas después de la misma (VERHEYEN, 1991; DE LA CALZADA & MARTINEZ, 1994). Se seleccionaron noches sin viento fuerte ni lluvia. Dada la distribución *a priori* conocida de la liebre en el área de estudio, el muestreo se concentró en dos zonas: sector norte de la Serra de Laboreiro y extremo oriental de la Serra do Xurés (Figura 3).

Utilizando la red de pistas existente se accedió con vehículo todoterreno y a pie al mayor número posible de cuadrículas UTM de 1 x 1 km de ambas zonas, ubicando en cada cuadrícula 3 estaciones de foqueo, separadas entre sí unos 400 m. Cada punto se posicionó con ayuda de un GPS. Al llegar a cada estación de foqueo se apagaron las luces del vehículo y, después de 5 min, de espera, con ayuda de un foco direccional de 55 w se efectuó una prospección del terreno circundante alrededor del vehículo, anotando el número, posición y actividades de todos los lagomorfos visibles. Cada punto de foqueo se ubicó correctamente con ayuda de un GPS, repitiéndose cada estación de 1 a 3 veces a lo largo del período de estudio. Se efectuaron un total de 81 foqueos en 46 puntos diferentes.

- Transectos nocturnos. Se establecieron 3 transectos lineales en la Serra de Laboreiro (Figura 4), en altitudes comprendidas entre 950 y 1.350 m, cada uno de 9 km de longitud. Los recorridos se hicieron entre marzo y mayo de 1998 (ambos meses inclusive), en noches sin lluvia ni viento fuerte, entre el momento de la puesta de sol hasta 3 horas después, cuando las liebres presentan mayor actividad trófica (DUARTE, 2000). Cada uno de los transectos se repitió mensualmente 3 veces, excepto en abril, mes en el que por razones meteorológicas sólo fue posible efectuar un recorrido válido. La velocidad de progresión se mantuvo siempre inferior a 20 km/h. Los recorridos fueron realizados por dos personas, una como conductor y otra prospectando, con ayuda de un foco

direccional de 55 W, el terreno adyacente a la línea de progresión. Dado que la longitud de banda fue cambiante, por las diferentes condiciones de visibilidad reinantes, no fue posible establecer densidades absolutas. Algunos ejemplares no pudieron ser identificados a nivel específico y fueron incluidos como lagomorfos sin determinar. Se recorrieron un total de 189 km. El índice sintético de abundancia utilizado fue el IKA (individuos observados por kilómetro recorrido). Todas las medias se acompañan de su correspondiente desviación típica.

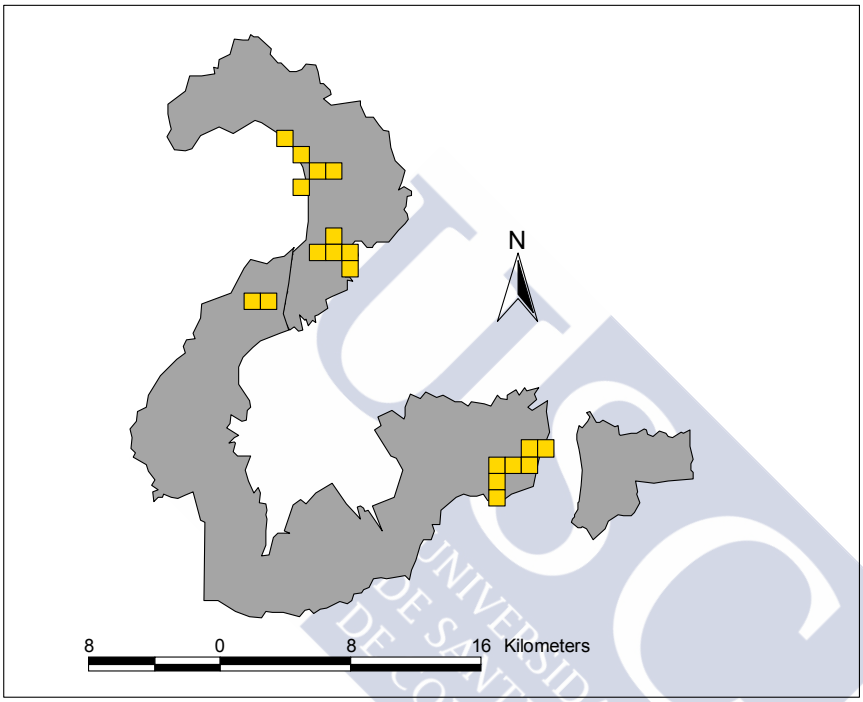

Figura 3. *Cuadrículas UTM de 1 x 1 km donde se efectuaron foqueos nocturnos para la obtención de índices de abundancia de Liebre ibérica en el LIC Baixa-Limia.*

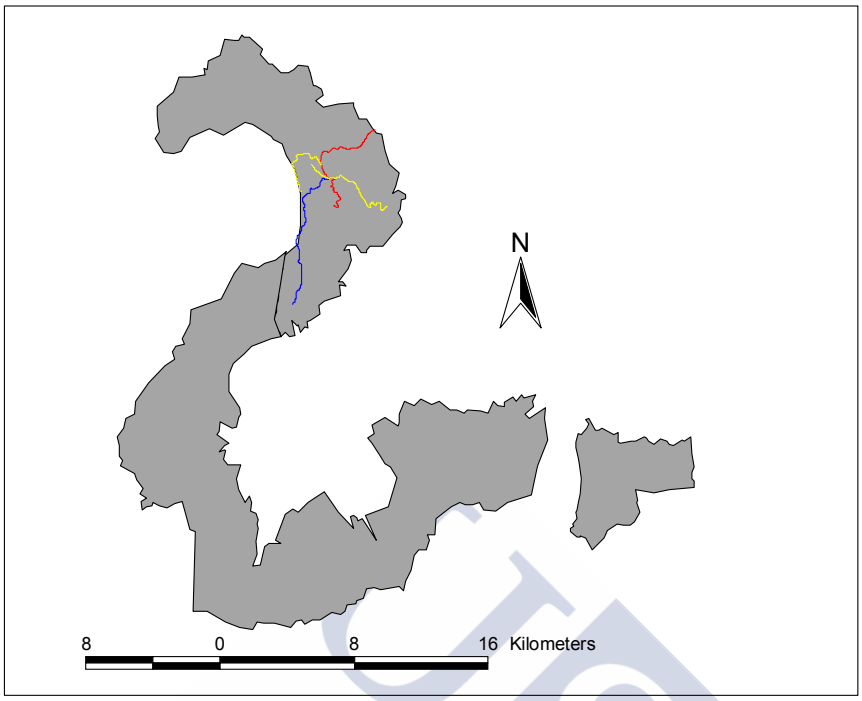

Figura 4. *Ubicación de los transectos efectuados para determinar abundancias de Lagomorfos en LIC Baixa-Limia.*

3.2.2. Perdiz roja.

Se utilizaron dos procedimientos para la obtención de índices de abundancia de esta galliforme:

3.2.2.1. Emisión de reclamos.

El método de muestreo empleado fue la detección de machos cantores mediante la emisión previa de reclamo (BERNARD-LAURENT & LAURENT, 1984). La unidad de muestreo fue la cuadrícula UTM de 1 x 1 km. Dada la imposibilidad de cubrir la totalidad o mayoría de cuadrículas ubicadas por encima de la cota altitudinal de 800 m, se muestrearon 47 seleccionadas al azar, mientras que por debajo de la cota de 800 m, se realizaron un total de 21 (ver Figura 5).

Este muestreo se efectuó en abril y mayo de 1998 en el área por encima de la cota de 800 m, y a lo largo de la primavera de 2000 por debajo de esta cota.

En cada cuadrícula se establecieron 3 estaciones de emisión de canto, espaciadas entre sí alrededor de 600 m procurando que no existiese solapamiento espacial entre ellas. La posición de

cada estación se determinó con ayuda de GPS. Se emitieron 4 grabaciones de cantos de Perdiz roja de 20 s. cada una, intercaladas con períodos de escucha de otros 20 s. Todas las emisiones se efectuaron en las 4 primeras horas después de la salida del sol, descartándose los días con lluvia o viento fuerte. Se anotaron posición y características de todos los contactos visuales y/o auditivos, siguiendo los criterios establecidos en otros estudios (BERNARD-LAURENT, 1994).

Finalmente se efectuaron 130 estaciones de emisión de reclamo por encima de 800 m y 63 por debajo de dicha cota.

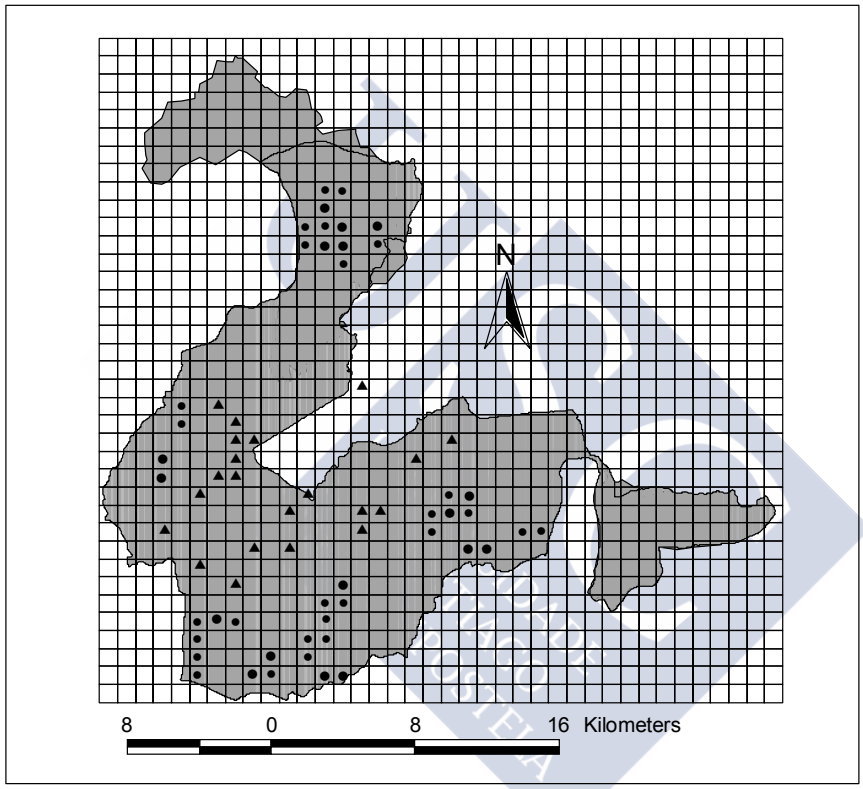

Figura 5. *Cuadrículas de 1 x 1 muestreadas para Perdiz roja mediante la emisión de reclamos por encima (●) y por debajo (▲) de de la cota de 800 m en la Baixa-Limia.*

3.2.2.2. Itinerarios de censo.

Con la finalidad de obtener índices de abundancia para la Perdiz roja, por encima de la cota altititudinal de 800 m se establecieron 4 transectos, recorridos con vehículo 4 x 4 aprovechando la limitada red de pistas existente en esta zona. Los itinerarios de censo estaban ubicados dos en la Serra de Laboreiro y dos en la Serra do Xurés. Todos los transectos se realizaron una vez al mes entre febrero de 1997 y enero de 1998, salvo uno de los ubicados en la Serra do Xurés, el cual no pudo hacerse en noviembre, diciembre de 1997 y enero de 1998 por la intransitabilidad de la pista. Cada transecto tuvo una longitud de 9 km y fue realizado en las primeras horas de la mañana, a velocidad inferior a 20 km/h y en condiciones de buena visibilidad. Se anotaron todas las observaciones de perdices a lo largo de la línea de progresión. Como índice de abundancia se empleo el IKA (número de individuos observados por kilómetro recorrido). Se consideraron todos los itinerarios de cada mes como un único transecto, asumiéndose que mantuvieron la independencia al ser realizados en zonas diferentes.

Los trimestres diferenciados fueron: marzo-mayo, junio-agosto, septiembre-noviembre y diciembre-febrero.

Parte de los transectos realizados a pie para evaluar las abundancias de Lagomorfos (ver 3.2.1.1.) correspondientes a 49 cuadrículas (58,9 km) por encima de la cota de 800 m, fueron empleados para estimar la abundancia de Perdiz roja.

3.3. Análisis estadístico.

Para la obtención de los modelos de selección de hábitat se emplearon los límites del LIC Baixa-Limia (Figura 6), por considerar que se contaba con una mejor cobertura de muestreo, que con la obtenida para el conjunto del área Baixa-Limia (ver Figura 1) (SEOANE & BUSTAMANTE, 2001).

Para el análisis de selección de hábitat se utilizó la retícula UTM de 2 x 2 km, integrando la información obtenida en la retícula de 1 x 1 km (Figura 6), lo que permitió hacer un análisis a escala de macrohábitat (RUIZ-MARTÍNEZ, 1996; NADAL, 2001). La elección de la malla de 2 x 2 km se justificó fundamentalmente en la pérdida de definición que supondría emplear escalas pequeñas (ver ZUBEROGOITIA, 2002) y para aumentar el porcentaje de presencia en el caso de Perdiz roja y Liebre ibérica. Del mismo modo, para evitar sesgos derivados de un muestreo incompleto se descartaron las cuadrículas 2 x 2 km que tenían menos de un 50% de su superficie dentro de los límites del LIC Baixa-Limia. Las variables independientes seleccionadas se eligieron por

representar diferentes usos del suelo, grado de humanización, irregularidad topográfica y heterogeneidad del medio (Tabla 1), asignando valores para cada una de ellas en las cuadrículas 2 x 2 consideradas. La información relativa a las diferentes variables ambientales fue extraída de la cartografía digital 1:50.000 mediante un Sistema de Información Geográfica (GIS-ArcView 3.1.; Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA). Las variables continuas (pendiente, altitud) se obtuvieron a partir de un análisis estadístico de la variable de cada una de las cuadrículas utilizando un modelo raster de 250 x 250 m de resolución. El resto de las variables se obtuvieron directamente con el GIS utilizando modelos de representación de datos vectoriales. La cartografía digital utilizada presentó una resolución de 250 x 250 m.

Los tipos de vegetación se resumieron sólo en dos grandes grupos, vegetación arbolada (SBO) y vegetación no arbolada (SMA), obtenidos a partir del Tercer Inventario Forestal Nacional (D.G.C.N., 2000). Las superficies de matorral, pastizal y cultivos se trataron conjuntamente como una única variable, debido a la escasa extensión ocupada por los pastizales y áreas cultivadas y a la resolución de la cartografía digital empleada. Igualmente, toda la superficie forestal se trató como una única variable, independientemente de su composición específica. Ambos medios, forestal y arbustivo, representaron casi el 90% de toda el área de estudio.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

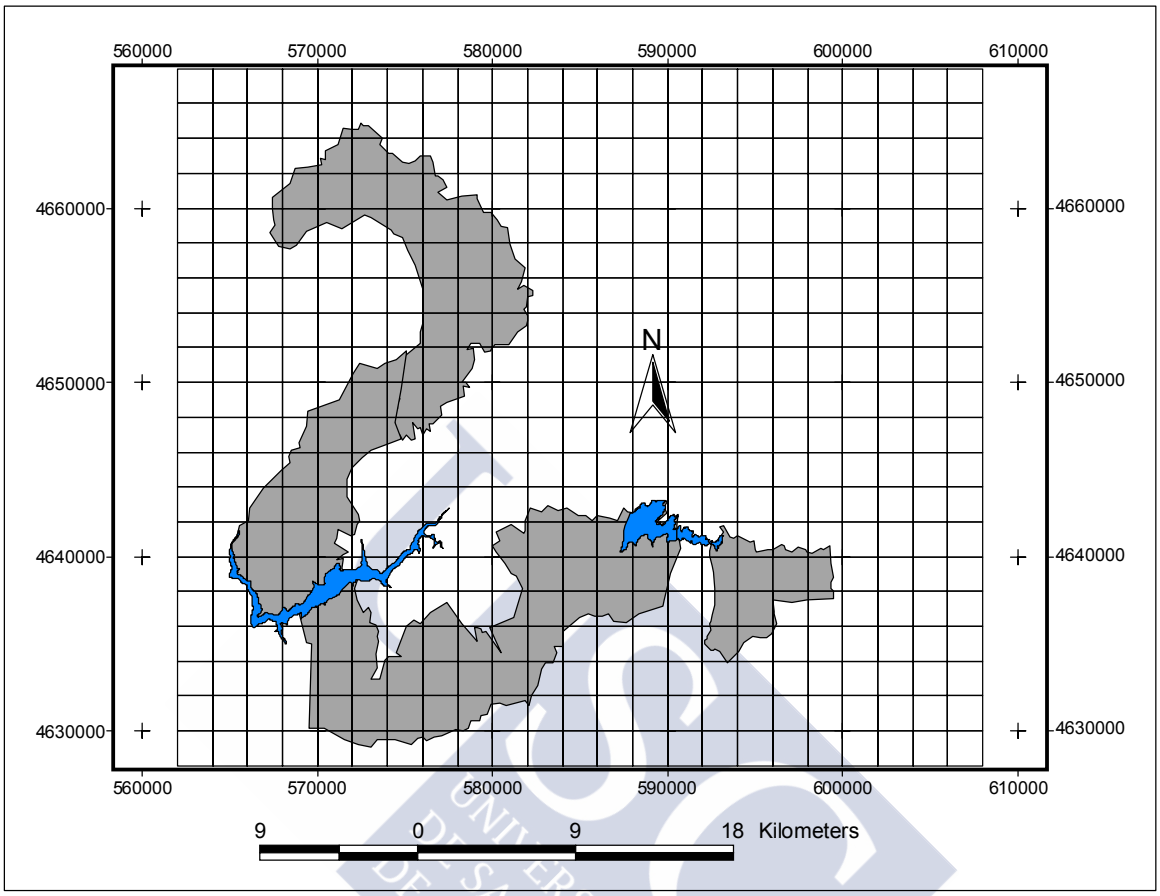

Figura 6. *Cuadrícula UTM de 2 x 2 km utilizada para obtener los modelos de selección de hábitat para Liebre ibérica, Conejo y Perdiz roja en el LIC Baixa-Limia.*

Código Variable	Descripción de la variable
NNP	Número de núcleos de población
ANP (m^2)	Superficie de núcleos de población
MC (m)	Longitud de carreteras
AMI (m)	Altura mínima
AMX (m)	Altura máxima
DA (m)	Diferencia altitudinal
AME (m)	Altura media
PMI (grados)	Pendiente mínima
PMX (grados)	Pendiente máxima
DP (grados)	Diferencia de pendiente
PME (grados)	Pendiente media
SMA (m^2)	Superficie de matorral y pastizal
SBO (m^2)	Superficie de bosque
SEM (m^2)	Superficie de embalses
BMB (m)	Longitud de borde de matorral-bosque
BMA (m)	Longitud de borde matorral-embalse
BBA (m)	Longitud de borde bosque-embalse

Tabla 1. *Variables ambientales empleadas en los modelos de selección de hábitat de Liebre ibérica, Conejo y Perdiz roja. Entre paréntesis se indica la unidad de medida.*

3. 3. 1. Modelo para el Conejo.

El modelo de distribución del Conejo se creó utilizando como variable dependiente los índices de abundancia de excrementos y cagarruteros obtenidos mediante el muestreo cuantitativo efectuado en cuadrículas de 1 x 1 km de la zona alta. A partir de los índices de abundancia obtenidos se estableció el valor medio de abundancia de la especie en toda la malla de 2 x 2 km del LIC Baixa-Limia, con la ayuda de la extensión *Espatial Analysis* (GIS-ArcView 3.1.; Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA). Estos modelos se basaron en técnicas de interpolación espacial, donde los valores de la variable respuesta se estimaron en función de su ubicación geográfica con respecto a los puntos vecinos muestreados (SEOANE & BUSTAMANTE, 2001). La estimación de abundancias de la especie en la zona de estudio se

realizó utilizando el estimador de "Distancia Inversa Ponderada". Este interpolador estima el valor para un punto en base a una media de los valores de los puntos muestrales de su vecindad. La media se pondera de manera que la influencia de los valores de los puntos muestrales sobre las localidades a estimar disminuye con la distancia a los mismos, es decir, que la influencia de cada punto muestral sobre sus alrededores es función inversa de la distancia al mismo. Asume que la influencia de cada punto muestral sobre los puntos a interpolar es la misma en todas direcciones, de manera que el valor de cada punto muestreado tendrá una influencia mayor sobre las zonas más cercanas a él y su influencia disminuirá a medida que nos alejamos. Se definió un radio 5 km de influencia de cada punto sobre sus alrededores siendo:

$$\hat{z} = \frac{\sum_{i=1}^{n} \frac{1}{d_i^p} z_i}{\sum_{i=1}^{n} \frac{1}{d_i^p}}$$

z = valor estimado
d = distancia al punto muestral i
z = valor del punto muestral i
p = exponente de ponderación de la distancia
n = número de puntos a incluir en la estimación
i = número de puntos muestrales tenidos en cuenta en la estimación

A mayor distancia, la influencia del punto muestral sobre sus vecinos es menor; a mayor potencia (p) se incrementa la influencia local del punto de muestreo, siendo lo habitual utilizar como exponente 2. Como puntos muestrales se definieron los centroides de cada una de las retículas 1 x 1 km de la rejilla establecida, dándole a ese centroide un valor de densidad igual al índice de abundancia de Conejo obtenido a partir de las abundancias de excrementos sueltos y cagarruteros.

Como método de análisis para establecer el patrón de selección de hábitat de Conejo se utilizó un modelo regresión múltiple de pasos sucesivos hacia delante (GUILLÉN, 1992), el cual seleccionó las variables con $P < 0,05$, devolviéndolas cuando $P > 0,1$. Previamente fue analizada la normalidad, homocedasticidad y posible colinealidad entre variables. A partir de los dos índices de abundancia obtenidos, se generaron modelos de selección de hábitat que relacionaron la abundancia del Lagomorfo con las variables ambientales extraídas en la retícula de 2 x 2 km (Tabla 1).

Para establecer si existía correlación entre la abundancia de conejos y la cobertura arbórea en la zona por debajo de 800 m se utilizó el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman (r_s). Para los análisis estadístico se usó el programa SPSS 11.5.

3. 3. 2. Modelo para la Liebre ibérica.

Como paso previo a la modelización, se utilizó la prueba de Mann-Whitney para establecer las posibles diferencias entre las variables independientes en las cuadrículas de 2 x 2 km con/sin presencia de Liebre. Se resumieron así las variables analizadas en un menor número de variables sintéticas y con mayor interés biológico.

Se empleó un análisis de regresión logística de datos dicotómicos. Se utilizó el procedimiento paso a paso hacia adelante (JOVELL, 1995; PARDO & RUIZ, 2002), el cual tiene en cuenta la colinealidad entre las variables predictoras al introducir variables en el modelo. La expresión analítica de la función logística fue $p = e^y/1 + e^y$ ó $P(Y=1)=1/1+ e^{-y}$ donde P es la probabilidad estimada de la presencia de la especie, Y es una función de tipo $k+ax_1+bx_2+....+zxn$, siendo x_1, x_2,.....xn cada una de las variables seleccionadas. Se usó como variable dependiente la presencia/ausencia de liebre y como variables independientes las mencionadas en la Tabla 1 que presentaron medianas significativamente diferentes. La significación de las variables finalmente incluidas en el modelo se determinó mediante la prueba de Wald (JOVELL, 1995; PARDO & RUIZ, 2002). Para los modelos significativos obtenidos mediante las regresiones logísticas se incluyó el valor de χ^2, que analiza el ajuste de cada modelo a la curva logística y su nivel de significación (P). El nivel de significación utilizado fue de $P < 0,05$. Para el análisis estadístico se usó el programa SPSS 11.5.

3. 3. 3. Modelo para la Perdiz roja.

Como variable dependiente se utilizó un índice sintético (Índice de Categoría de cría = ICC; ver Capítulo 6 apartado 3.1.3.2.), integrando la información obtenida en el atlas de distribución realizado en la malla de 1 x 1 km. El valor de cada cuadrícula de 2 x 2 km se obtuvo como la suma de los valores correspondientes a las cuadrículas de 1 x 1 km que incluía, asignando el valor 1 a cría posible, 2 a cría probable y 3 a cría segura. De este modo, se jerarquizó con un valor continuo y se usó como base para generar un modelo de selección de hábitat a partir de información semicuantitativa, aunque inicialmente fuese de naturaleza cualitativa (GIBBONS *et al*., 1994). Con la finalidad de establecer las diferencias entre las variables independientes en cuadrículas con/sin

presencia de Perdiz roja, se realizó un análisis univariante mediante la prueba U de Mann-Whitney y un Análisis Factorial (PCA) para seleccionar aquellas variables que *a priori* aportaban mayor peso al análisis, eliminándose las que no aportaron información.

Se usaron Modelos Lineales Generalizados (McCULLAGH & NELDER, 1997; QUINN & KEOUGH, 2002), caracterizados por incluir tres componentes: un predictor lineal, una función de error y una función Link. Un predictor lineal (LP) es definido como la suma de los efectos de las variables predictoras:

$$LP = a+b\chi_1+c\chi_2+.....$$

donde a, b, c..... son los índices estimados por el observador y χ_1, $\chi_{2,....}$ son las variables explicativas. En el caso de datos discretos positivos, la distribución de Poisson es una adecuada función de error y la función logarítmica una adecuada función de enlace. Se ajustó cada variable predictora para los datos de abundancia obtenidos de Perdiz roja, eligiéndose un nivel de significación para la inclusión de una variable en el modelo de $P < 0,05$. Se consideró que si la devianza residual era ≤ 2 los datos se distribuían con una distribución de Poisson. Para el análisis estadístico se usó el programa S-PLUS 2000.

También se empleó la Regresión Logística de datos dicotómicos (ver modelo Liebre) a partir de datos de presencia/ausencia. Para ello se usó, en un primer análisis, toda la información disponible sobre presencia de la especie, y en uno segundo sólo la presencia en cuadrículas con cría probable y segura, descartando las de cría posible. Este segundo análisis tuvo la finalidad de realizar un ajuste más fino de los requerimientos de hábitat de cría.

4. RESULTADOS

4.1. Conejo.

El muestreo en la zona alta, en base al conteo de excrementos, fue positivo en 30 de las 89 cuadrículas prospectadas (33,7% del total) (Figura 7 y Anexo Tabla 1), oscilando los valores medios entre 0,25 y 23,8 excrementos/10 m^2. En cuanto al conteo de cagarruteros, fue positivo en 11 cuadrículas, lo que supuso el 12,3 % del total.

La cifra total de cuadrículas en las cuales se obtuvo detección de la especie dentro y fuera de censo fue de 36, lo cual supuso el 40,4% del total.

La interpolación de las abundancias relativas reflejó la existencia de varios núcleos, uno en las proximidades del embalse de Salas, otro en la Serra do Xurés y en la zona sur de la Serra de Laboreiro, siendo el más importante el localizado en la zona occidental de la Serra da Pena (Figuras 8 y 9). En el norte de la Serra de Laboreiro las abundancias relativas en base a excrementos fueron reducidas. Los transectos nocturnos reflejaron una presencia esporádica, al igual que las estaciones de foqueo, ya que en ellas no se detectó ningún ejemplar de Conejo.

Por debajo de la cota de 800 m también se mostró escaso y localizado, lo que confirmó el mal estado general de la población en toda el área de estudio, obteniéndose presencia de individuos en el 37,5 % de las cuadrículas muestreadas (ver anexo Tabla 2).

No se obtuvo correlación significativa entre la abundancia de Conejo y la cobertura del estrato arbóreo, ni a partir del conteo de excrementos sueltos (r_{24} = -0,19) ni del de cagarruteros (r_{24} = - 0,11). Esto contrastó con lo apuntado para zonas de monte mediterráneo en el centro de la península, donde el conejo si parece seleccionar preferentemente claros para ubicar las letrinas (MONCLÚS & DE MIGUEL; 2003).

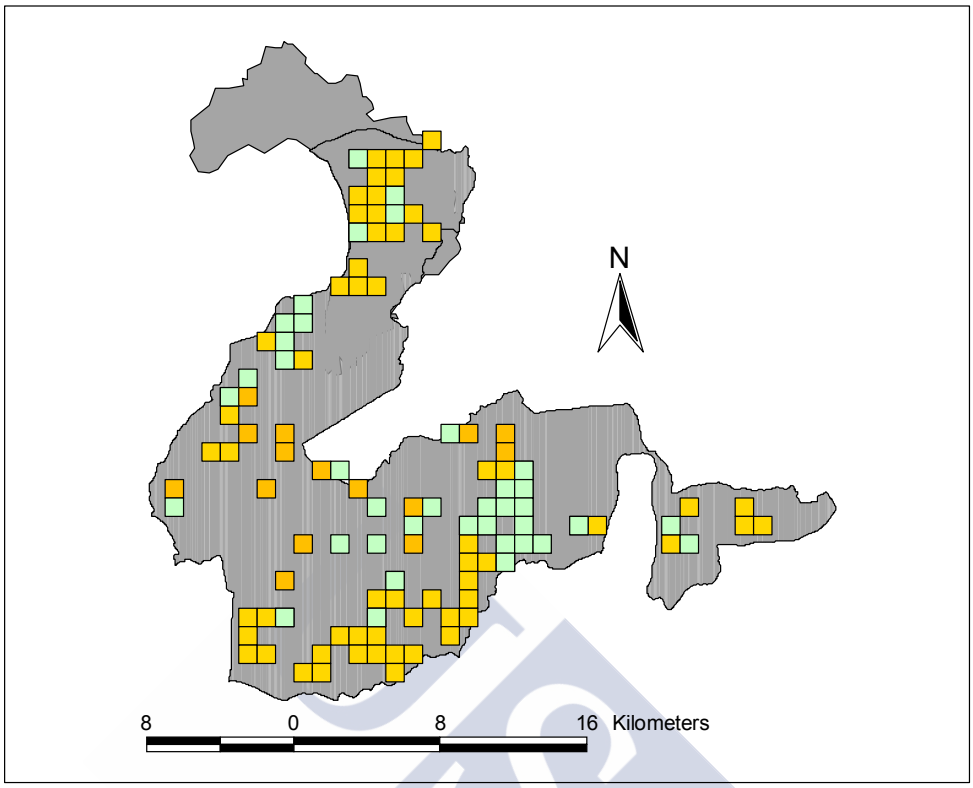

Figura 7. *Cuadrículas UTM 1 x 1 muestreadas para evaluar la abundancia relativa de Conejo por encima y por debajo de la cota altitudinal de 800. (En azul se indican las que arrojaron índices de abundancia positivos).*

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

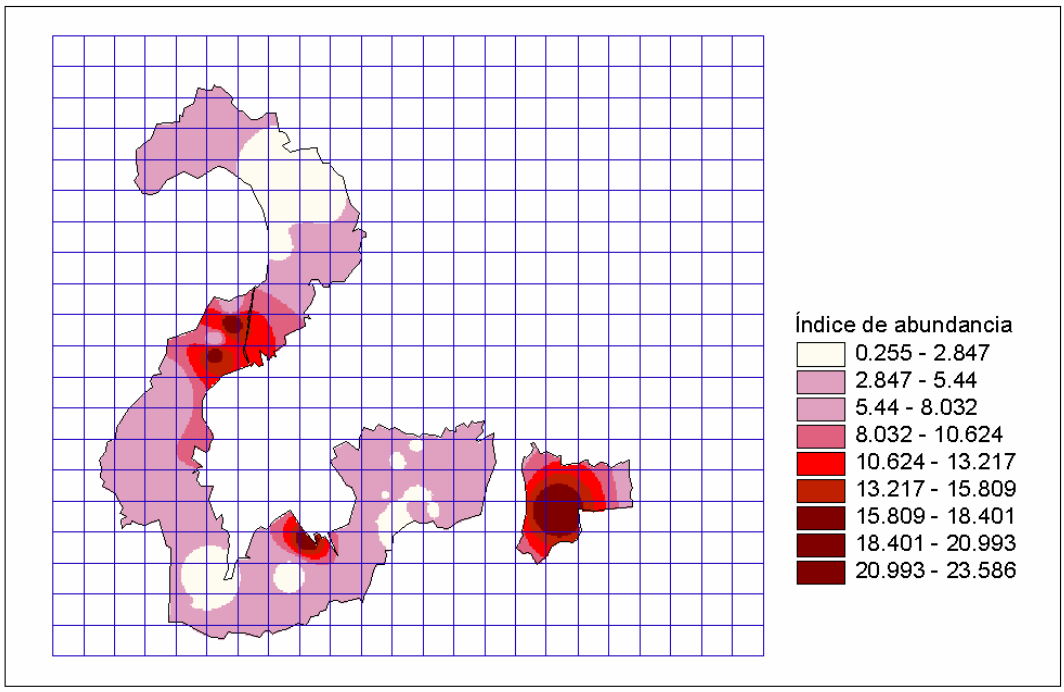

Figura 8. *Estimación de abundancias de Conejo en el LIC Baixa-Limia en base al conteo de excrementos sueltos en la zona alta del área de estudio (ver apartado 3.3.1.).*

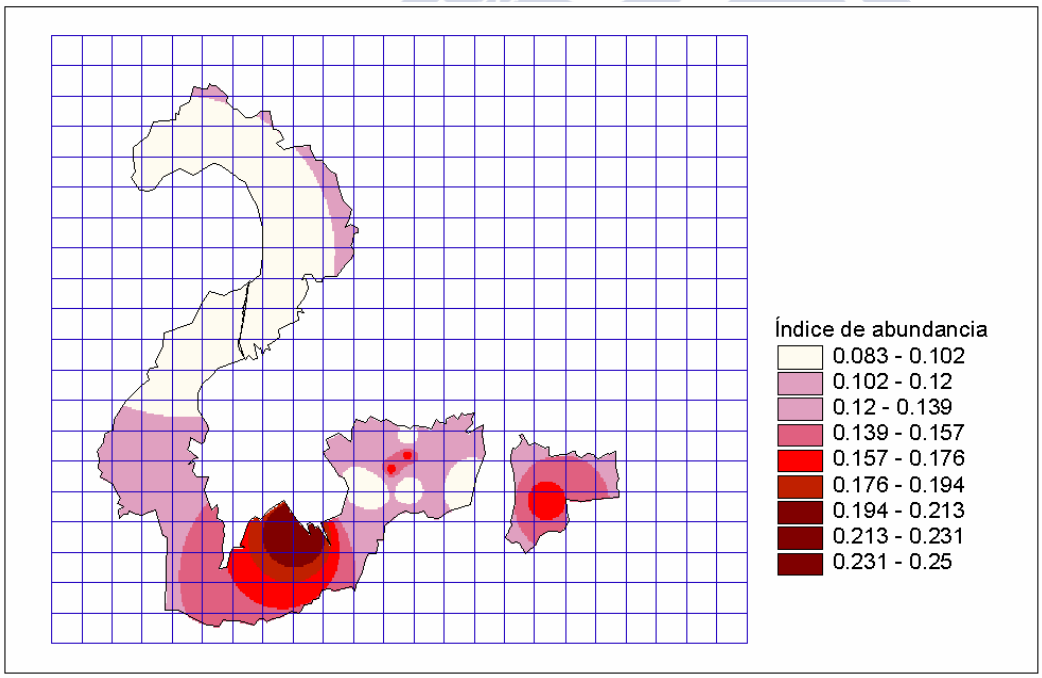

Figura 9. *Estimación de abundancias de Conejo en el LIC Baixa-Limia en base al conteo de cagarruteros en la zona alta del área de estudio (ver apartado 3.3.1.).*

La modelización basada en el número de excrementos incluyó la Altura mínima y la Longitud de borde matorral-bosque, ambas con valor negativo (Tabla 2). Este modelo explicó un 27% de la varianza (R^2 corregida) de la abundancia de conejo.

Variable	Coeff	T	P
Const.	8,727	11,18	0,000
Altura Mínima (AMI)	$-4{,}91 \times 10^{-3}$	-5,31	0,000
Borde Matorral Bosque (BMB)	$-6{,}96 \times 10^{-5}$	-2,83	0,006
$R^2 = 0{,}27$	E.T. = 2,01	F = 17,33	0,000

Tabla 2. *Coeficientes de regresión descriptores de la Regresión Lineal Múltiple para Conejo utilizando como variable dependiente el número de excrementos en la cuadrícula de 2 x 2 km del LIC Baixa-Limia.*

El modelo basado en el conteo de cagarruteros incluyó la Pendiente media y la Pendiente mínima, la primera con valor positivo y la segunda con valor negativo (Tabla 3). El modelo explicó un 16% de la varianza (R^2 corregida) de la abundancia de conejo.

Variable	Coeff	T	P
Const.	$8{,}72 \times 10^{-2}$	9,77	0,000
Pendiente Media (PME)	$3{,}98 \times 10^{-3}$	4,36	0,000
Pendiente Mínima (PMI)	$-2{,}98 \times 10^{-2}$	-2,00	0,049
$R^2 = 0{,}16$	E.T. = $2{,}79 \times 10^{-2}$	F = 9,52	0,000

Tabla 3. *Coeficientes de regresión descriptores de la Regresión Lineal Múltiple para el Conejo utilizando como variable dependiente el número de cagarruteros en la cuadrícula de 2 x 2 km del LIC Baixa-Limia.*

El análisis de los residuos de ambas regresiones múltiples (PARDO & RUIZ, 2002) mostró que en el caso del modelo obtenido a partir de los excrementos sueltos, la variabilidad no explicada parece distribuirse de un modo aleatorio (ver Anexo Figura I). En el caso del obtenido a partir de los cagarruteros, la variabilidad no explicada por el modelo no parece ser debida al azar totalmente y posiblemente puedan estar actuando otras variables no incluidas inicialmente en el mismo (ver Anexo Figura II).

4.2. Liebre ibérica.

El mapa de distribución de la Liebre ibérica, muestra la existencia de un núcleo fundamental, ubicado al norte en la Serra de Laboreiro, y otros, mucho menos relevantes, en la zona oriental de la Serra do Xurés y Serra da Pena (Figura 10).

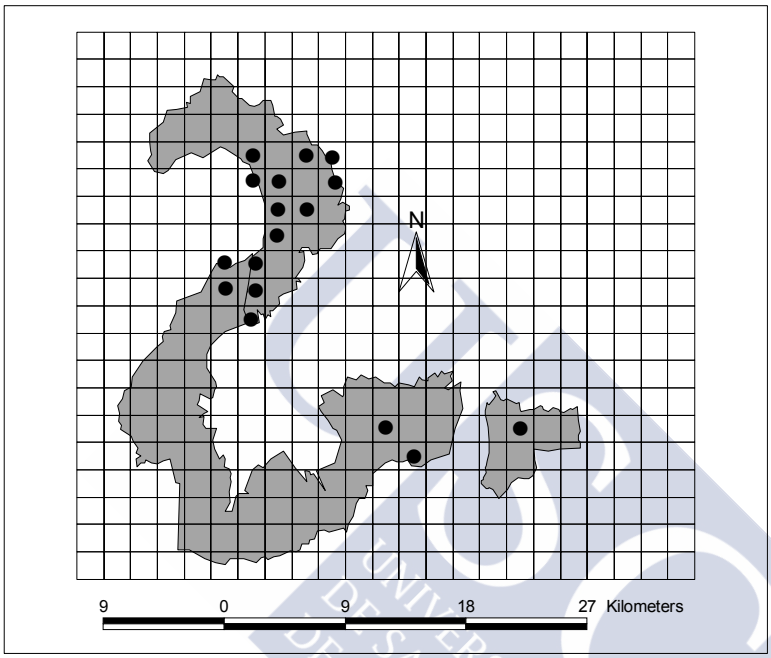

Figura 10. *Distribución de Liebre ibérica en el LIC Baixa-Limia (ver metodología).*

Únicamente en dos cuadrículas de la zona alta se obtuvo presencia en base al conteo de excrementos, detectándose fuera de los transectos excrementos en otras 4 cuadrículas. Todas se ubicaron en la Serra de Laboreiro.

En los recorridos con vehículo se obtuvieron 25 contactos de liebres y lagomorfos sin determinar (Tabla 4). Las abundancias relativas obtenidas en función de los transectos nocturnos mostraron una cierta constancia intermensual y entre los diferentes transectos, aunque el bajo número de ejemplares contactados impidió cualquier análisis comparativo. Los valores de abundancia relativa (IKA ± E.T.) oscilaron entre 0,04 y 0,11 individuos/km. La abundancia media fue de 0,07 ± 0,02 liebres/km, valor quizás infraestimado dados los contactos con lagomorfos no identificados. Estos posiblemente correspondieron en su mayoría a liebres, dada la gran escasez de conejo en la zona (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000).

Respecto a las estaciones de foqueo, sólo en 3 de los 46 puntos realizados (6,5 %) fue observado un ejemplar (ver anexo Tabla 3), los 3 ubicados en la Serra de Laboreiro (Figura 11).

Este hecho confirmó los resultados obtenidos mediante la búsqueda de excrementos y la realización de transectos nocturnos, en el sentido de sugerir unos valores de densidad muy reducidos y distribución muy localizada.

	MARZO (n = 3)			ABRIL (n = 1)			MAYO (n = 3)		
ESPECIE	**T1**	**T2**	**T3**	**T1**	**T2**	**T3**	**T1**	**T2**	**T3**
Liebre ibérica	0,11 ± 0	0,14 ± 0,07	0,11 ± 0	0,11	0,11	0,11	0,11 ± 0,11	0,07 ± 0,07	0,04± 0,04
Lagomorpha sp.	0,11 ± 0	0	0,14 ± 0,07	0	0	0	0	0,04 ± 0,04	0

Tabla 4. *Abundancia relativa (nº individuos/km) (IKA ± E.T.) de Liebre ibérica y Lagomorfos sin determinar en el LIC Baixa-Limia.*

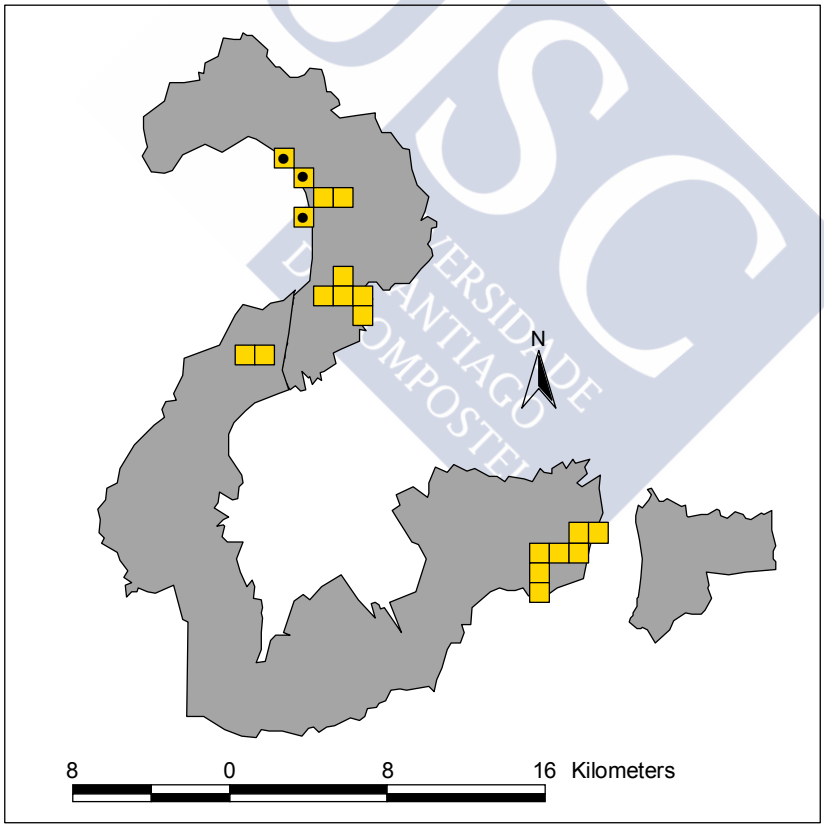

Figura 11. *Cuadrículas de 1 x 1 km en las que se detectó la presencia de Liebre ibérica mediante foqueos (señaladas con círculo negro) en el LIC Baixa-Limia.*

En cuanto a los patrones de selección de hábitat observados, se obtuvieron diferencias significativas en la retícula de 2 x 2 km para 4 variables ambientales: Altura mínima, Diferencia altitudinal, Altura media y Pendiente media (Tabla 5). La especie mostró una respuesta positiva hacia las zonas de mayor altitud y menor pendiente.

Variable	Presencia n = 15	Ausencia n = 78	U	P
NNP	0,066 ± 0,06	0,384 ± ,089	471,0	0,102
ANP	4.443,32 ± 0,06	20.750,83 ± ,089	473,0	0,110
LC	377,55 ± 184,35	774,65 ± 139,55	490,0	0,258
AMI**	885,8 ± 128,36	714,80 ± 236,99	300,0	0,003
AMX	1.190,08 ± 23,46	1.091,68 ± 24,47	404,0	0,059
DA**	304,27 ± 113,43	376,87 ± 134,46	383,0	0,035
AME**	1.066,70 ± 22,79	904,39 ± 26,17	303,0	0,003
PMI	0,22 ± 0,033	0,3074 ± 0,02	487,0	0,306
PMX	33,33 ± 3,32	34,45 ± ,95	466,5	0,216
DP	33,11 ± 3,31	34,14 ± ,95	470,0	0,230
PME**	8,19 ± 2,62	10,86 ± 3,62	318,0	0,005
SMA	2.931.200,00 ± 244.382,82	2.703.671,79 ± 108.386,46	498,0	0,363
SBO	678.960,00 ± 166.809,64	898.297,4359 ± 99927,80	531,0	0,573
SEM	0 ± 0	112.328,20 ± 43.893,48	510,0	0,145
BMB	13.416,34 ± 2.315,21	11.098,14 ± 957,85	501,0	0,380
BMA	0 ± 0	426,94 ± 154,90	517,5	0,169
BBA	0 ± 0	426,9437 ± 154,90	525,0	0,198

Tabla 5. *Valores medios de las variables en cuadrículas de 2 X 2 km ocupadas y no ocupadas por Liebre ibérica en el LIC Baixa-Limia, (Media ± E.T.) *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

En cuanto a los modelos de regresión logística, la especie seleccionó áreas de baja pendiente a mayor altitud (zonas de altiplano), dominadas por grandes superficies de matorral y pastizal y con mayor superficie de borde entre bosque y matorral (Tabla 6).

	B	ET	Wald	P
Constante	-4,173	1,854	5,069	0,024
Altura media (AME)	0,05	0,02	4,084	0,043
Pendiente máxima (PMX)	0,106	0,045	5,523	0,019
Pendiente media (PME)	-0,582	0,189	9,473	0,002
Superficie de matorral (SMA)	$1,19 \times 10^{-6}$	0,000	5,133	0,012
Longitud de borde matorral-bosque (BMB)	0,00012	0,000	6,11	0,013

Tabla 6. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Liebre ibérica en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo final obtenido para la presencia de la Liebre ibérica en la Baixa-Limia incluyó la Altura media, la Pendiente máxima, la Superficie de matorral y la Longitud de borde matorral-bosque con signo positivo y la Pendiente media con signo negativo. Pronosticó correctamente un 83,9% y explicó un 42% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,42).

El modelo final obtenido fue:

$Y = 4,173-0,005AME-0,106PMX+0,582PME-1,19x10^{-6}SMA-0,00012BMB$ ($\chi^2 = 2,88$; P = 0,94; Prueba de Hosmer y Lemeshow).

4.3. Perdiz roja.

Durante el período reproductivo (marzo-junio) se detectó la presencia de Perdiz roja en 76 cuadrículas de 1 x 1 km del LIC Baixa-Limia (21,7 % del total) y 52 de 2 x 2 km (55,9 % del total). En período reproductivo se presentó repartida por toda el área de estudio, aunque las mejores zonas se localizaron en la Serra da Pena, sur de Serra de Laboreiro, estribaciones del Xurés y Santa Eufemia (Figura 12), aunque en ocasiones de forma irregular y siempre en muy bajo número.

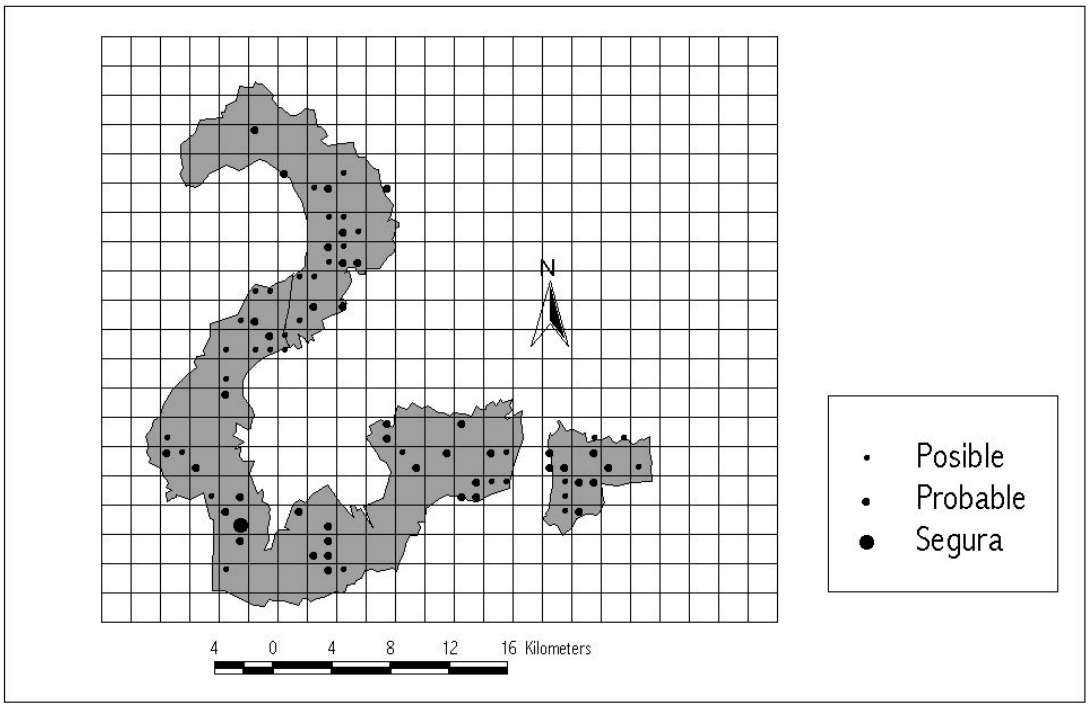

Figura 12. *Distribución de la Perdiz roja en el LIC Baixa-Limia.*

La escasez de efectivos se puso de manifiesto en los siguientes hechos:

1) No se detectó en ninguna de las 130 estaciones de emisión de reclamo distribuidas por todas la parte alta de la zona de estudio, ni en las 63 estaciones situadas en la zona baja.
2) No se detectó en 58,8 km de transectos recorridos por encima de la cota de 800 m, correspondientes a los recorridos de 600 m (2 por cuadrícula UTM 1 x 1 km) realizados para establecer abundancias relativas de Lagomorfos (ver apartado 3.2.1.1.).
3) En los transectos en automóvil realizados en la zona alta se detectó, aunque en unas abundancias muy bajas (Tabla 7).

Trimestre	**IKA ± E.T.**
Diciembre/enero/febrero	0,009 ± 0,009
Marzo/abril/mayo	0,016 ± 0,016
Junio/julio/agosto	0,016 ± 0,016
Septiembre/octubre/noviembre	0,009 ± 0,009

Tabla 7. *Abundancias relativas (IKA ± E.T.) de Perdiz roja obtenidos por trimestre en la zona alta del área de estudio.*

En cuanto a la selección de hábitat, en los análisis exploratorios previos realizados, tanto con el Análisis Factorial como con la prueba de Mann-Whitney, no se extrajeron variables ambientales significativas que aportaran a priori un mayor peso al análisis, por lo que se optó por la inclusión de todas.

El Modelo Lineal Generalizado realizado a partir de los datos de abundancia (ver metodología) arrojó una respuesta positiva, aunque muy débil, a la Superficie de matorral (SMA), áreas de ecotono entre matorral y bosque (BMB) y embalse-bosque (BBA). Los porcentajes de devianza del modelo nulo explicado por cada variable fueron muy bajos (Tabla 8).

Variable	**%**
Superficie de Matorral (SMA)	2
Longitud de borde matorral-bosque (BMB)	3
Longitud de borde embalse-bosque (BBA)	3

Tabla 8. *Modelo Lineal Generalizado de respuesta de la Perdiz roja a las variables ambientales (% = porcentaje de devianza explicada).*

Mediante el análisis de regresión logística, realizado a partir de las cuadrículas en las que se confirmó la cría segura o probable, se pudo explicar alguna variabilidad. El modelo incluyó únicamente la Superficie de matorral con signo positivo (Tabla 9), pronosticando correctamente un 69,9 % y explicando sólo un 8% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,08).

	B	ET	Wald	P
Constante	-2,55	0,83	9,30	0,02
Superficie de matorral (SMA)	$6{,}01 \times 10^{-7}$	0,000	4,89	0,02

Tabla 9. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Perdiz roja en el LIC Baixa-Limia utilizando la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo final obtenido fue $Y = 2{,}55\text{-}6{,}01\text{x}10^{-7}\text{SMA}$ (χ^2 = 21,82; P = 0,005; Prueba de Hosmer y Lemeshow).

5. DISCUSIÓN

5.1. Abundancia y selección de hábitat de las especies-presa.

La Perdiz roja es una especie escasa en el área de estudio, a tenor de los índices de abundancia obtenidos, aunque se mostró con una distribución bastante homogénea, evitando las zonas de mayor altitud de la Serra do Xurés y zonas más forestadas del sector norte. El único método que arrojó abundancias positivas fue el de los transectos en automóvil en la zona alta, mostrándose útil y versátil para la obtención de índices de abundancia de esta galliforme (DUARTE & VARGAS, 2001). Los mayores valores se obtuvieron durante el período reproductivo y estival, siendo muy bajas durante el período otoñal e invernal, lo que podría deberse tanto a las duras condiciones ambientales como a la presión cinegética.

Las variables ambientales que explicaron la distribución y abundancia de la Perdiz roja, la superficie de matorral y las áreas de ecotono entre bosque y matorral, coinciden en parte con lo apuntado en otros estudios en la península Ibérica y con sus requerimientos de hábitat (LUCIO, 1989; LUCIO & PURROY, 1992; GUTIÉRREZ, 1996; FORTUNA, 2002; BLANCO *et al*., 2003). No obstante, la población de Perdiz roja estudiada, al igual que en gran parte del noroeste de Iberia, presenta unas características propias y diferenciadores, como son las bajas densidades y su ubicación en áreas montanas, con escasa presencia humana y pocas áreas cultivadas. La preferencia por las manchas de matorral y por las zonas de borde, con abundancia de vegetación arvense, responden a la cobertura que ofrecen, rompiendo la uniformidad del paisaje a la vez que son una importante fuente de recursos tróficos. El matorral proporciona refugio a la Perdiz, pero el aumento excesivo de su cobertura puede ser negativo, por la falta de estrato herbáceo que genera el alimento (LUCIO, 1989, 1991) y por la mayor presencia de carnívoros, que pudieran potencialmente aumentar las tasas de depredación.

El patrón de selección de hábitat obtenido presenta importantes limitaciones, derivadas de la escasez de hábitats adecuados y óptimos para esta galliforme (GUTIÉRREZ, 1996). De este modo, se estaría estableciendo un modelo de selección de hábitat en un área de calidad subóptima, lo que sesgaría las preferencias reales por parte de la especie. No obstante, dada la baja calidad del hábitat que presentan en general gran parte de las áreas montanas del noroeste peninsular, los patrones de selección de hábitat obtenidos pueden ser útiles de cara al manejo en este tipo de ambientes.

En el caso del Conejo, su abundancia, al igual que sucede en todo su rango de distribución, pudiera estar condicionada por factores diferentes a las variables de hábitat, como la incidencia a

nivel local de enfermedades o la presión cinegética (VARGAS, 2002; ANGULO, 2003), pero también por las propias características intrínsecas del hábitat (SORIGUER & PALACIOS, 1996). En las sierras suroccidentales de Ourense el Conejo se mostró como una especie escasa y localizada, como sucede en la mayor parte de Galicia (VILLAFUERTE, 2002), siendo más frecuente en la zona oriental del área de estudio, donde posiblemente existen unas condiciones de hábitat potencialmente mejores y ajustadas a sus necesidades. El hecho de que sea una especie clave para muchos depredadores, el acusado y continuo declive en las últimas décadas (MORENO & VILLAFUERTE, 1995; ANGULO, 2003) y su condición de especie cinegética, determinan que un manejo adecuado de sus poblaciones sea fundamental para la conservación de gran parte de los ecosistemas de la península Ibérica (SORIGUER & PALACIOS, 1996; ANGULO, 2003).

En base al conteo de excrementos sueltos las variables ambientales seleccionadas en los modelos de abundancia de Conejo fueron la altura mínima y la longitud de borde de matorral y bosque, ambas con signo negativo. Esto parece indicar que su abundancia pudiera estar favorecida por la existencia de zonas con escasa superficie forestal a una menor cota altitudinal. Este patrón de selección de hábitat pudo responder posiblemente a una mayor disponibilidad de áreas abiertas con presencia de pastizales adecuados para su alimentación y a mejores condiciones para el establecimiento de huras (BALLESTEROS, 1998; PURROY & VARELA, 2003). Con el incremento de la altitud, la naturaleza pedregosa y la topografía implicarían una menor probabilidad de hallazgo de conejos, como ocurre en el resto de la Península (CASTELLS & MAYO, 1993; PURROY & VARELA, 2003).

En el modelo obtenido en base a la abundancia de cagarruteros las variables que explicaron en mayor medida la abundancia de Conejo fueron topográficas, sugiriendo que serían las áreas de mayor pendiente las también más utilizadas por el lagomorfo. En estudios realizados en el centro de la Península, el Conejo pareció seleccionar en ocasiones para la ubicación de las letrinas zonas de elevada pendiente (MONCLÚS & DE MIGUEL, 2003). El modelo obtenido a partir del conteo de excrementos sueltos obtuvo un mejor ajuste que del conteo de cagarruteros, hecho quizás determinado por la propia escasez del lagomorfo, que sólo permitió la localización de estos segundos en muy bajo número. También las propias limitaciones del modelo matemático empleado para inferir las abundancias de la especie en la totalidad del área de estudio, unidas a las potencialmente numerosas interacciones ecológicas, pudieron no reflejar con exactitud sus requerimientos eco-etológicos. También es probable que estén implicadas en la selección de hábitat en el área otras variables que no se contemplaron, como son cobertura de vegetación, tipo de suelo, presencia de hitos del entorno y microclima. Todas ellas parecen condicionar la distribución y abundancia del conejo a escalas de análisis más finas en otras zonas peninsulares (ANGULO, 2003;

MONCLÚS & DE MIGUEL, 2003). Los patrones de selección de hábitat coinciden en parte con los obtenidos en áreas de mosaico de ecosistemas del centro y sur de la península Ibérica (HERRANZ *et al*., 2000; ANGULO, 2003; LOMBARDI *et al*., 2003), donde, sin embargo, la fisonomía, características edáficas y fitosociológicas así como de uso humano y las escalas de análisis empleadas fueron muy diferentes a las del área de estudio. En este sentido, los patrones de selección de hábitat se deben considerar orientativos, y parecen indicar una notable complejidad al nivel de macroescala analizado. Esto sugiere la necesidad de trabajar a escalas de análisis más finas, las cuales posiblemente permitirán dilucidar en mayor detalle los requerimientos ecológicos de este lagomorfo en el noroeste de la Península.

En el caso de la Liebre ibérica, se obtuvieron unos valores de abundancia muy bajos, que contrastan con las densidades más elevadas (15-19 individuos/100 ha) de otras zonas montanas del noroeste ibérico (ALONSO & AGULLO, 1998) y de ambientes mediterráneos de la península Ibérica (CARRO *et al*., 2001). El núcleo establecido en estas sierras suroccidentales de Ourense (LIC Baixa-Limia) y la vertiente portuguesa del Parque Nacional Peneda-Gêrés, posiblemente se encuentre incomunicado de otros núcleos más importantes del territorio gallego, como el ubicado en el Macizo Central ourensano (CARRO & SORIGUER, 2002). Además, pudiera encontrarse en el límite de la viabilidad como población, lo que le confiere una mayor importancia (BEISSINGER & McCULLOUGH, 2002). Por otra parte, estas bajas densidades obtenidas sugieren la precariedad de la población y la necesidad de adopción de medidas de conservación inmediatas. Entre ellas se plantea la prohibición de su caza y actuaciones de mejora de hábitat (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000), fundamentalmente de desbroces del matorral en áreas por encima de la cota altitudinal de 800 m. En este sentido, algunos de los factores de amenaza existentes en España para esta liebre (CARRO & SORIGUER, 2002), también se evidencian en el área de estudio: repoblaciones forestales, ausencia de gestión cinegética adecuada y proliferación de depredadores oportunistas (TAPIA & DOMÍNGUEZ, 2003). La actividad de ganadería extensiva de montaña existente en algunas zonas, como en el sector norte del LIC, unida a los fuegos de origen humano, provocados con el objeto de crear pastos para el ganado, impiden la proliferación del matorral, teniendo en este sentido un efecto positivo sobre el hábitat de la Liebre. Sin embargo, cuando los fuegos alcanzan gran intensidad y extensión provocan efectos ecológicos negativos, originando mortandades elevadas de liebres, sobre todo en los individuos más jóvenes (PONS, 2001). El modelo logístico obtenido, parece reflejar satisfactoriamente los requerimientos de hábitat a la escala de análisis empleada. La especie seleccionó áreas de elevada altitud, de pendientes suaves, dominadas por grandes superficies de matorral y con presencia de áreas de ecotono entre bosque y matorral. Este patrón de selección de hábitat coincide con los requerimientos en áreas montanas del norte peninsular (CASTELLS &

MAYO, 1993; SORIGUER & PALACIOS, 1996; BALLESTEROS, 1998; CARRO & SORIGUER, 2002).

En poblaciones como las estudiadas, con bajas densidades, en virtud del llamado efecto *Buffer* (SUTHERLAND, 1997) los individuos tienden a ocupar los mejores hábitats, poniéndose de manifiesto en mayor medida las preferencias reales de hábitat. Altas densidades pueden ocasionar una ocupación de terrenos más desfavorables, que desvirtuarían las preferencias reales por parte de una especie (O´CONNOR & SHRUBB, 1986; FORTUNA, 2002).

La influencia humana ha sido responsable de la modificación de la distribución y abundancia de las especies-presa estudiadas (caza, pérdida de hábitat, repoblaciones cinegéticas) (SUTHERLAND, 1997) y puede haber modificado sus preferencias de hábitat. Por ello, los resultados obtenidos pueden estar sesgados en este sentido y no reflejar de un modo totalmente fiable sus preferencias reales de hábitat. Este aspecto puede haberse dado en mayor medida en el caso de la Perdiz roja, dadas las abundantes repoblaciones realizadas con fines cinegéticos (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000), presentando los individuos liberados escasas posibilidades de supervivencia en medios poco adecuados para la nidificación. Además, la ocupación de terrenos marginales subóptimos desvirtuarían las preferencias de hábitat reales, hecho que también estaría sucediendo en el caso del Conejo.

La eficacia biológica de una especie se encuentra relacionada con las características del paisaje donde se asienta una población (NADAL, 2001; REITZ *et al.,* 2002). El parámetro de la escala es clave para entender las asociaciones entre especies y hábitats (BEGON *et al*. 1996; MORRISON *et al*., 1998). En el presente estudio, la escala espacial a que se estableció el análisis de selección de hábitat fue la de macrohábitat. Esta escala empleada posiblemente no refleje fielmente las necesidades de hábitat reales, ya que se trata de especies que responden a variables ambientales a escalas mucho menores (FORTUNA, 2002; ANGULO, 2003). En nuestro caso la limitación partía de la resolución de la información digital disponible.

A pesar de estos aspectos expuestos, dichos modelos de selección de hábitat obtenidos reflejarían de un modo aceptable las preferencias de hábitat a la escala analizada.

5.2. Relación de las falconiformes con sus especies-presa. Problemática de conservación.

La disponibilidad trófica y de lugares de nidificación son los principales factores limitantes de las poblaciones de falconiformes reproductoras en una determinada área (NEWTON, 1998; THIRGOOD *et al*., 2003). Al margen de factores antrópicos modificadores del hábitat y causantes

de mortandad directa (NEWTON, 1979), actúan tanto en especies de hábitos tróficos generalistas como especialistas, aunque las primeras siempre pueden modificarlos en función de los cambios en la rentabilidad energética. Por el contrario, en los especialistas cabría esperar una respuesta numérica (STEEHOF & KOCHERT, 1988; WATSON, 1996; THIRGOOD e*t al*., 2003). También existen otros factores, como los derivados de las relaciones intra e interespecíficas, que asociadas al espectro trófico de las diferentes especies determinan el tamaño de sus dominios vitales (NEWTON, 1979; NEWTON, 1998; PEERY, 2000).

Las falconiformes nidificantes o de presencia habitual en el área de estudio pueden predar potencialmente sobre Conejo, Liebre ibérica y Perdiz roja son el Milano negro, Aguilucho cenizo, Aguilucho pálido, Azor común, Busardo ratonero, Águila real, Águila-azor perdicera y Halcón peregrino (CRAMP & SIMMONS, 1980). Estas falconiformes no se pueden considerar depredadores especialistas, siendo en mayor o menor medida plásticos y generalistas en sus hábitos alimenticios (CRAMP & SIMMONS, 1980; DEL HOYO *et al*., 1994). De acuerdo con los modelos teóricos de optimización de recursos tróficos, la escasez de alimento debería repercutir en la selectividad y hábitos alimenticios del depredador, condicionando una flexibilización del espectro trófico. Este fenómeno se ha demostrado para falconiformes generalistas (STEENHOF & KOCHERT, 1988). En el área de estudio, como en todo el noroeste peninsular, se cuenta con escasa información sobre el espectro trófico de la mayoría de las especies (PIMENTA, 1980; BUSTAMANTE, 1985; ÁLVAREZ-LAO *et al*., 1996; DOMINGUEZ *et al*., 2000).

La escasez de las especies-presa estudiadas posiblemente haya forzado a las rapaces presentes a modificar progresivamente su espectro trófico (PIMENTA, 1980) hacia especies menos rentables energéticamente, disminuyendo progresivamente su *"fitness"*. Este tipo de efectos son difíciles de detectar, ya que se trata a menudo de falconiformes longevas, con madurez sexual tardía, pudiendo pasar varios años antes de que los efectos de un escaso o nulo éxito reproductivo se reflejen en una pobre tasa de reclutamiento (NEWTON, 1998; HERNÁNDEZ, 2003).

El posible descenso poblacional de Perdiz roja, Conejo y Liebre ibérica en la Baixa-Limia quizás haya estado determinado por diferentes factores, entre los que sobresalen las limitaciones de productividad del medio (NEWTON, 1998), el abandono del campo y falta de recursos tróficos, repoblaciones forestales, enfermedades, sobrecaza y furtivismo, así como prácticas cinegéticas inadecuadas como son las repoblaciones incontroladas (VARGAS, 2002; SORIGUER *et al*., 1998). En una situación como la descrita, es posible que la predación, aún sin ser la causa directa de la disminución de estas especies-presa, pueda acelerar su declive poblacional. Cuando las poblaciones de presas se encuentran diezmadas, los predadores pueden impedir su recuperación, estabilizándose las relaciones entre presas y predadores en un equilibrio de baja densidad (VARGAS, 2002). En el

presente panorama, no serían las rapaces diurnas las responsables principales de tal declive, ya que en algunos casos mantienen un nivel poblacional mínimo (Ej: Águila real) y se encuentran muy amenazadas en el área (Ver Capítulo 7). Podrían ser responsables depredadores oportunistas como el Zorro rojo (*Vulpes vulpes*), carnívoro abundante en la Baixa-Limia (TAPIA & DOMÍNGUEZ, 2003) y que puede estar limitando la presencia y abundancia de especies-presa (VAUGHAN *et al*., 2003). Así, la excesiva abundancia de este cánido pudiera influir negativamente en la densidad de algunas rapaces nidificantes, al limitar las densidades de sus especies-presa, al igual que se ha puesto de manifiesto en diferentes zonas de Europa (SELAS, 1998; GREEN & ETHERIDGE, 1999).

5. 3. Estrategias de gestión sobre las poblaciones de Perdiz roja, Conejo y Liebre ibérica en la Baixa-Limia.

La diversidad y abundancia de las poblaciones de las especies-presa y los factores humanos, hacen que cada área presente una problemática particular y que ésta requiera un plan de gestión específico (NADAL, 2001; CARRANZA & MARTÍNEZ, 2002).

Las medidas de gestión necesarias para la recuperación de las poblaciones de las especies estudiadas hacen referencia al manejo del hábitat y a la gestión cinegética (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000), claves para la recuperación de las poblaciones (ANGULO, 2003).

Preservar el hábitat en buenas condiciones es esencial para la conservación de depredadores amenazados, y aunque los manejos de hábitat que se realizan mediante la gestión cinegética no van dirigidos directamente a los depredadores, son aprovechados de manera indirecta por estos (REAL & MAÑOSA, 1997).

5.3.1. Medidas relativas al manejo del hábitat.

Se proponen las siguientes actuaciones:

1. Manejo del matorral en las partes altas de las sierras, orientado a beneficiar a la población local de Lagomorfos y Galliformes, especialmente de Liebre ibérica. El manejo puede efectuarse mediante dos métodos: desbroce mecánico y quemas controladas (FARREL, 1981). Las quemas se realizarán preferentemente en los meses de febrero-marzo y sobre áreas de matorral maduro. La selección de los parches a desbrozar/quemar se efectuará sobre el terreno con

el asesoramiento de un especialista botánico, con el fin de respetar zonas donde se asienten especies de interés elevado (PULGAR, 1999).

Las áreas de ecotono generadas pretenden aumentar la densidad de las especies-presa, al proporcionar una combinación de alta disponibilidad trófica y cobertura de vegetación que ofrezcan refugio (LOMBARDI *et al*., 2003).

2. Plantación de parcelas de cereal (Centeno, Trigo) por encima de la cota de 800 m. Su utilidad se plantea en servir como centros de alimentación para Perdiz roja que mejoren la supervivencia de los individuos autóctonos y/o procedentes de eventuales sueltas (BALLESTEROS, 1998). Esta medida consistirá en la creación de parcelas de cereal de 0,2-0,4 ha, hasta suponer aproximadamente el 1-2 % del territorio total ubicado por encima de la citada cota.

Con relación a los desbroces y quemas controladas, la situación actual del área de estudio muestra que gran parte del terreno situado por encima de la cota de 800 m está poblado por matorral de altura superior a 50 cm y cobertura elevada. Dados los requerimientos de hábitat descritos para las Liebres europeas, con alturas óptimas de vegetación para la búsqueda de alimento inferiores a 15 cm, y para el encamado de menos de 30 cm (THOMPSON *et al*., 1995), se perfilan como necesarias actuaciones que contribuyan a clarear tramos de matorral que incrementen las posibilidades tróficas de la Liebre ibérica. La creación de un medio parcheado y heterogéneo, donde coexistan manchas de matorral denso y altura superior a 50 cm, con otras de pastizal o cobertura de matorral mínima, puede favorecer la diversificación y abundancia de las otras especies-presa de las falconiformes presentes (micromamíferos, paseriformes) (THIRGOOD *et al*., 2002), o también incrementar la eficacia de caza en áreas de escasa cobertura (GIRON *et al*., 1987) de especies como el Águila real.

Los incendios forestales de gran extensión e intensidad son extremadamente negativos para la fauna, fundamentalmente para algunos vertebrados como los lagomorfos (GROOVES & STEENHOF, 1988; CAMPRODON & PLANA, 2001; PONS, 2001). Los fuegos a pequeña escala y controlados pueden favorecer la renovación del matorral y crear un medio parcheado con diferentes grados de desarrollo (TUCKER & EVANS, 1997), beneficioso para algunas especies-presa. El empleo de fuegos controlados para el manejo del hábitat de especies silvestres cuenta con numerosos precedentes, sobre todo en Norteamérica (SANDERS, 1976; WRIGHT & WAILEY, 1982; LEHMAN & ALLENDORF, 1987; MILLSAP *et al*., 1987; DODD, 1988; THOMPSON *et al*., 1995). En consonancia con lo expuesto por otros investigadores (PICKES, 1983; THOMPSON *et al*., 1995), parece aconsejable la combinación de desbroce mecánico y quemas controladas.

5.3.2. Medidas relativas a la gestión cinegética.

1. Prohibición de la actividad cinegética en la Serra de Laboreiro. Se sugiere la prohibición de cazar en las partes altas de las sierras, concretamente la Serra de Laboreiro, donde se han propuesto medidas de manejo del hábitat destinadas a incrementar las poblaciones de las especies-presa.

Dados los exiguos tamaños de las poblaciones de Lagomorfos y Perdiz roja existentes en el conjunto del área de estudio, y al ser ésta la principal área de campeo de gran parte de las rapaces diurnas presentes, se justifica plenamente la adopción de esta medida propuesta. La eliminación de la actividad cinegética, junto con las otras medidas de manejo indicadas, permitiría previsiblemente un claro incremento de las densidades de Lagomorfos y Perdiz roja.

2. Elaboración o revisión de los Planes de Ordenación Cinegética (POCs) en el territorio del LIC. Se sugiere la elaboración o revisión de los Planes de Ordenación Cinegética de las zonas de caza incluidas en el área de estudio.

La situación actual de las poblaciones locales de Lagomorfos y Perdiz roja refleja que las medidas adoptadas hasta el momento, encaminadas a reforzar dichas poblaciones, se han revelado ineficaces. Por este motivo, se sugiere la revisión en profundidad de los Planes de Ordenación Cinegética (POCs) para, en último término, proponer cupos anuales de captura que permitan el paulatino incremento de las densidades de estas especies.

En el caso que la actualización de los POCs reflejase que los tamaños poblaciones de Lagomorfos y Galliformes hacen incompatible su recuperación con la actividad cinegética (NADAL, 1997; BRABO & PERIS, 1998), sería necesario establecer un período de veda en el territorio ubicado por encima de la cota de 800 m. La duración de éste estaría condicionada por la constatación de la recuperación de las poblaciones. Esta medida estaría favorecida por encontrase la mayoría de la superficie en áreas con la figura del Parque Natural e íntegramente en los límites del LIC Baixa-Limia.

6. BIBLIOGRAFÍA

ALONSO, P. & AGULLO. 1998. Hare *Lepus granatensis* density in nortwest of Iberian Peninsula. First data available about the occupied habitats in Galicia. En, S. Reig (Ed.): *Euro-American Mammal Congress Abstracts*, pp. 255. Universidad de Santiago de Compostela.

ALVÁREZ-LAÓ, C. M.; ÁLVAREZ-LAÓ, D. J.; BARRAGÁN-FERNÁNDEZ, B. I. & VÁZQUEZ-RODRÍGUEZ, J. C. 1996. Datos sobre la dieta de aves de presa en Asturias. *El Draque,* 1: 39-43.

ANGULO, E. 2003. *Factores que afectan a la distribución de Conejo en Andalucía*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.

ARJUN, A.; ARROYO, B; REDPATH, S. & THIRGOOD, S. 2004. Habitat predicts losses of Red grouse to individual Hen harriers. *Journal of Applied Ecology*, 41: 305-314.

ARROYO, B; GARCÍA, J. & BRETAGNOLLE, V. 2002. Conservation of the Montagu´s harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation,* 5 (4): 283-290.

BALLESTEROS, F. 1998. *Las especies de caza en España. Biología, ecología y conservación*. Estudio y Gestión del Medio. Colección técnica, Oviedo.

BARNES, R.F.W. & TAPPER, S.C. 1985. A method for counting hares by spotlight. *Journal Zoology of London*, 206 (2): 273-276.

BEGON, M.; HARPER, J.L. & TOWSEND, C. R. 1996. *Ecología.* Omega, Barcelona.

BEISSINGER, S. R. & MCCULLOUGH, D. R. (Eds.). 2002. *Population viability analysis.* University Chicago Press, Chicago.

BERNARD-LAURENT, A. 1994. Méthode de dénombrement des Perdrix bartavelles mâles au chant et présentation des résultats. Office National de la Chasse, *Supplément Bulletin Mensuel* nº 193. Fiche 79.

BERNARD-LAURENT, A. & LAURENT, J.L. 1984. Méthode de recensement des Perdrix Bartavelles (*Alectoris graeca saxatilis* Bechstein 1805) au printemps; applications dans les Alpes-Maritimes. *Gibier Faune Sauvage*, 4: 69-85.

BLANCO, J. A.; VIRGÓS, E. & VILLAFUERTE, R. 2003. Perdiz roja, *Alectoris rufa*. En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 212-213. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

BRABO, F. & PERIS, S.J. 1998. El valor de los planes cinegéticos. *Trofeo*, 332: 24-28.

BUSTAMANTE, J. 1985. Alimentación del Ratonero Común (*Buteo buteo,* L. 1758) en el norte de España. *Doñana Acta Vertebrata,* 12 (1): 51-62.

CAMPRODON, J & PLANA, E. 2001 (Eds). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada.* Edicions de la Universitat de Barcelona, Barcelona.

CARRANZA, J. & MARTÍNEZ, J. G. 2002. Consideraciones evolutivas en la gestión de especies cinegéticas. En, M. Soler (Ed.): *Evolución*, pp. 373-387. Proyecto Sur de ediciones, Granada.

CARRO, F., J. F. BELTRAN, J. M. PÉREZ, F. J. MÁRQUEZ, O. IBORRA. & R. C. SORIGUER. 2001. Evolución poblacional de la Liebre Ibérica (*Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856) en el Parque Nacional de Doñana. *Galemys,* 13: 119-126.

CARRO, F. & SORIGUER, R. C. 2002. *Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856. En, L. J. Palomo & J. Gisbert (Eds.): *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*, pp. 452-455. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEM, Madrid.

CASTELLS, A & MAYO, M. 1993. *Guía de los mamíferos en libertad de España y Portugal.* Ediciones Pirámide, Madrid.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (Eds.). 1980. *The Birds of the Western Palearctic. vol. II.* Oxford University Press, Oxford.

DE LA CALZADA, E. & MARTÍNEZ, F.J. 1994. Requerimientos y selección de hábitat de la Liebre mediterránea (*Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856) en un paisaje agrícola mesetario. *Ecología*, 8: 381-394.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (Eds.) 1994. *Handbook of the Birds of the World*, *Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona.

DELIBES, M. & HIRALDO, F. 1981. The rabbit as a prey in Iberian Mediterranean ecosystem. En, K. Myers & C. D. MacInnes (Eds.): *Proceedings of the First World Lagomorph Conference,* pp. 614-622. University of Guelph. Guelph, Canada.

D.G.C.N. (Dirección General de Conservación de la Naturaleza). 2000. Tercer Inventario Forestal Nacional (1.997-2.006): Galicia.

DODD, N.N. 1988. Fire management and southwestern raptors. En: *Proceedings Southwest raptor management symposium and* workshop, pp. 341-347. Natl. Wildl. Fed. Washington. D.C.

DOMÍNGUEZ, J.; TAPIA, L. & ROMEU, M. 2000. *Estudio y gestión de la comunidad de grandes aves rapaces del Parque Natural Baixa-Limia-Serra do Xurés.* Convenio Consellería de Medio Ambiente-Universidad de Santiago. Informe Inédito.

DUARTE, J. 2000. Liebre ibérica (*Lepus granatensis* ROSENHAUER, 1856). *Galemys*, 12 (1): 3-14.

DUARTE, J & VARGAS, J. M. 2001. Survey methods for Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) in Olive Groves in Southern Spain. *Game & Wildlife Science,* 18 (2): 141-156.

FARREL, L. (Ed.). 1981. *Heathland management*. Nature Conservancy Council. Pterborough.

FERNÁNDEZ, C. 1991. Variaton clinale du régime alimentaire et de la reproduction chez l´Aguile Royal (*Aquila chrysaëtos* L) sur le versant sud des Pyrénées. *Rev. Ecol. (Terre Vie),* 46: 363-371.

FERNÁNDEZ, C. 1993. Effect of the viral haemorrhagic pneumonia of the wild rabit on the diet and breeding success of the Golden eagle *Aquila chrysaetos* (L.). *Rev. Ecol.* (*Terre Vie*), 48: 323-329.

FERRER, M. 1993. *El Aguila imperial.* Quercus, Madrid.

FORTUNA, M. A. 2002. Selección de hábitat de la Perdiz roja *Alectoris rufa* en período reproductor en relación con las características del paisaje de un agrosistema de la Mancha (España). *Ardeola*, 49 (1): 59-66.

GIBBONS, D.; GATES, S.; GREEN, R. E.; FULLER, R. J. & FULLER, R. M. 1994. Buzzards *Buteo buteo* and Ravens *Corvus corax* in the uplands of Britain: limits to distribution and abundance. *Ibis,* 137: S55-S84.

GIRON PENDLETON, B.A.; MILLSAP, B.A.; CLINE, K.W. & BIRD, D.M. 1987. *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation, Washington, D.C.

GRAHAM, I. M. & REDPATH, S. M. 1995. The diet and breeding density of Common Buzzards *Buteo buteo* in relation to indices of prey abundance. *Bird Study*, 42: 165-173.

GREEN, R. E. & ETHERIDGE, B. 1999. Breeding success of the hen harrier *Circus cyaneus* in relation to the distribution of grouse moors and the red fox *Vulpes vulpes*. *Journal of Applied Ecology,* 36: 472-483.

GROVES, C. R. & STEENHOF, K. 1988. Responses of mammals and vegetation to wildfire in shadscale communities of southwestern Idaho. *Northwest Science*, 62 (5): 205-206.

GUILLÉN, M.F. 1992. *Análisis de regresión múltiple*. Centro de Investigaciones Sociológicas. Madrid.

GUTIÉRREZ, J. E. 1996. Biología de las especies cinegéticas: Aves: Codorniz, Paloma Torcaz; Tórtola y Perdiz. En, Colegio Oficial de Biólogos (Ed.): *Curso de gestión y ordenación cinegética*, pp. 33-62. Junta de Andalucía, Granada.

HERNÁNDEZ, 2003. El futuro del quebrantahuesos en los Pirineos. *Quercus*, 203: 24-29.

HERRANZ, J.; YANES, M. & SÚAREZ, F. 2000. Relaciones entre la abundancia de las especies de caza menor, sus depredadores y la estructura del hábitat en Castilla-La Mancha (España). *Ecología*, 14: 219-233.

IZCO, J. 1996. Fitogeografía: origen y distribución de la flora gallega. En, F. Rodríguez (Ed.): *Galicia. Geografía. Vol. XVII*, pp. 206-227. Ed. Hercules, A Coruña.

JOVELL, A, J. 1995. *Análisis de regresión logística*. Centro de Investigaciones Sociológicas, Madrid.

KREBS, C. J. 2001. *Ecology.* Addison-Wesley Longman, California.

LEHMAN, R.N. & ALLENDORF, J.W. 1987. The effects of fire, fire exclusion and fire management on raptor habitats in the western United States. En: *Proceedings Western Raptor Management Symposium and Workshop,* pp. 236-244. Natl. Wildl. Fed, Washington, D.C.

LOMBARDI, L.; FERNÁNDEZ, N.; MORENO, S. & VILLARFUERTE, R. 2003. Habitat-related diffrences in Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundante, distribution, and activity. *Journal of Mammalogy,* 84 (1): 26-36.

LUCIO, A,. J. 1989. *Bioecología de la Perdiz Roja en la Provicia de León*. *Bases para su gestión Cinegética.* Tesis Doctoral, Universidad de León.

LUCIO, A. J. 1991. Selección de hábitat de la Perdiz Roja (*Alectoris rufa*) en matorrales supramediterráneos de la cuenca del Duero. Aplicaciones para la gestión del hábitat cinegético. *Ecología*, 5: 337-353.

LUCIO, A. J. & PURROY, F. J. 1992. Red-legged patridge (*Alectoris rufa*) habitat selection in northwest Spain. *Gibier et Fauna Sauvage,* 9: 417-429.

MAÑOSA, S.; REAL. J. & CODINA, J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli´s eagle in Catalonia. *Journal Raptor Research,* 32 (3): 208-214.

MARTI, C. D. 1987. Raptor Food Habitats Studies. Washington. En, B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds): *Raptor management techniques manual*, pp. 67-80. National Wildlife Federation, Washington, D.C.

MARTÍNEZ, J, A.; LÓPEZ, G.; FALCO, F; CAMPO, A. & DE LA VEGA, A. 1999. Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) 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 (2): 205-212.

MARTÍNEZ-CORTIZAS, A. & PÉREZ-ALBERTI, A. 1999. *Atlas Bioclimático de Galicia*. Xunta de Galicia.

MARZLUFF, J. M.; KIMSEY, B. A.; SCHUEK, L. S.; MCFADZEN, M. E.; VEKASY, M. S. & BEDNARZ, J. C. 1997. The influence of habitat, prey abundance, sex, and breeding success on ranging behavior of Prairie falcons. *Condor,* 99: 567-584.

McCULLAGH, P. & NELDER, J. A. 1997. *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall, London.

MILLSAP, B. A.; CLINE, K. W. & GIRON-PENDLETON, B. A. 1987. Habitat management. En B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds.): *Raptor management techniques manual,* pp. 215-237. National Wildlife Federation, Washington, D.C.

MÍNGUEZ, E.; ANGULO, E. & SIEBERING, V. 2002. Factors influencing length of postfledging period and timing of dispersal in Bonelli´s eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southwestern Spain. *Journal Raptor Research,*. 35 (3): 228-234.

MONCLÚS, R. & DE MIGUEL, F. J. 2003. Distribución espacial de las letrinas de Conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en el Monte de Valdelatas (Madrid). *Galemys*, 15 (nº especial): 157-165.

MORENO, S. & VILLAFUERTE, R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, 73: 81-85.

MORRISON, M. L., MARCOT, B. G. & MANNAN, R. W. 1998. *Wildlife-Habitat Relationships. Concepts and Applications*. University of Wisconsin Press, Madison.

NADAL. J. 1997. Recuperar la perdiz. *Trofeo,* 321: 24-28.

NADAL, J. 2001. Las especies de caza menor: biología, hábitat y recomendaciones de gestión. En, J. Camprodon, & E, Plana. (Eds.): *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada,* pp. 331-352. Edicións de la Universitat de Barcelona. Barcelona.

NEWTON, I. 1979. *Population ecology of Raptors*. T & A. D. Poyser, London.

NEWTON, I. 1980. The role of food in limiting bird numbers. *Ardea,* 68: 11-30.

NEWTON, I. 1991. Population limitation in birds of prey: a comparative approach. En, C. M. Perrins; J. D. Lebreton & G. J. M. Hirons (Eds.): *Bird Population Studies. Relevance to Conservation and Management*, pp. 3-20. Oxford Ornithology Series, Oxford.

NEWTON, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press, London.

O´CONNOR, R. J. & SHRUBB, M. 1986. *Farming and birds.* Cambridge University Press, Cambridge.

PALOMARES, F. 1996. Depredadores: estudios, seguimiento y control. En, Colegio Oficial de Biólogos (Ed.): *Gestión y ordenación cinegética*, pp. 181-189. Junta de Andalucía, Granada.

PALOMARES, F. & DELIBES, M. 1997. Predation upon European rabbits and their use of open and closed patches in Mediterranean habitats. *Oikos,* 80: 407-406.

PARDO, A. & RUIZ, M. A. 2002. *SPSS 11. Guía para el análisis de datos.* Mc Graw Hill, Madrid.

PEERY, M. Z. 2000. Factors affecting variation in home-range size of raptors. *Auk*, 117 (2): 511-517.

PICKES, B. 1983. Heatland management at Arne Nature Reserve. En, L. Farrel (Ed): *Heatland management*, pp. 52-58. Nature Conservancy Council, Peterboruh.

PIMENTA, M. 1980. Alguns dados sobre a reproduçao, alimentaçao e protecçao de *Aquila chrysaetus* na Peneda-Gerês. *Braña. Boletín da Sociedade Galega de Historia Natural*, (1-2): 27-44.

PONS, P. 2001. Consecuencias de los incendios forestales sobre los vertebrados y aspectos de su gestión en regiones mediterráneas. En, J. Camprodon & E. Plana (Eds.): *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal,* pp. 197-211. Edicións de la Universitat de Barcelona, Barcelona.

PULGAR, I. 1999. *La vegetación de la Baixa-Limia y Sierras del entorno*. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

PULGAR, I. 2003. *Guía de la flora del Parque Natural Baixa-Limia Serra do Xurés*. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

PURROY, F. & VARELA, J. M. 2003. *Guía de los mamíferos de España.* Lynx Edicions, Barcelona.

QUINN, G. P. & KEOUGH, M. J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists.* Cambridge University Press, Cambridge.

REAL, J. & MAÑOSA, S. 1997. Demography and conservation of western European bonelli´s eagle *Hieraaetus fasciatus* populations. *Biological Conservation,* 79: 59-66.

REITZ, F.; GOFF, E. LE. & FUZEAU, M. 2002. Landscape selection by Grey partridge (*Perdix perdix*) for nesting in the fields of french cereal agrosystems. *Game & Wildlife Science*, 19 (3): 209-220.

RUIZ-MARTÍNEZ, I. 1996. Definición, estudio y zonificación. En, Colegio Oficial de Biólogos (Ed.): *Curso de gestión y ordenación cinegética*, pp. 117-119. Junta de Andalucía, Granada.

SANDERS, B.A. 1976. Prescribed burning for Golden eagle habitat management. En, *Proceedings of the Fire by Prescription Symposium*, pp. 109-110. U.S. Dep. Agric. Forest Service, Atlanta.

SELAS, V. 1997. Influence of prey availability on re-establishment of Goshawk *Accipiter gentilis* nesting territories. *Ornis Fennica,* 74: 113-120.

SELAS, V. 1998. Does food competition from red fox (*Vulpes vulpes*) influence the breeding density of Goshawk (*Accipiter gentilis*)? Evidence from a natural experiment. *Journal Zoology of London,* 246: 325-335.

SEOANE, J. & BUSTAMANTE, J. 2001. Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología*, 15: 9-21.

SERRANO, D. 1998. Diferencias interhábitat en la alimentación del Búho real (*Bubo bubo*) en el valle medio del Ebro (NE de España): efecto de la disponibilidad de Conejo (*Oryctolagus cuniculus*). *Ardeola,* 45 (1): 35-46.

SERRANO, D. 2000. Relationships between raptors and rabbits in the diet of Eagle owls in southwestern Europe: competition removal or food stress?. *Journal Raptor Research,* 34 (4): 305-310.

SORIGUER, R. C. & PALACIOS, F. 1996. Los lagomorfos ibéricos: Liebres y Conejos. Curso de gestión y ordenación cinegética. En, Colegio Oficial de Biólogos (Ed.): *Curso de gestión y ordenación cinegética*, pp. 63-82. Junta de Andalucía, Granada.

SORIGUER, R. C.; PÉREZ, J. & PAULINO, F. 1997. Teoría de censos: aplicación al caso de los mamíferos. *Galemys*, 9: 15-37.

SORIGUER, R.C.; MÁRQUEZ, F.J. & PÉREZ, J.M. 1998. Las traslocaciones (introducciones y reintroducciones) de especies cinegéticas y sus efectos medioambientales. *Galemys*, 10 (2): 19-35.

STAHL, P.; VANDEL, J. M.; RUETTE, L.; COAT, Y & BALESTRA, L. 2002. Factors affecting Lyns predation on sheep in the French Jura. *Journal of Applied Ecology*, 39: 204-216.

STEENHOF, K.; & KOCHERT, N.M. 1988. Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *Journal of Animal Ecology*, 57: 37-48.

STEENHOF, K.; KOCHERT, N.M. & MCDONALD, T.L. 1997. Interactive effects of prey and weather on Golden eagle reproduction. *Journal of Animal Ecology*, 66: 350-362.

STEENHOF, K.; KOCHERT, M. N.; CARPENTER, L. B. & LEHMAN, R. N. 1999. Long-term, Prairie Falcon population changes in relation to prey abundance, weather, land uses, and habitat conditions. *Condor,* 101: 28-41.

SUTHERLAND, W. J. 1997. *From individual behaviour to population ecology.* Oxford University Press, New York.

TAPIA, L. & DOMÍNGUEZ, J. 2003. Estima de la abundancia primaveral de liebre ibérica (*Lepus granatensis* Rosenhaeur, 1856) y zorro rojo (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) en un área montana del noroeste ibérico. *Galemys*, 15 (2): 9-14.

TEMELES, E. J. 1989. Effect of prey consumption on foraging activity of Northern harrier. *Auk*, 106: 353-357.

THIRGOOD, S. J.; REDPATH, S. M.; NEWTON, I. & HUDSON, P. 2000. Raptors and Red Grouse: Conservation Conflicts and Management Solutions. *Conservation Biology*, 14 (1): 95-104.

THIRGOOD, S. J.; REDPATH, S. M.; CAMPBELL, S. & SMITH, A. 2002. Do habitat characteristics influence predation on red grouse. *Journal of Applied Ecology,* 39: 217-225.

THIRGOOD, S. J.; REDPATH, S. M. & GRAHAN, I. M. 2003. What determines the foraging distribution of raptors on heather moorland?. *Oikos,* 100: 15-24.

THOMPSON, D.B.A.; MACDONALD, A.J. & HUDSON, P.J. 1995. Upland mors and heaths. En, W. J. Sutherland & D.A. Hill (Eds.): *Managing habitats for conservation*, pp. 292-326. Cambridge University Press, Cambridge.

TUCKER, G.M. & EVANS, M.I. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment.* BirdLife Conservation Series Nº 6. BirdLife Internacional. Cambridge, U.K.

VARGAS, J. 2002. *Alerta cinegética.* Otero Ediciones, Málaga.

VAUGHAN, N; LUCAS, E-A.; HARRIS, S & WHITE, C. L. 2003. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology,* 40: 163-175.

VERHEYDEN, C. 1991. A spotlight, circular-plot meted for counting Brown hares in the hedgerow system. *Acta Theriologica*, 36: 255-265.

VILLAFUERTE, R. 2002. *Oryctolagus cuniculus Linnaeus,* 1758. En, L. J. Palomo & J. Gisbert (Eds.): *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*, pp. 464-467. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.

VIÑUELA, J. & VEIGA, J.P. 1992. Importance of rabbits in the diet and reproductive success of Black kites in southwestern Spain. *Ornis Scandinavica*, 23: 132-138.

VIÑUELA, J.; VILLAFUERTE, R. & DE LE COURT, C. 1994. Nesting dispersion of a Black Kite in relation to location of rabbit warrens. *Canadian Journal Zoology,* 72: 1680-1683.

WARD, J. M. & KENNEDY, P. L. 1994. Aprroaches to investigating food limitation hypotheses in raptor populations: an example using the Northern goshawk. *Studies in Avian Biology*, 16: 114-118.

WATSON, J. 1996. Should Golden Eagles *Aquila chrysaetos* be fodd generalists or specialists?. En, B. U. Meyburg, R. D. Chancellor & J. J. Ferrero (Eds.): *Holartic Birds of Prey*, pp. 251-261. WWGBP-ADENEX, Badajoz.

WOOD, D. H. 1988. Estimating rabbit density by counting dung pellets. *Australian Wildl Research*, 15: 665-6671.

WRIGHT, H. A. & WAILEY, A. W. 1982. Wildlife. En, J. Wiley & Sons (Ed.): *Fire Ecology in USA & Canada,* pp. 49-79. Nat. Wildl. Fed., Washington.

ZUBEROGOITIA, I. 2002. *Ecoetología de las rapaces nocturnas de Bizkaia*. Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco.

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

7. ANEXO

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

	Excrementos		Cagarruteros	
UTM	X ± E.T.	Presencia en cuadrícula	X ± E.T.	Presencia en cuadrícula
576/4658	0,25 ± 0,25	+	0	-
578/4658	0	-	0	-
579/4658	0	-	0	-
580/4659	0	-	0	-
577/4658	0	+	0	-
577/4657	0	-	0	-
578/4657	0	-	0	-
576/4656	0	-	0	-
577/4656	0	-	0	-
579/4655	0	-	0	-
576/4655	0	+	0	-
577/4655	0	-	0	-
578/4655	4,8 ± 4,83	+	0	+
578/4656	0,25 ± 0,25	+	0	-
576/4654	1,5 ± 1,5	+	0	-
578/4654	0	-	0	-
580/4654	0	+	0	-
576/4652	0	+	0	-
575/4651	0	-	0	-
576/4651	0	-	0	-
577/4651	0	-	0	-
573/4650	2,9 ± 2,9	+	0,08 ± 0,08	-
573/4649	23,8 ± 19,04	+	0,08 ± 0,08	-
572/4649	12 ± 11,72	+	0	+
572/4648	2,9 ± 2,35	+	0	+
572/4647	18,7 ± 18,7	+	0,08 ± 0,08	-
573/4647	0	+	0	-
569/4645	4 ± 3,2	+	0	+
569/4644	0	-	0	-
568/4642	0	-	0	-
569/4642	0	-	0	-
570/4633	0	-	0	-
571/4633	0	-	0	-
572/4633	1,5 ± 1,5	+	0	-
570/4632	0	-	0	-
578/ 3635	19,3 ± 7,9	+	0,25 ± 0,13	-
577/4634	0	-	0	-
578/4634	0	-	0	-
580/4634	0	-	0	-
577/4633	0,5 ± 0,5	+	0	-
579/4633	0	-	0	-
575/4632	0	-	0	-
576/4632	0	-	0	-
577/4632	0	-	0	-
570/4631	0	-	0	-
571/4631	0	-	0	-
574/4631	0	-	0	-
576/4631	0	-	0	-
577/4631	0	-	0	-
578/4631	0	-	0	-
579/4631	0	-	0	-
573/4630	0	-	0	-
574/4630	0	-	0	-
578/4630	0	-	0	-
584/4640	1,1 ± 0,69	+	0	-
585/4640	8,1 ± 8,01	+	0,16 ± 0,11	-
583/4639	5,2 ± 3,81	+	0	-
584/4639	3,5 ± 2,23	+	0,16 ± 0,11	-

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

	Excrementos		Cagarruteros	
UTM	X ± E.T.	Presencia en cuadrícula	X ± E.T.	Presencia en cuadrícula
585/4639	3,3 ± 1,56	+	0	-
582/4638	4,8 ± 2,25	+	0,08 ± 0,08	-
583/4638	2,6 ± 1,97	+	0,08 ± 0,08	-
585/4638	1,2 ± 1,16	+	0,08 ± 0,08	-
588/4638	3,7 ± 3,16	+	0	-
589/4638	0	+	0,08 ± 0,08	-
582/4637	0	-	0	-
584/4637	2,5 ± 1,72	+	0	-
585/4637	4,2 ± 2,81	+	0	-
586/4637	2,7 ± 1,72	+	0	-
582/4636	0	-	0	-
583/4636	0	-	0	-
584/4636	0,3 ± 0,22	+	0	-
582/4635	0	-	0	-
582/4634	0	-	0	-
581/4632	0	-	0	-
582/4633	0	-	0	-
581/4633	0	-	0	-
583/4641	0	-	0	-
584/4641	0	-	0	-
585/4641	2,2 ± 1,58	+	0,08 ± 0,08	-
602/4638	0,5 ± 0,5	+	0	-
600/4639	0		0	-
594/4639	0,83 ± 0,83	+	0	-
598/4638	0		0	-
597/4638	0		0	-
597/4639	0		0	-
594/4637	21,08 ± 21,08	+	0	-
593/4637	0		0	-
593/4638	0		0	-

Tabla 1. *Abundancias relativas (nº excrementos/10 m^2 ± E.T.; nº cagarruteros/10 m^2) de Conejo en las cuadrículas muestreadas por encima de la cota altitudinal de 800 m (+, cuadrículas donde se detectó la especie).*

COORDENADAS UTM	Cagarruteros	Excrementos	Densidad de árboles
577/4639	0,1 ± 0,1	9,5 ± 9,5	18 ± 5,28
573/4637	0	0 ± 0	15 ± 4,85
579/4638	0,2 ± 0,2	12,2 ± 12,2	17,1 ± 4,12
579/4639*	0	0 ± 0	7,5 ± 4,04
580/4639	0,3 ± 0,3	10 ± 10	7,3 ± 2,76
576/4640*	0	0 ± 0	15,5 ± 8,73
575/4637	0	13,8 ± 11,87	2,9 ± 1,32
572/4635*	0	0 ± 0	0
566/4640*	0	0 ± 0	0,4 ± 0,30
579/4637	0	0 ± 0	5,3 ± 2,71
584/4643	0	0 ± 0	2,7 ± 1,0
577/4637	0,1 ± 0,1	7,8 ± 4,44	2,9 ± 1,84
582/4643	0	0	6,1 ± 2,70
571/4640	0	0	13,55 ± 4,2
570/4643*	0	0	4,5 ± 1,9
574/4641	0	0	32,5 ± 13,64
572/4643	0	0	14,7 ± 6,48
572/4642	0	0	33,2 ± 8,52
575/4641	0,1 ± 0,1	21,9 ± 16,03	16,4 ± 3,83
581/4643	0	9,1 ± 9,1	8,7 ± 8,7
584/4642*	0	0	5,1 ± 2,71
566/4639	0	3,2 ± 2,5	14 ± 8,45
570/4646	0	0,3 ± 0,3	10 ± 3,5
570/4645	0	0	15,5 ± 5,4

Tabla 2. *Abundancias relativas (nº cagarruteros-excrementos/78,5m^2 ± E.T.) de Conejo y densidad arbórea (nº pies/400m^2) en las cuadrículas muestradas en la zona por debajo de la cota altitudinal de 800. (En las cuadrículas con asterisco se detectó la presencia de Conejo fuera de las parcelas muestreadas).*

COORDENADAS UTM	Nº REPETICIONES	Liebre ibérica	Conejo
5754.3/ 4657.13	3	0	0
5753.5/ 4657.50	3	0	0
5751.7/ 4657.90	3	1	0
5749.5/ 4658.16	3	0	0
5747.9/ 4658.54	3	1	0
5744.3/ 4658.65	3	0	0
5741.9/ 4658.84	3	0	0
5759.3/ 4655.35	1	1	0
577.5.8/4656.27	3	0	0
5771.2/ 4656.46	3	0	0
5768.8/ 4656.32	3	0	0
5766.2/ 4656.02	2	0	0
5764.7/ 4656.36	2	0	0
5728.3/ 4638.67	1	0	0
5727.9/ 4648.95	1	0	0
5730.5/ 4648.82	1	0	0
5730.6/ 4648.90	1	0	0
5731.7/ 4648.89	1	0	0
5761.7/ 4651.28	1	0	0
5764.7/ 4651.08	1	0	0
5765.7/ 4651.47	1	0	0
5763.3/ 4651.68	1	0	0
5764.4/ 4651.89	1	0	0
5766.3/ 4651.78	1	0	0
5771.0/ 4651.67	1	0	0
5771.7/ 4652.12	1	0	0
5775.5/ 4652.05	1	0	0
5776.8/ 4651.90	1	0	0
5778.5/ 4651.37	1	0	0
5781.7/ 4651.36	1	0	0
5782.6/ 4651.35	1	0	0
5784.2/ 4650.81	1	0	0
5782.3/ 4650.53	1	0	0
5879.7/4638.45	2	0	0
5877.6/ 4637.95	2	0	0
5875.5/ 4637.52	2	0	0
5873.9/4636.77	2	0	0
5873.7/ 4636.22	2	0	0
5878.9/ 4636.22	2	0	0
5890.1/ 4638.04	2	0	0
5889.5/ 4638.25	2	0	0
5895.4/ 4638.41	2	0	0
5897.4/ 4638.86	2	0	0
5898.7/ 4638.99	2	0	0
5900.1/ 4639.14	2	0	0
5901.5/ 4639.51	2	0	0

Tabla 3. *Resultado de los foqueos nocturnos para detección de Lagomorfos efectuados en la zona de estudio. Para cada estación se indica el número máximo de individuos por foqueo detectado en las diferentes repeticiones.*

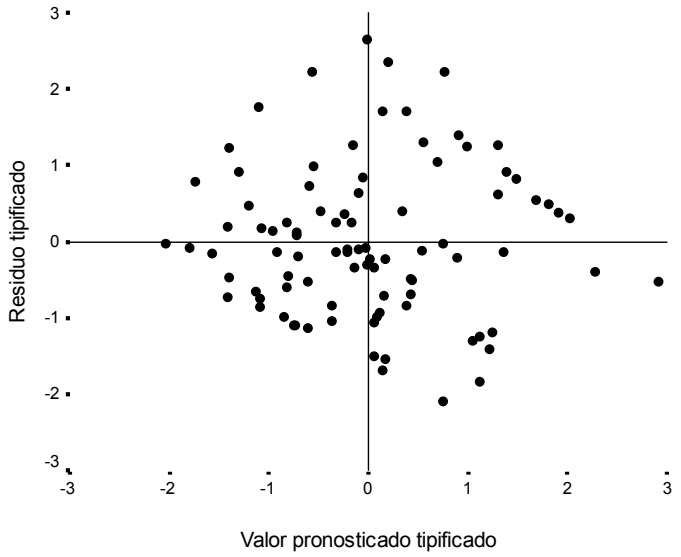

Figura I. *Gráfico de dispersión de los residuos tipificados frente a los valores pronosticados tipificados del modelo de regresión múltiple obtenido a partir de los excrementos sueltos de conejo.*

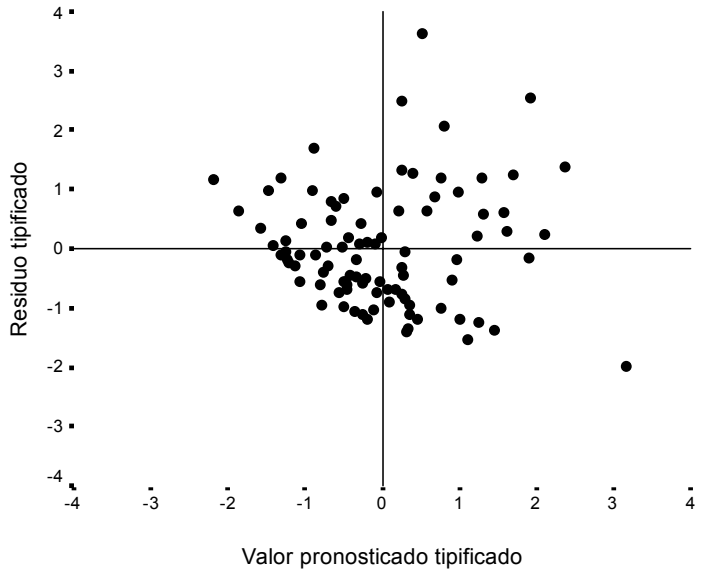

Figura II. *Gráfico de dispersión de los residuos tipificados frente a los valores pronosticados tipificados del modelo de regresión múltiple obtenido a partir de los cagarruteros de conejo.*

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

CAPÍTULO 5

RELACIONES DE LAS FALCONIFORMES CON LAS CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT DE CAZA EN MEDIOS MONTANOS DEL NOROESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1. INTRODUCCIÓN

Los estudios sobre selección de hábitat han analizado tradicionalmente las relaciones de una especie con las características de sus hábitats, siendo además claves en cualquier estrategia de conservación (MORRISON *et al*., 1998). Las abundancias de las poblaciones animales, incluidas las falconiformes, pueden ser influenciadas por las características del paisaje, especialmente donde los hábitats naturales están más modificados e influidos por las actividades humanas (WIENS, 1995; BERRY *et al.,* 1998; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999, entre otros).

Los estudios de selección de hábitat de falconiformes habitualmente se han centrado en analizar variables ambientales, tales como la disponibilidad de presas, estructura de la vegetación, abundancia de perchas y de lugares de nidificación (JORDANO & TORRES-ESQUIVIAS, 1981; JANES, 1985; PRESTON, 1990; BUSTAMANTE *et al*., 1997; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; GIESE & FORSMAN, 2003; entre otros). Estas aves son habitualmente selectivas con el hábitat que ocupan, sobre todo en cuanto a la disponibilidad de áreas idóneas para nidificar y cazar (JANES, 1985). Se trata de depredadores de gran movilidad, que frecuentan los hábitats más adecuados para cazar donde las presas son más abundantes o el medio presenta características topográficas y cobertura de vegetación que los hacen más accesible a éstas, permitiendo minimizar los costes energéticos y optimizar el éxito reproductivo. Incluso la presión humana o las condiciones atmosféricas pueden facilitar la captura de las presas, influyendo en los patrones de selección de hábitat de caza y por lo tanto en sus densidades (BECHARD, 1982; JANES, 1985; VALKAMA *et al*., 1995; SIMMONS, 2000; DAWSON & BORTOLOTTI, 2000; THIRGOOD *et al*., 2000). Otros factores como las interacciones y competencia interespecífica por el alimento y por riesgos de predación también pueden influir (NEWTON, 1979; JANES, 1985; WIENS, 1989; THIRGOOD *et al*., 2003). Tanto la presencia/ausencia como la abundancia han sido consideradas apropiadas para el estudio de los requerimientos de hábitat en este grupo ornítico (MOSHER *et al*., 1987; TITUS, 1990; LITVAITIS *et al*., 1994).

Tradicionalmente se ha visto a las falconiformes como aves que no están distribuidas de un modo homogéneo, prediciendo la teoría de alimentación óptima que seleccionarán para cazar los hábitats más óptimos, donde exista un menor gasto energético y donde se maximice su *fitness* (KREBS *et al*., 1983). Algunos modelos depredador-presa asumen una relación directa entre la distribución de las áreas de campeo y la densidad de presas (MACARTHUR & PIANKA, 1966; POOLE, 1974). Sin embargo, los hábitats más idóneos desde un punto de vista de la rentabilidad energética por esfuerzo de caza pueden no contener las más altas densidades de presas (VALKAMA *et al*., 1995). Estos hábitats podrían estar condicionados por otros factores, a menudo más relevantes y que en ocasiones van a determinar la propia abundancia de presas así como su accesibilidad, como son los usos del suelo, su propia naturaleza, el tipo de

vegetación, su estructura vertical y horizontal y diversas variables ambientales topográficas y de presión humana (NEWTON, 1979; BIRD *et al*., 1996; WATSON, 1997; BERRY *et al*., 1998; NEWTON, 1998; PETTY, 1998).

La mayoría de las falconiformes son sensibles a la presencia humana (FYFE & OLENDORFF, 1976; NEWTON, 1979; BIRD *et al*., 1996). Las diversas actividades antrópicas pueden afectar a diferentes aspectos, como patrones de distribución y de dispersión, uso del hábitat, fecundidad o supervivencia (KNIGHT & COLE, 1991; DONÁZAR *et al*., 1993; HOLMES *et al*., 1993; FERRER & HARTE, 1997; THIRGOOD *et al*., 2000). La magnitud, frecuencia y sinergias de varias fuentes de perturbación (transeúntes, vehículos, etc) pueden afectar a aspectos concretos, como distribución, uso del hábitat y éxito reproductivo (ver revisión en MARTÍNEZ *et al*., 2003). Otros factores de origen antrópico, como la actividad ganadera y pastoreo, también puede afectar a su presencia y a las propias condiciones del hábitat, modificando en ocasiones las densidades al actuar sobre el sustrato de nidificación y las especies-presa (KOCHERT *et al*., 1988; DONÁZAR *et al*., 1996). Los estudios destinados a entender cómo afectan diferentes aspectos de la actividad humana son necesarios para desarrollar planes de manejo que minimicen los conflictos entre ésta y las falconiformes. Estos estudios pueden ser especialmente importantes en espacios naturales protegidos (HOLMES *et al*., 1993; BERRY *et al*., 1998).

Los estudios de selección de hábitat, particularmente de sus hábitats de caza, han sido habituales y son claves en cualquier estrategia conservacionista (DONÁZAR *et al*., 1993; BUSTAMANTE *et al*., 1997; SALAMOLAR, 1997; MORRISON *et al*., 1998; MADDERS, 2000; THIRGOOD *et al*., 2003 entre otros). Sin embargo son pocos los estudios que se han centrado en aspectos relacionados con la estructura y patrones de selección de hábitat durante el período reproductivo, tanto a nivel ibérico (DONÁZAR *et al*., 1989; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999) como europeo (SOLONEN, 1993, 1994; SAPORETTI *et al*., 1994) y todavía son más escasos los realizados durante el período postreproductivo, los cuales corresponden mayoritariamente a estudios autoecológicos (PLUMPTON & ANDERSEN, 1997; CANAVELLI *et al*., 2003; MOSER & KEITH, 2003). Existe igualmente falta de información sobre la dinámica estacional de las comunidades de falconiformes, que aborde aspectos comparativos de los patrones de selección a lo largo del ciclo anual (BERRY *et al*., 1998).

En el noroeste ibérico, la carencia de información sobre las comunidades de rapaces diurnas es notoria (ver Capítulo 1). Este desconocimiento viene determinado posiblemente por las relativas bajas densidades de la mayoría de las especies, comparadas con otras áreas de la Península, así como por fenómenos de tradición ornitológica y preferencias en la investigación.

Los objetivos del presente estudio son: 1) caracterizar la comunidad de falconiformes en ecosistemas montanos del noroeste de la península Ibérica a lo largo del ciclo anual, 2) estudiar los patrones de selección de hábitat de caza durante los períodos reproductivo y post-

reproductivo, 3) discutir cómo influyen las variables ambientales analizadas en la presencia, abundancia y riqueza de las diferentes especies en ambos períodos y 4) proponer medidas de conservación y manejo del hábitat.

2. ÁREA DE ESTUDIO

Se situó en las sierras suroccidentales de la provincia de Ourense (Baixa-Limia). Topográficamente se trata de un sistema montañoso de mediana altitud, con cimas de unos 1.500 m, formado mayoritariamente por materiales graníticos. La presencia humana en el área de estudio es relativamente escasa, aunque el paisaje está intensamente modelado por la acción del hombre. Desde el punto de vista climático pertenece a un macroclima templado oceánico submediterráneo. La temperatura media anual es de 8-12 ºC, siendo la precipitación anual acumulada de 1.200-1.600 mm, con fuerte estacionalidad pluviométrica e importante déficit hídrico durante el período estival (MARTÍNEZ-CORTÍZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999).

Fitogeográficamente en esta zona contactan los sectores Galaico-Portugués y Orensano-Sanabriense (IZCO, 1996). Las formaciones vegetales más comunes son las comunidades de matorral y pastizal (*Ulex* sp*, Pterospartum tridentatum, Erica* sp*, Genista* sp y *Cytisus* sp), que constituyen el mayor porcentaje de la cubierta vegetal (PULGAR, 1999; 2003). Los bosques se encuentran muy fragmentados, con predominio de los robledales (*Quercus robur, Q. pyrenaica*) y pinares (*Pinus pinaster, P. sylvestris*). Todas las formaciones vegetales se ven sometidas a una fuerte presión antrópica, sobre todo debido a frecuentes fuegos intencionados, en ocasiones de gran magnitud.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

3. METODOLOGÍA

3.1. Trabajo de campo.

El trabajo de campo se hizo entre febrero de 1997 y enero de 1998. Se estableció arbitrariamente una red de 15 estaciones de control (*Point- counts*) (FULLER & MOSHER, 1987; MAÑOSA *et al*., 2003). La ubicación de estas estaciones se efectuó en base a tres criterios complementarios usando, como base alguno de los empleados en otros estudios similares:

1) Que los puntos de control fuesen representativos del hábitat dominante en el área.

2) Que las áreas de control más próximas no se solapasen, con el fin de no ocasionar dobles contactos de rapaces territoriales.

3) Que la superficie controlada estuviera situada total o mayoritariamente (> 80%) por encima de la cota de 800 m.s.n.m.

4) Que los puntos de control o sus proximidades fueran de acceso fácil con vehículo todo-terreno.

La distancia media entre los puntos de control fue de 4,47 ± 0,82 km (Media ± E.T.; n = 15).

Las coordenadas de cada punto de control se obtuvieron sobre el terreno con ayuda de GPS. La superficie controlada desde cada estación se delimitó inicialmente sobre el terreno con ayuda de cartografía 1:25.000. Posteriormente se cuantificó dicha superficie con más precisión empleando un GIS (ArcView 3.1.;Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA) (Tabla 1, Figura 1). El período de control por estación y mes fue de 4 h, entre dos horas después de amanecer y dos horas antes de anochecer. No obstante, condiciones meteorológicas adversas de mala visibilidad determinaron que algunas estaciones no pudiesen ser controladas o lo fueran en períodos menores de 4 h. Con el fin de estandarizar la toma de datos se excluyeron muestreos en días con niebla y/o lluvias intensas. Finalmente se contabilizaron un total de 331 horas en el semestre marzo-agosto y 300 en el semestre septiembre-febrero (Tabla 1).

Dadas las densidades de falconiformes y las dificultades de acceso a zonas montanas, se priorizó la realización de más horas de control por estación en detrimento de un aumento en el número de estaciones, considerando que el tiempo de control de 4 h fue adecuado para la obtención de abundancias de rapaces con la metodología empleada (MAÑOSA *et al*., 2003). El control desde cada estación fue efectuado por dos observadores provistos de prismáticos y telescopios terrestres (20-60 x 60). Se registraron todos los individuos en actitud de caza dentro del área establecida de control, intentando en la medida de lo posible no efectuar dobles contactos, con el fin de evitar la pseudoreplicación (MOSHER *et al*., 1987). También para el área de control delimitada para cada estación se supervisó el uso humano del monte,

registrándose la presencia de ganado y personas así como el tránsito de vehículos, estableciendo el número total máximo de agentes perturbadores durante el tiempo de control, evitando también en el caso del conteo de ganado y personas los dobles contactos.

Estación	Horas de Control		Superficie de control (ha)
	Marzo-Agosto	**Septiembre-Febrero**	
E1	21	16	119
E2	23	16	101
E3	24	21,5	151
E4	24	20	119
E5	24	24	129
E6	24	24	137
E7	23	23	73
E8	22	20,5	121
E9	23	24	150
E10	23	23	93
E11	22	19	197
E12	24	18,5	147
E13	20	18	98
E14	13	16,5	158
E15	21	16	91
Total	**331**	**300**	**1.884**

Tabla 1. *Relación de estaciones de control, horas de muestreo por semestre y superficie controlada (ha) durante los semestres de marzo-agosto (período reproductivo) y septiembre-febrero (período postreproductivo).*

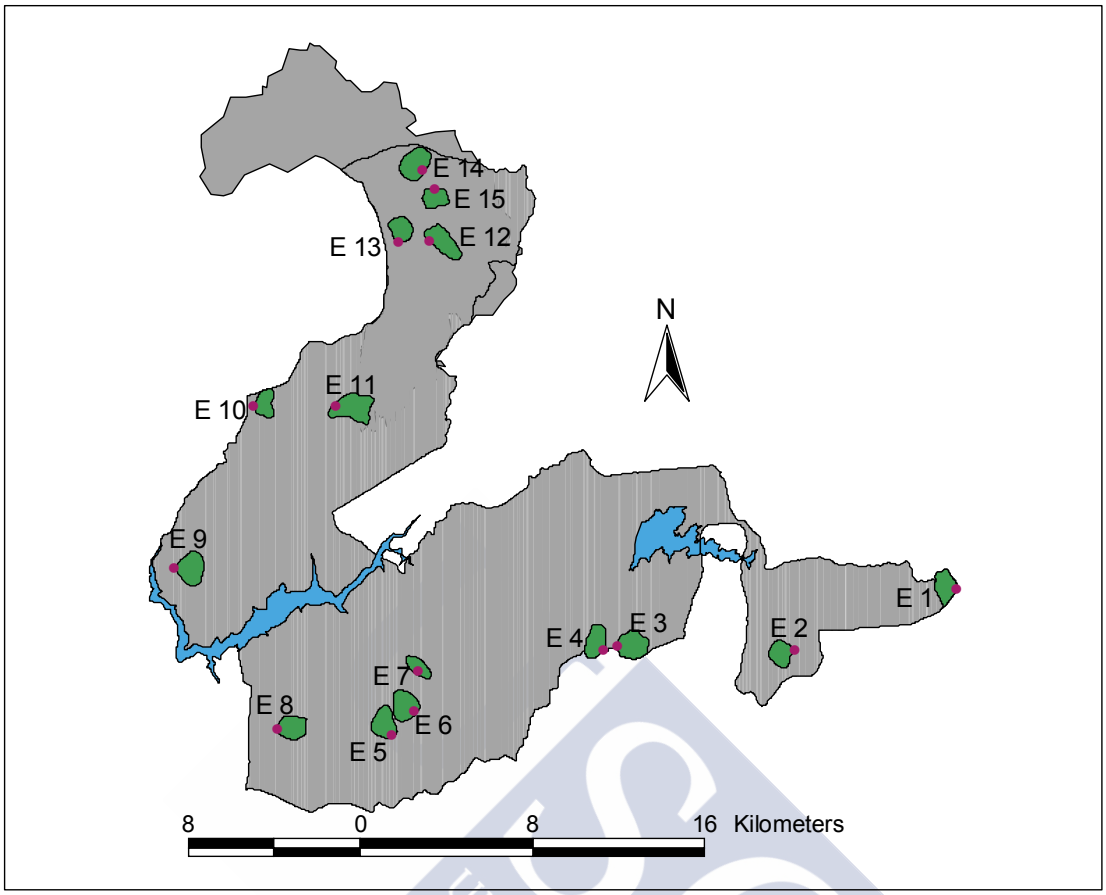

Figura 1. *Ubicación de las estaciones y sus zonas de control en el área de estudio (Baixa-Limia). El punto rojo indica la posición de los observadores.*

3.2. Análisis estadístico.

Se seleccionaron inicialmente 17 variables ambientales para caracterizar el hábitat de las áreas de control (ver Anexo, Tablas I y II). Posteriormente, éstas 17 se redujeron a 7 (Tabla 2), utilizando como criterios la bibliografía existente sobre selección de hábitat en falconiformes (MOSHER *et al*., 1987). Esta reducción respondió a la necesidad de ajustar el número de variables independientes al número de estaciones, teniendo en cuenta el ratio casos/variables (MORRISON *et al.*, 1998; JONGMAN *et al*., 2001). Las 7 variables utilizadas finalmente permitieron analizar los patrones de selección de hábitat de caza en dos períodos: marzo-agosto (reproductivo) y septiembre-febrero (postreproductivo). El hecho de incluir agosto en el período reproductivo respondió al retraso de la reproducción en algunas falconiformes, principalmente de las estivales (PIMENTA & SANTAREM, 1996; DOMÍNGUEZ *et al*., 2000).

La información relativa a las diferentes variables independientes (topográficas, tipos de medios, uso humano) en las áreas de control fue extraída de cartografía digital 1:50.000 con la ayuda de un Sistema de Información Geográfica GIS-ArcView 3.1. Las variables continuas

(pendiente, altitud) se obtuvieron utilizando un modelo raster de 250 x 250 m de resolución. El resto de las variables se obtuvieron utilizando modelos de representación de datos vectoriales. La cartografía digital tuvo una resolución de 250 x 250 m.

La información relativa a los tipos de vegetación se condensó en dos variables, vegetación arbolada (SBO) y vegetación no arbolada (SMA), obtenidas a partir del Tercer Inventario Nacional Forestal (D.G.C.N., 2000). Las superficies de matorral, pastizal y cultivos se trataron conjuntamente como una única variable, debido a la escasa extensión ocupada por los pastizales y áreas cultivadas, así como a la resolución de la cartografía digital empleada.

La información referente a la longitud de las vías de comunicación (carreteras y pistas) y número de construcciones humanas, fue completada a partir de la cartografía 1:25.000 y de observaciones sobre el terreno acerca de presencia de construcciones humanas o pistas no reflejadas en dichos mapas (ver Anexo, Tabla II). La actividad humana y presencia de ganado fueron registradas durante los períodos de control. Se han usado valores absolutos de número de personas, vehículos y cabezas de ganado por hora de control y km^2 para los dos semestres analizados (ver Anexo, Tablas III, IV, V y VI).

Las variables respuesta (variables dependientes) utilizadas fueron la presencia-ausencia, la abundancia específica y la riqueza de falconiformes por hora de control y km^2 en cada uno de los dos semestres analizados (ver Anexo, Tablas VII, VIII, IX y X).

Código	**Descripción de la variable**
ANP (Ha)	Superficie de núcleos de población
AMI (Ha)	Altura mínima
PME (grados)	Pendiente media
SMA (Ha)	Superficie de matorral y pastizal
SBO (Ha)	Superficie de bosque
BMB (m)	Longitud de borde de matorral-bosque
GHK	Ganado/hora/Km^2

Tabla 2. *Variables descriptoras del hábitat de caza de las falconiformes empleadas en el análisis multivariante. Entre paréntesis se indica la unidad de medida.*

Con la finalidad de realizar un primer análisis exploratorio sobre la composición específica de las estaciones de control (en los dos semestres) se estableció el grado de similitud cualitativa entre estaciones de censo mediante el Coeficiente de Jaccard (Jc) (MARGALEF, 1982). Con los índices obtenidos se generó un dendrograma de afinidad cualitativa de las 15 estaciones, por semestre. Este dendrograma fue calculado mediante el algoritmo UPGMA, método aglomerativo que menos distorsión provoca respecto a las semejanzas entre los datos (SOKAL & MICHENER, 1958; JONGMAN *et al*., 2001; PALOMO & GISBERT, 2002). Se usó el programa estadístico MVSP 3.1. (Multi-Variate Statistical Package).

Como un primer análisis de los patrones de selección de hábitat, en función de la presencia/ausencia de cada falconiforme las medianas de las 17 variables independientes (ver Anexo, Tablas I y II) se compararon con la prueba de Mann-Whitney.

Un segundo análisis de selección de hábitat fue realizado utilizando técnicas multivariantes (MANLY, 1989; MORRISON *et al*., 1998; DYTHAM, 1999; JONGMAN *et al*., 2001; PARDO & RUIZ, 2002; GONZÁLEZ-OREJA, 2003), concretamente el Análisis de Componentes Principales (PCA). La elección de este método tuvo como finalidad la de reducir las dimensiones de la matriz de variables descriptoras del hábitat a un sistema de factores más fácilmente interpretable. Para determinar qué variables ambientales seleccionadas (Tabla 2) tuvieron mayor peso en los tres factores generados, se estableció la correlación entre el valor de cada una de ellas en el PCA y el valor de cada uno de los factores analizados.

Para determinar si la abundancia específica y la riqueza estaban influidas por alguna de las variables ambientales seleccionadas, se efectuó un análisis de correlación no paramétrico de Spearman (FOWLER & COHEN, 1999) entre la abundancia y riqueza detectada por estación, con sus respectivos valores de las puntuaciones factoriales de los dos primeros ejes del PCA. Con la finalidad de establecer diferencias fenológicas se compararon la riqueza y abundancia en los períodos reproductivo y postreproductivo mediante el Test de rangos con signo de Wilcoxon (PARDO & RUIZ, 2002).

En el caso del Busardo ratonero, debido a que se obtuvieron abundancias en la mayoría de las estaciones de control en ambos períodos (ver Anexo Tablas VII y VIII), se desarrolló un modelo regresión múltiple por pasos sucesivos hacia delante (GUILLÉN, 1992). Se empleó como variable dependiente la abundancia obtenida en cada estación. El análisis retuvo las variables con $P < 0,05$ y las devolvió con $P > 0,1$. Fue analizada la normalidad y la colinealidad entre variables (PARDO & RUIZ, 2002). Todas las medias se acompañan de su correspondiente error típico (E.T.). En los análisis estadísticos se usó el programa SPSS-11.1. (PARDO & RUIZ, 2002).

4. RESULTADOS

4.1. Comentarios acerca de la comunidad de falconiformes.

En el período reproductivo se efectuaron un total de 208 observaciones correspondientes a 12 especies (Tabla 3). Durante el período postreproductivo el número de observaciones y especies diferentes fue respectivamente de 91 y 8 (Tabla 3). Cuatro de ellas, Abejero europeo (*Pernis apivorus*), Culebrera europea (*Circaetus gallicus*), Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) y Alcotán europeo (*Falco subbuteo*) fueron estivales y las restantes residentes, aunque el estatus del Águila azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) fue incierto (ver Capítulo 3).

Especie	**Período reproductivo**	**Período postreproductivo**
Pernis apivorus	4	-
Circaetus gallicus	22	5
Circus cyaneus	19	1
Circus pygargus	28	-
Circus sp.	9	-
Accipiter gentilis	7	7
Accipiter nisus	3	4
Buteo buteo	78	51
Aquila chrysaetos	6	6
Hieraaetus fasciatus	2	-
Falco tinnunculus	11	11
Falco subbuteo	5	-
Falco peregrinus	9	5
Falconiforme sp.	5	1
Total	**208**	**91**

Tabla 3. *Número de individuos observados en las estaciones de control durante los períodos reproductivo y postreproductivo.*

En cuanto a las similitudes cualitativas obtenidas para las diferentes estaciones en ambos períodos, los patrones observados son de difícil interpretación (Figuras 2 y 3). No obstante, la proximidad geográfica entre las estaciones en la mayoría de los casos no parece estar determinando dichas similitudes. Sí parece existir en cambio mayor semejanza entre las estaciones de control ubicadas a una altitud similar (ver Anexo Tabla II), parámetro que estaría

condicionando a su vez a otras variables como el tipo de vegetación, su estructura o incluso la presión antrópica, que a su vez influirían sobre los hábitats de caza de las diferentes especies.

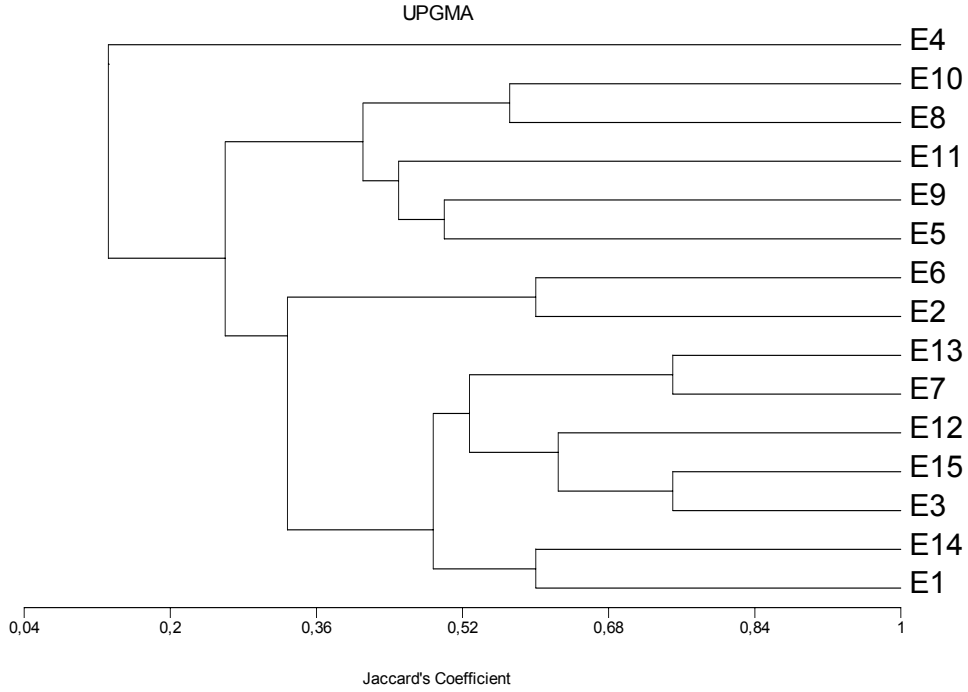

Figura 2. *Dendrograma de similitud cualitativa en las estaciones de control en el período reproductivo.*

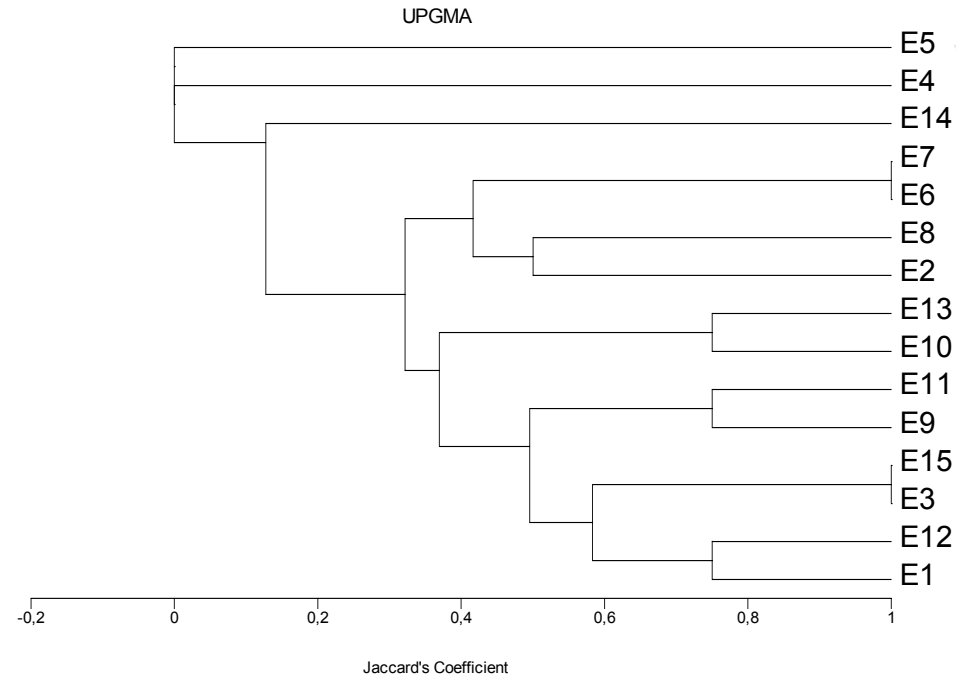

Figura 3. *Dendrograma de similitud cualitativa en las estaciones de control en el período postreproductivo.*

La riqueza específica (nº especies/hora/km^2) fue significativamente mayor en período reproductivo que en el postreproductivo (Z = -3,05; n = 15; P< 0,01; Test de los rangos con signo de Wilcoxon).

Tan sólo se apreciaron diferencias significativas entre los índices de abundancia de ambos períodos en el caso del Aguilucho pálido (Tabla 4), con mayores valores en período reproductivo.

Especie	Z (Wilcoxon) (n = 15)	P
Águilucho pálido	-2,201	0,028*
Azor común	-0,089	0,929
Gavilán común	-0,412	0,680
Busardo ratonero	0,524	0,600
Águila real	0,674	0,500
Águila azor perdicera	-1,00	0,317
Cernícalo vulgar	-0,059	0,953
Halcón peregrino	-0,944	0,345

Tabla 4. *Comparación de abundancias entre el período reproductivo y postreproductivo en las estaciones de censo para diferentes especies de falconiformes. *P < 0,05; **P < 0,01.*

En el análisis de PCA de ambos períodos, las estaciones de control realizadas se distribuyeron en los cuatro cuadrantes (si bien no de un modo homogéneo), delimitados en el PCA por los dos primeros factores. Esto diversificó la dimensionalidad de los hábitats que acogen (Figuras 4 y 5), confirmando que la muestra fue independiente del área de estudio y fue seleccionada al azar. Las 15 estaciones de control siguieron patrones de agrupamiento muy similares en ambos períodos (Figuras 4 y 5), ya que la única variable ambiental que cambió entre ambos fue el índice de abundancia de ganado (GKH). Los PCA generaron tres factores que explicaron en conjunto un 83,9% de la variabilidad (% de la varianza acumulada) en el período reproductivo y un 81,03% en el postreproductivo. El primer factor retuvo un 33,15% para el período reproductivo y un 32,77% para el postreproductivo y quedó determinado por el grado de humanización y la superficie de matorral (Tabla 5). Este factor se correlacionó positivamente en ambos períodos con la Superficie de los núcleos de población y negativamente con la Superficie de matorral. El segundo factor retuvo un 28,47% de la varianza en el período reproductivo y un 25,49% en el postreproductivo y quedó determinado en ambos semestres por las variables Altura mínima, Pendiente media y Ganado/hora/Km^2, correlacionadas la Altura mínima y Ganado/hora/Km^2 con signo positivo y Pendiente media con signo negativo. El tercer

factor retuvo el 22,30% de la variabilidad en el período reproductivo y el 22,77% en el postreproductivo y estuvo correlacionado positivamente con la Superficie de bosque y Longitud de borde de matorral-bosque durante ambos períodos y negativamente con la Pendiente media durante este último (Tabla 5).

La prueba de esfericidad de Barlett para ambos períodos permitió rechazar la hipótesis nula ($P < 0,05$). Consecuentemente, el modelo factorial obtenido fue adecuado para explicar los datos.

Variable	Factor 1		Factor 2		Factor 3	
	PR	PPR	PR	PPR	PR	PPR
ANP (ha)	**0,592***	**0,592***	0,139	0,127	0,060	0,115
AMI (m)	0,282	0,182	**0,711****	**0,654****	-0,296	0,479
PME (grados)	0,100	0,196	**-0,836****	**-0,761****	-0,389	**-0,536***
SMA (ha)	**-0,875****	**-0,814****	-0,229	-0,411	-0,171	-0,179
SBO (ha)	0,470	0,484	0,065	0,022	**0,699****	**0,760****
BMB (m)	0,147	0,176	0,204	0,108	**0,885****	**0,950****
GHK	-0,131	0,07	**0,871****	**0,817****	-0,232	-0,068
Varianza absorbida (%)	33,15	32,77	61,62	58,26	83,92	81,03

Tabla 5. *Resultado del análisis de componentes principales de las variables ambientales durante los períodos reproductivo y postreproductivo. Se muestra el grado de correlación entre el valor de cada una de ellas en el PCA y el valor de cada uno de los factores. Nivel de significación: *P < 0,05; **P < 0,01. (PR: período reproductivo; PPR: período postreproductivo.*

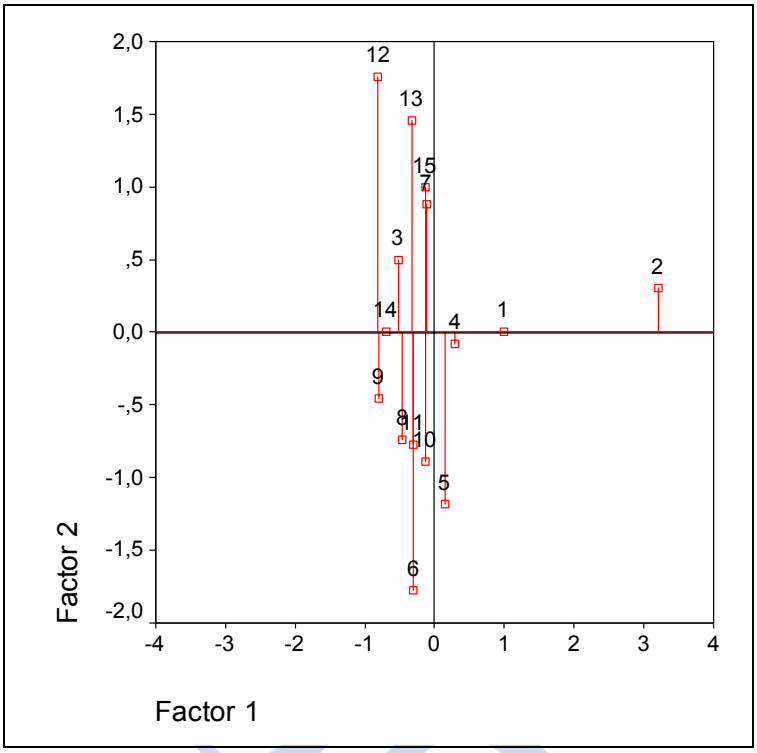

Figura 4. *Distribución de las 15 estaciones de control en los dos primeros factores del PCA durante el período reproductivo a partir de las 7 variables seleccionadas (ver Tabla 2).*

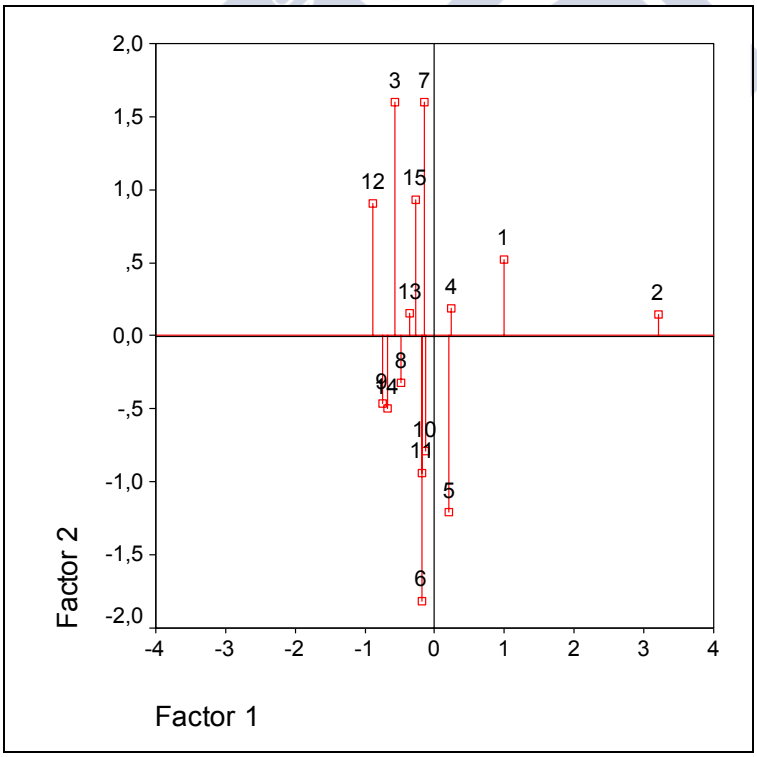

Figura 5. *Distribución de las 15 estaciones de control en los dos primeros factores del PCA durante el período postreproductivo a partir de las 7 variables ambientales seleccionadas (ver Tabla 2).*

En período reproductivo se observaron correlaciones significativas entre la abundancia y variables ambientales en las siguientes especies (Tabla 6): Aguilucho pálido*:* Altura mínima y Pendiente media; Aguilucho cenizo*:* Pendiente media; Azor común: Superficie de núcleos de población y Superficie de bosque; Busardo ratonero*:* Superficie de núcleos de población y Superficie de bosque; Águila real*:* Altura mínima, Ganado/hora/Km^2; Halcón peregrino: Altura mínima, Pendiente media, Longitud de borde de matorral-bosque y Ganado/hora/Km^2. En período postreproductivo hubo correlaciones significativas en sólo dos especies (Tabla 7): Cernícalo vulgar: Pendiente media y Halcón peregrino: Altura mínima, Superficie de bosque y Longitud de borde de matorral-bosque.

Especie	**ANP**	**AMI**	**PME**	**SMA**	**SBO**	**BMB**	**GHK**
Abejero europeo	0,255	0,503	-0,408	-0,304	-0,320	0,251	0,210
Culebrera europea	0,053	0,181	-0,148	-0,365	-0,346	-0,391	0,198
Aguilucho pálido	0,158	**0,559***	**-0,789****	-0,072	0,143	0,324	0,443
Aguilucho cenizo	-0,070	0,497	**-0,632***	0,083	-0,057	0,132	0,501
Azor común	**0,542***	0,506	0,040	-0,466	**0,585***	0,379	-0,234
Gavilán común	-0,153	-0,103	0,036	0,030	0,061	0,061	-0,103
Busardo ratonero	**0,549***	0,486	-0,221	-0,246	**0,559***	0,405	0,173
Águila real	-0,270	**-0,768****	0,476	0,300	-0,166	-0,207	**-0,538***
Águila-azor perdicera	-0,105	-0,186	0,186	0,124	-0,186	-2,48	-0,402
Cernícalo vulgar	-0,023	0,345	-0,258	-0,041	0,313	0,282	0,030
Alcotán europeo	-0,153	-0,205	-0,054	-0,175	-0,291	-0,291	-0,109
Halcón peregrino	-0,306	**-0,673****	**0,653****	0,447	-0,445	**-0,530***	**-0,540***
Riqueza específica	0,103	0,036	-0,105	-0,286	-0,142	-0,267	-0,125

Tabla 6. *Correlaciones bilaterales entre la abundancia de las falconiformes en las áreas de control y los valores factoriales de las variables ambientales seleccionadas durante el período reproductivo. En negrita se muestran las correlaciones significativas (*P < 0,05; **P < 0,01).*

Especie	ANP	AMI	PME	SMA	SBO	BMB	GHK
Aguilucho pálido	-0,105	0,062	-0,371	0,371	-0,248	-0,186	0,186
Azor común	0,158	0,089	-0,117	0,11	-0,122	-0,009	-0,141
Gavilán europeo	0,393	0,217	-0,028	0,161	0,126	-0,100	0,174
Busardo ratonero	0,345	0,171	-0,620	-0,283	0,097	0,162	0,316
Águila real	-0,232	-0,458	0,028	0,193	-0,051	0,170	0,303
Cernícalo vulgar	0,027	0,125	**-0,705****	0,141	0,142	0,259	0,492
Halcón peregrino	-0,232	**-0,532***	0,472	0,087	**-0,718****	**-0,718****	-0,23
Riqueza específica	0,224	-0,093	-0,243	-0,04	-0,250	-0,212	0,233

Tabla 7. *Correlaciones bilaterales entre la abundancia de las falconiformes en las áreas de control y los valores factoriales de las variables ambientales seleccionadas durante el período postreproductivo. En negrita se muestran las correlaciones significativas (*P < 0,05; **P < 0,01).*

4.2. Comentarios a nivel específico.

4.2.1. Abejero europeo

Período reproductivo:

En el análisis univariante no se encontraron diferencias significativas para ninguna de las variables analizadas. En el análisis de PCA su presencia no estuvo ligada a un patrón claro de selección de hábitat, aunque pareció asociarse en mayor medida a valores positivos de las variables determinantes del segundo factor. Su abundancia no se correlacionó significativamente con ninguna variable ambiental (Tabla 6).

4.2.2. Culebrera europea

Período reproductivo:

En el análisis univariante tan sólo se encontraron diferencias significativas para la Longitud de pistas y carreteras ($U_{6,\,9} = 8,0$; $P < 0,05$), con valores mayores en las estaciones con presencia de esta falconiforme.

El PCA no mostró un patrón claro de selección de hábitat, aunque su presencia pareció asociarse a valores positivos de las variables explicativas del segundo factor y negativos del primer factor. Su abundancia no se correlacionó significativamente con ninguna variable ambiental (Tabla 6).

4.2.3. Aguilucho pálido

Período reproductivo:

En el análisis univariante de presencia se obtuvieron diferencias significativas para 5 variables (Tabla 8). Seleccionó positivamente las áreas de mayor altitud y con pendientes más suaves.

Variable	Presencia (n=5)	Ausencia (n=10)	U	P
AMI*	1.078 ± 23,12	828,24 ± 50,30	6	0,020
DA**	138,99 ± 20,05	255,95 ± 27,37	2	0,005
AME*	1152,64 ± 27,54	955,37 ± 50,95	7	0,027
PMX**	19,43 ± 1,69	33,11 ± 2,24	0	0,002
DP**	19,11 ± 1,75	32,42 ± 2,17	0	0,002
PME**	7,33 ± 0,65	13,02 ± 1,17	0	0,002

Tabla 8. *Valores medios ± E.T. de las variables en las estaciones de control con presencia y con ausencia de Aguilucho pálido durante el período reproductivo en las que se obtuvieron diferencias significativas (prueba de Mann-Whitney). Nivel de significación: * P < 0,05; ** P < 0,01.*

En el PCA, su presencia estuvo asociada a valores positivos del segundo factor. Su abundancia se vio correlacionada positivamente con la Altura mínima y negativamente con la Pendiente media.

Período postreproductivo:

Aunque la muestra es muy reducida, pareció mostrar el mismo patrón de selección de hábitat que durante el período reproductivo.

4.2.4. Aguilucho cenizo

Período reproductivo:

En el análisis univariante se obtuvieron diferencias significativas para 4 variables (Tabla 9), mostrando preferencia por las áreas de menor pendiente.

Variable	Presencia (n=8)	Ausencia (n=7)	U	P
DA*	168,76 ± 23,33	272,05 ± 34,76	9	0,028
PMX*	23,49 ± 2,37	34,33 ± 3,02	9	0,028
DP*	23,14 ± 2,38	33,53 ± 2,91	9	0,028
PME*	8,97 ± 0,91	13,58 ± 1,65	10	0,037

Tabla 9. *Valores medios ± E.T. de las variables en las estaciones de control con presencia y con ausencia de Aguilucho cenizo durante el período reproductivo en las que se obtuvieron diferencias significativas (prueba de Mann-Whitney). Nivel de significación: * P < 0,05; ** P < 0,01.*

En el PCA estuvo mayoritariamente asociada a valores positivos del segundo factor, seleccionando positivamente zonas de elevada altitud mínima, de escasa pendiente media y mayor abundancia de ganado Ganado/hora/Km^2. La abundancia se vio correlacionada negativamente con Pendiente media (Tabla 6).

4.2.5. Azor común

Período reproductivo:

En el análisis univariante se obtuvieron diferencias significativas para la Altura máxima y la Altura media (Tabla 10).

Variable	Presencia (n=6)	Ausencia (n=9)	U	P
AMX*	1.251,92 ± 29,13	1.046,38 ± 43,76	5	0,010
AME*	1.119,00 ± 50,81	955,88 ± 53,43	10	0,045

Tabla 10. *Valores medios ± E.T. de las variables en las estaciones de control con presencia y con ausencia de Azor común durante el período reproductivo en las que se obtuvieron diferencias significativas (prueba de Mann-Whitney). Nivel de significación: * P < 0,05; ** P < 0,01.*

En el PCA la especie pareció asociada en mayor medida a valores negativos de las variables que determinaron el segundo factor y con valores positivos del primer factor. Su abundancia se correlacionó positivamente con la Superficie de núcleos de población (Tabla 6).

Período postreproductivo:

En este período no se observó un patrón claro de selección de hábitat, ni con análisis univariante ni con el PCA. Su abundancia tampoco se correlacionó significativamente con ninguna variable (Tabla 7).

4.2.6. Gavilán común

No se apreció un patrón de selección de hábitat en ambos períodos. Su abundancia tampoco se correlacionó significativamente con ninguna variable.

4.2.7. Busardo ratonero

Período reproductivo:

En el PCA su abundancia se vio correlacionada positivamente con la Superficie de núcleos de población y la Superficie de bosque (Tabla 6).

El análisis de Regresión Múltiple para el período reproductivo incluyó la Superficie de núcleos de población con valor positivo. El modelo explicó un 37% de la varianza (R^2 corregida) de la abundancia (Tabla 11).

Variable	Coeff	T	P
Const.	0,140	4,871	0,000
Área de núcleos de población (ANP)	$4{,}91 \times 10^{-2}$	3,031	0,010
$R^2 = 0{,}37$	E.T.= 0,106	F = 9,18	P = 0,010

Tabla 11. *Coeficientes de regresión descriptores de la Regresión Lineal Múltiple para el Busardo en período reproductivo.*

Período postreproductivo:

En el PCA su abundancia no se vio correlacionada con ninguna variable ambiental (Tabla 7).

El modelo de Regresión Múltiple en el período postreproductivo incluyó la Pendiente media con valor negativo. El modelo explicó un 22% de la varianza (R^2 corregida) de la abundancia (Tabla 12).

Variable	Coeff	T	P
Const.	0,303	3,583	0,003
Pendiente Media (PME)	$-1,60x10^{-2}$	-2,238	0,043
$R^2 = 0,22$	ET = 0,11	F = 5,01	P = 0,043

Tabla 12. *Coeficientes de regresión descriptores de la Regresión Lineal Múltiple para el Busardo ratonero en período postreproductivo.*

4.2.8. Águila real

Período reproductivo

En el análisis univariante se obtuvieron diferencias significativas para la Altura mínima, Altura máxima, Diferencia altitudinal y la Altura media (Tabla 13).

Variable	**Presencia (n=5)**	**Ausencia (n=10)**	**U**	**P**
AMI**	729,30 ± 43,16	1.002,80 ± 42,22	2	0,005
AMX**	977,74 ± 51,70	1.204,02 ± 31,85	3	0,007
DA*	248,44 ± 9,68	201,22 ± 35,23	9	0,050
AME**	851,47 ± 51,87	1.105,95 ± 34,82	2	0,005

Tabla 13. *Valores medios ± E.T. de las variables en las estaciones de control con presencia y con ausencia de Águila real durante el período reproductivo en las que se obtuvieron diferencias significativas (prueba de Mann-Whitney). Nivel de significación: * P < 0,05; ** P < 0,01.*

En cuanto al PCA, esta rapaz mostró preferencia en cuanto a su presencia por valores negativos de las variables ambientales que definen el primer y segundo factor. Su abundancia se vio correlacionada negativamente con la Altura mínima y Ganado/hora/Km^2 (Tabla 6).

Período postreproductivo:

En este período no parece claro el patrón de selección de hábitat, aunque en el PCA pareció estar asociada su presencia en mayor medida a valores negativos del primer y segundo factor. Su abundancia no se vio correlacionada con ninguna de las variables ambientales seleccionadas (Tabla 7)

4.2.9. Águila azor perdicera

Dada la escasez de registros no se pudo establecer un patrón de selección de hábitat.

4.2.10. Cernícalo vulgar

Período reproductivo:

Mediante el análisis univariante no se apreció un patrón de selección de hábitat. Mediante el PCA no se encontró un patrón de selección de hábitat, aunque su presencia estuvo asociada mayoritariamente a valores positivos de las variables que definen el segundo factor.

Período postreproductivo:

Mediante el análisis univariante se apreció una diferencia significativa para la Pendiente media ($U_{6, 9} = 7$; $P = 0{,}018$).

En el PCA su patrón selección de hábitat tampoco estuvo claro, aunque pareció asociarse su presencia a valores negativos de las variables del primer factor. Su abundancia se vio correlacionada negativamente con la Pendiente media (Tabla 7).

4.2.11. Alcotán europeo

Período reproductivo:

Mediante los análisis efectuados no se encontró un patrón de selección de hábitat.

4.2.12. Halcón peregrino

Período reproductivo:

En el análisis univariante, se obtuvieron diferencias significativas para la Altura mínima, Altura media, Pendiente mínima, Pendiente media, Superficie de bosque y longitud de borde de matorral-bosque (Tabla 14). Se encontró una mayor presencia en las áreas de control de menor altitud, mayor pendiente y menor cobertura de bosques.

Variable	Presencia (n=6)	Ausencia (n=9)	U	P
AMI*	777,25 ± 59,41	1.001,21 ± 47,22	6	0,013
AME*	894,22 ± 58,10	1.105,73 ± 40,22	7	0,018
PMI**	0,94 ± 0,20	0,31 ± 0,064	3	0,005
PME*	13,68 ± 2,13	9,42 ± 0,75	10	0,045
SBO *	7,88 ± 6,42	37,16 ± 11,53	10	0,044
BMB*	574,7 ± 292,84	2.225,46 ± 539,80	8	0,025

Tabla 14. *Valores medios ± E.T. de las variables en las estaciones de control con presencia y con ausencia de Halcón peregrino durante el período reproductivo en las que se obtuvieron diferencias significativas (prueba de Mann-Whitney). Nivel de significación: * P < 0,05; ** P < 0,01.*

En cuanto al PCA, su presencia se vio mayoritariamente asociada a valores negativos de las variables que explican el primer y segundo factor. La abundancia en este período estuvo asociada negativamente a la Altura mínima, a la Longitud de borde de matorral-bosque y al Ganado/hora/Km^2 y positivamente con la Pendiente media (Tabla 6).

Período postreproductivo:

En el análisis univariante se obtuvieron diferencias significativas para la Altura mínima, Altura máxima, Altura media, Superficie de bosque y Longitud de borde de matorral-bosque, con un patrón de selección de hábitat similar al del período reproductivo (Tabla 15).

Variable	Presencia (n=4)	Ausencia (n=11)	U	P
AMI*	725,97 ± 58,27	979,14 ± 44,54	5	0,026
AMX*	993,86 ± 85,41	1.177,59 ± 34,24	7	0,050
AME*	841,44 ± 62,94	1.086,46 ± 37,56	4	0,019
SBO**	1,04 ± 1,04	34,32 ± 9,83	2	0,009
BMB**	159,09 ± 159,09	2.076,46 ± 450	2	0,009

Tabla 15. *Valores medios ± E.T. de las variables en las estaciones de control con presencia y con ausencia de Halcón peregrino durante el período postreproductivo en las que se obtuvieron diferencias significativas (prueba de Mann-Whitney). Nivel de significación: * P < 0,05; ** P < 0,01.*

El patrón de selección de hábitat en este período fue similar al observado durante el período reproductivo. La abundancia estuvo correlacionada negativamente con la Altura mínima y la Superficie de bosque (Tabla 7).

5. DISCUSIÓN

Los patrones de distribución y de abundancia de las poblaciones de falconiformes están condicionados por la disponibilidad de lugares adecuados para la nidificación y de recursos tróficos, las características estructurales del hábitat, la presión humana, el período del ciclo anual e incluso las clases de edad (NEWTON, 1979; PRESTON, 1990; VENIER & FAHRIG, 1996; BUSTAMANTE *et al*., 1997; THIRGOOD *et al*., 2003, entre otros). Durante el período reproductivo también las relaciones intra e interespecíficas son fundamentales para establecer y entender estos patrones (NEWTON, 1998). La proximidad del nido durante el período reproductivo es una de las variables que más influye sobre el uso del hábitat en algunas especies y es un importante factor a tener en cuenta en los estudios de selección de hábitat (MARTIN, 1987; MADDERS, 2000; THIRGOOD *et al*., 2003).

En el presente estudio no se tuvo en cuenta la proximidad de los nidos. Sin embargo, ésta si pudo haber condicionado los resultados finales obtenidos, sobre todo en el caso de las especies más abundantes y detectables (ver metodología). La presencia de las falconiformes y su abundancia también podrían estar reflejando las zonas que seleccionan para nidificar y las áreas de campeo próximas a éstas, ya que su actividad de caza se hace más intensa cerca del nido (DEL HOYO *et al*., 1994; BUSTAMANTE *et al*., 1997; SIMMONS, 2000). Sin embargo, para algunas especies, a la hora de analizar las distancias a las áreas de nidificación y las áreas ocupadas en las zonas de campeo, se ha de tratar con precaución la información basada en observaciones directas (SIMMONS, 2000). Los patrones de selección de hábitat de caza obtenidos durante el período postreproductivo debieran de reflejar más fielmente las preferencias específicas, al no verse influida por la presencia y proximidad de los nidos. Además, durante este período las falconiformes no están tan sometidas a las relaciones territoriales intra e interespecíficas, tendiendo a distribuirse de un modo más homogéneo, en función de la disponibilidad de presas en el medio y de la propia estructura y características de éste (NEWTON, 1979; JANES, 1985; MARTIN, 1987; PRESTON, 1990; MADDERS, 2000; THIRGOOD *et al*., 2003). En general, las falconiformes mantienen grandes territorios de caza que a menudo engloban diferentes tipos de hábitats, por lo que no siempre es fácil asociar una determinada especie con un hábitat específico (PETTY, 1998).

La presencia de **Abejero europeo** en las áreas montanas estudiadas parece asociada a las zonas de mayor altitud, escasa pendiente y con mayor presencia de ganado, como las de la

Serra de Laboreiro, donde existen considerables extensiones de bosque de repoblación de *Pinus sylvestris* adecuados para su nidificación (CRAMP & SIMMONS, 1980; DÍAZ *et al*., 1996; SELAS, 1997). Sin embargo, en sus prospecciones en busca de alimento también frecuenta zonas de borde y áreas abiertas, aunque su selección de hábitat también parece estar muy condicionada por la presencia de otras especies que pueden predar sobre ella (*Accipiter gentilis, Martes martes*), por lo que a menudo se puede asentar en áreas humanizadas (KOSTRZEWA, 1996).

La presencia de **Culebrera europea** no mostró un patrón claro de selección de hábitat, aunque pareció evitar en mayor medida áreas humanizadas. Mostrando preferencia por zonas dominadas por el matorral y bosque abierto que habitualmente presentan mayores densidades de reptiles (VLACHOS & PAPAGEORGIOU, 1994; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999; MAÑOSA, 2003). Las zonas de mayor altitud o pendientes suaves parecen ser las que usa más a menudo como hábitat de caza (DE JUANA, 1989; DÍAZ *et al*., 1996). Su presencia también parece estar asociada a la existencia de ganado, lo cual podría deberse a las mejores condiciones del hábitat (matorrales más ralos, presencia de pastizales), que le permitirían una mayor eficacia en la detección de las presas (DODD, 1988; KOCHERT *et al*., 1988; DONÁZAR *et al*., 1996; SIMMONS, 2000).

En el caso de **Aguilucho pálido** se detectó una mayor abundancia en el período reproductivo, debido a los movimientos dispersivos durante el período invernal propios de la especie en la península Ibérica (DIAZ *et al*., 1996). En ambos períodos su presencia estuvo mayoritariamente asociada a áreas con pocos núcleos humanos, de mayor altitud, con pendientes suaves y de presencia de grandes superficies de matorral, lo cual coincide esencialmente con los requerimientos de hábitat, tanto de nidificación como de caza (CRAMP & SIMMONS, 1980; DÍAZ *et al*., 1996; MADDERS, 2000; SIMMONS, 2000). Su presencia también estuvo asociada a las áreas con mayor presencia de ganado, lo cual puede tener una interpretación biológica similar a la argumentada para la Culebrera europea.

La correlación positiva entre su abundancia y la Altura mínima podría estar relacionada con las mejores condiciones de las zonas más altas en cuanto a la estructura de la vegetación (SIMMONS, 2000). La correlación negativa con los valores altos de pendiente viene determinada por su predilección por las grandes extensiones de altiplanicie, dominadas por los brezales y pastizales en el área de estudio (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000). La variación espacial en sus territorios de caza durante el período reproductivo está condicionado por la localización y proximidad de los nidos y fuera de este período por la distribución de sus presas (THIRGOOD *et al*., 2003).

El **Aguilucho cenizo** siguió un patrón de selección de hábitat de caza similar al del Aguilucho pálido, aunque se mostró algo más generalista en sus requerimientos. Estuvo mayoritariamente asociada su presencia a zonas con escasa población humana, grandes superficies de matorral y medios simplificados. También presentó tendencia a ocupar las zonas de mayor altitud, pendientes suaves y escasa superficie forestal donde encuentra hábitats más idóneos para nidificar y cazar, de forma similar a lo descrito para otras poblaciones europeas (SALAMOLARD, 1997; MARTÍNEZ *et al*., 1999; SIMMONS, 2000). Estas áreas presentaron una mayor presencia de ganado, lo que estaría asociado a una estructura vegetal más idónea que permitiría una mayor accesibilidad de las presas (SIMMONS, 2000).

El **Azor común** mostró una notable diferencia en sus patrones de selección de hábitat durante ambos períodos. Durante el reproductivo su presencia y abundancia se asoció en mayor medida con las áreas más humanizadas, hecho que podría estar relacionado con unas buenas condiciones de hábitat y una mayor superficie forestal, mostrando también preferencia por las zonas de menor altitud y de mayor pendiente. Durante el período postreproductivo fue más generalista y menos dependiente del bosque (KENWARD, 1996), seleccionando en mayor medida zonas poco humanizadas y de mayor superficie de matorral, lo que podría responder a que durante este período las falconiformes no se encuentran tan asociadas a sus áreas de nidificación y suelen ocupar los hábitats con mayor disponibilidad trófica (NEWTON, 1979).

El **Gavilán común** no mostró ningún patrón claro de selección de hábitat en ambos períodos. Este resultado podría deberse, además de a la escasez de la especie, a su dificultad de detección.

Ante la escasez de grandes superficies forestales para la nidificación, su presencia pudiera estar relegada a manchas boscosas de pequeña extensión en las zonas más inaccesibles, aptas sin embargo para la cría en zonas de baja densidad (VERDEJO, 1991). La ocupación de este tipo de formaciones podría estar determinada igualmente por competencia con otras especies forestales mayores, como el Busardo ratonero y Azor común (NEWTON, 1986).

Para el **Busardo ratonero** mediante el análisis univariante no fue posible encontrar ningún patrón de selección de hábitat en ambos períodos, posiblemente debido a que está muy extendido en el área de estudio y a la gran diversidad de hábitats que frecuenta habitualmente (CRAMP & SIMMONS, 1980; DÍAZ *et al*., 1996; BUSTAMANTE & SEOANE, 2002). Para el período reproductivo la correlación positiva entre su abundancia con la superficie de bosque y la superficie de núcleos de población respondería a su dependencia por hábitats arbolados (DÍAZ *et al*., 1996; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004). La inclusión en el modelo de regresión múltiple de la superficie de áreas humanizadas durante el período reproductivo puede explicarse

en función de las buenas condiciones que presenta este tipo de medios para esta falconiforme (DÍAZ *et al*., 1996).

Durante el período postreproductivo la abundancia del Busardo pareció asociada a zonas de baja pendiente, como las áreas de altiplanicie existentes en sector norte dominadas por el brezal-pastizal, muy empleadas como hábitat de caza.

El **Águila real** mostró patrones de selección de hábitat de caza similares en ambos períodos, observándose mayor preferencia por las áreas con mayor superficie de matorral y menor presencia humana. Este patrón coincide con el observado por otros autores en diferentes zonas de su rango de distribución (DONÁZAR *et al*., 1989; WATSON, 1997; CARRETE *et al*., 2000).

Durante el período reproductivo, a partir de los datos de abundancia mostró predilección por las zonas de relativamente menor altitud (aunque siempre por encima de la cota altitudinal de 800 m), de orografía más abrupta, con elevada pendiente y con escasa presencia de ganado, hecho éste último quizás asociado a su poca tolerancia a la presencia humana (WATSON, 1997). No obstante, el patrón observado ha de ser analizado con prudencia.

Durante el período postreproductivo, aunque su abundancia no se vio correlacionada con ninguna de las variables ambientales seleccionadas, el patrón observado para su presencia difirió del encontrado en el período reproductivo, seleccionando zonas de mayor altitud, menor pendiente y mayor presencia de ganado, aunque siempre con predilección por las áreas con menor presencia humana y mayor superficie de matorral. Estas preferencias parecen responder a la selección de hábitats de caza potencialmente adecuados, como son las grandes extensiones abiertas de vegetación arbustiva (WATSON, 1997).

Dada la baja disponibilidad de cortados rocosos adecuados para la nidificación (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000), es probable que las parejas de Águila real presentes hace décadas mantuvieran una competencia intraespecífica intensa. Actualmente, ante la escasez de recursos tróficos (ver Capítulo 4) y la ausencia de efectivos, no parece probable que exista competencia por el espacio (ver NEWTON, 1998; PETTY, 1998).

En cuanto a las correlaciones negativas entre abundancia de Águila real y Altura mínima y Ganado/hora/Km^2 en período reproductivo, éstas pudieran deberse a su mayor querencia por zonas con mayor disponibilidad de cortados rocosos, que se corresponderían con áreas de menor altitud y menor presencia de ganado. No obstante, esta argumentación debe ser tomada con prudencia, dadas las limitaciones del método de censo empleado y la escasez de observaciones.

Para el **Águila-azor perdicera** dada la escasez de registros no existió un patrón claro de selección de hábitat. La estación de control en la que fue observada (E8; Figura 1) presentó una

baja presencia humana (ver anexo, Tabla 1), relativa baja altitud, baja presencia de ganado, gran pendiente y gran superficie de matorral acorde con los requerimientos de hábitat de la especie (SÁNCHEZ-ZAPATA *et al.,* 1996).

El **Cernícalo vulgar** se asoció en período reproductivo a zonas de elevada altitud, escasa pendiente y con presencia de ganado. En período postreproductivo su presencia mostró correlación con zonas con escasa presencia humana y con grandes superficie abiertas de matorral adecuadas para cazar (DÍAZ *et al*., 1996).

En cuanto a su abundancia, mostró correlación negativa muy significativa con la pendiente durante el período postreproductivo. Este resultado podría relacionarse con las concentraciones de ejemplares en las zonas montanas de altiplano, formadas para explotar la disponibilidad de ortópteros y otros insectos.

En el **Alcotán europeo**, el hecho de que su presencia y abundancia no se vieran correlacionadas con ninguna variable pudo deberse a la escasez de registros, unido a su plasticidad para ocupar diferentes hábitats (CHAPMAN, 1999; PALACÍN, 2003).

El **Halcón peregrino** seleccionó áreas con escasa presencia humana, baja altitud (teniendo en cuenta que las zonas de control siempre correspondieron a áreas montanas), elevada pendiente, alto porcentaje de superficies de matorral con escasa presencia de arbolado y escasa presencia de ganado.

En cuanto a su abundancia en período reproductivo, pareció depender en mayor medida de la disponibilidad de cortados rocosos (HEREDIA *et al*., 1988; RATCLIFFE, 1993; GAINZARAIN *et al*., 2002; ZUBEROGOITIA *et al*., 2003). No obstante, dados sus grandes dominios vitales, en función de la disponibilidad de presas (RATCLIFFE, 1993; ZUBEROGOITIA *et al*., 2003) también puede observarse en otro tipo de ambientes. En nuestro caso, el mayor número de observaciones se hizo en las zonas más escarpadas y de mayores pendientes.

Durante el período postreproductivo su abundancia se correlacionó negativamente con la Altura mínima, Superficie de bosque y la Longitud de borde de matorral-bosque. Este resultado podría relacionarse con el hecho de que en este período esta rapaz, de gran movilidad y hábitos ornitófagos, ocupa amplios territorios (PEERY, 2000), rehuyendo habitualmente las zonas forestales y frecuentando prioritariamente áreas con mayor disponibilidad de presas. Los usos del suelo del hábitat y su grado de naturalidad resultan menos determinantes a la hora de establecer la selección de hábitat (CRAMP & SIMMONS, 1980; RATCLIFFE, 1993).

No se obtuvieron correlaciones significativas entre la riqueza de falconiformes y las variables analizadas, lo que respondería a la variedad específica de preferencias de hábitat y a las semejanzas ambientales existentes entre las áreas censadas. Es de destacar que las asociaciones de algunas especies con variables medidas *in situ,* como la abundancia de ganado, pueden ser espúreas y de difícil interpretación biológica, derivadas de la dificultad para su cuantificación en el campo (MORRISON *et al*., 1998).

En las áreas montanas estudiadas se han observado claras diferencias en cuanto a riqueza de especies en los dos períodos analizados, siendo significativamente mayores las obtenidas durante el período reproductivo, lo cual responde a la presencia en éste de especies estivales. En cuanto a los patrones de abundancia obtenidos en ambos períodos, no se han obtenido diferencias para las especies residentes, salvo para *Circus cyaneus*, lo cual indicaría que la disponibilidad trófica, principal factor que determina la abundancia durante el período postreproductivo (NEWTON, 1979), sería suficiente para mantener las densidades. Este hecho no coincide con lo apuntado para otros grupos de aves en estas áreas montanas, donde disminuyen sus efectivos durante los meses otoñales e invernales por desplazamientos altitudinales hacia las zonas de fondo de valle (PIMENTA & SANTAREM, 1996).

En el presente estudio, en las variables independientes no fue incluida una fundamental como es la disponibilidad de presas, que puede condicionar la distribución de las rapaces (GIL-SÁNCHEZ, 1998; MAÑOSA *et al*., 1998; SIMMONS, 2000; THITRGOOD *et al*., 2003). La no inclusión estuvo motivada por las dificultades que ocasionaría realizar este tipo de muestreo para toda la comunidad, unido al desconocimiento del potencialmente amplio espectro trófico de las especies en el área. Además, la inclusión de esta variable en estudios de selección de hábitat es complejo, ya que resulta difícil en ocasiones relacionar abundancia de presas con la de falconiformes (STEENHOF & KOCHERT, 1988). La mayoría de los modelos de interacción predador-presa asumen una relación directa entre las densidades de presas y la captura de éstas, siendo probablemente inapropiada para la mayoría de las rapaces diurnas, ya que la accesibilidad de aquellas varía en función del tipo de hábitat (PRESTON, 1990). Igualmente, las variaciones interanuales en las abundancias de presas pueden variar los patrones de selección de hábitat y las propias densidades de las rapaces diurnas (NEWTON, 1979, 1998; SIMMONS, 2000).

En cuanto a las limitaciones de la metodología empleada de las estaciones de censo (*Point counts*), teniendo en cuenta los resultados obtenidos por MAÑOSA *et al*. (2003), parece que el tamaño de muestra empleado pudo ser adecuado para obtener buenas estimas de abundancia de las especies más frecuentes. Sin embargo, presentaría limitaciones para las más escasas. La metodología empleada proporciona valores de índices de abundancia que teóricamente estarán relacionados con las densidades absolutas. Sin embargo, la detectabilidad

puede variar entre especies, así que las comparaciones de frecuencias de detección son más razonables entre aquellas de similar tamaño y comportamiento. Este sesgo repercutiría a la hora de obtener estimas de abundancia óptimas para las menos detectables, que a su vez podrían repercutir en los patrones de selección de hábitat de caza obtenidos. Los sesgos derivados de la selección de los puntos de censo pueden también afectar a la estimación de la riqueza y las estimas de abundancia. Estos podrían surgir al seleccionar áreas no representativas de la zona muestreada o por la excesiva proximidad de los puntos de muestreo. En el presente estudio, estos sesgos se considera que quedaron minimizados y que no repercutieron apreciablemente en los resultados obtenidos.

6. MEDIDAS DE CONSERVACIÓN Y MANEJO DEL HÁBITAT

El grado de cobertura del estrato herbáceo-arbustivo y arbóreo constituyen parámetros claves en la selección del hábitat de caza y la segregación intra e interespecífica en una comunidad de falconiformes (JORDANO & TORRES-ESQUIVIAS, 1981; VEIGA, 1985; PRESTON, 1990; THIRGOOD *et al*., 2002, 2003; entre otros). Las amenazas más importantes para estos hábitats son la proliferación de pistas, la previsible instalación de parques eólicos, principalmente en el sector norte y oriental y la reforestación masiva de zonas de matorral-pastizal.

Para evitar la degradación de estos hábitats montanos y favorecer los hábitats de caza se apuntan unas medidas generales de manejo:

A. Paralización de las repoblaciones forestales en las Serras de Queguas y Laboreiro. Cabe esperar que esta medida beneficie a especies que cazan en espacios abiertos y para las que la proliferación de masas forestales supondrían una restricción del área total de hábitat de caza disponible. Por el contrario, cabría esperar una pérdida de oportunidades de creación de hábitats adecuados de nidificación de especies forestales, como el Azor común y Gavilán común, si bien ambas utilizan las zonas abiertas para cazar (PETTY, 1998).

B. Mantenimiento y fomento de usos ganaderos tradicionales. Resulta difícil predecir el impacto de esta medida sobre las falconiformes. No obstante, la acción de clareado del estrato arbustivo por parte de los ungulados domésticos podría beneficiar a especies que utilizan para nidificar y/o cazar espacios abiertos y con reducida cobertura vegetal, caso de Culebrera europea, Aguiluchos, Busardo ratonero y Cernícalo vulgar.

La abundante presencia de ganado en algunas de estas zonas montanas (vacas, ovejas, cabras y caballos) también contribuye a mantener una presión de pastoreo sobre las formaciones

arbustivas, cuyos efectos provocan cambios en la estructura del medio que pueden potencialmente influir en las abundancias de algunas especies-presa y en su vulnerabilidad para ser capturadas por las rapaces (KOCHERT *et al*., 1988). El mantenimiento y fomento de los usos agroganaderos tradicionales, como el pastoreo extensivo, son claves en el mantenimiento de la fauna y en particular de las falconiformes en muchas zonas de la península Ibérica (DONÁZAR *et al*., 1996).

C. Medidas relativas a la gestión cinegética (ver Capítulos 4 y 7). El conjunto de medidas propuestas en este plan serían sobretodo positivas para aquellas falconiformes que predan habitualmente sobre Lagomorfos y Perdiz roja.

D. Paralización total de apertura de nuevas pistas en la Serras de Queguas y Serra de Laboreiro. Esta medida limitaría la accesibilidad humana y el deterioro de los hábitats, fundamentalmente brezales, en áreas de gran importancia para las poblaciones locales de falconiformes.

E. Veto a la posibilidad de construcción de Parques Eólicos en la toda el área montana. La creación de parques eólicos influiría en el uso del espacio por parte de las falconiformes que usan estas zonas como hábitats de caza o nidificación y ocasionaría una pérdida de hábitat (JANSS *et al*., 2001; ORLOFF & FLANNERY, 1992; DE LUCAS *et al*., 2002), pudiendo igualmente constituir una fuente potencial de riesgo para las especies más delicadas y amenazadas como el Águila real (ORLOFF & FLANERY, 1992; NATIONAL RENEWABLE ENERGY LABORATORY & PREDATORY BIRD RESEARCH GROUP, 1995).

F. Mejora en la prevención y combate contra incendios. El control efectivo de incendios forestales constituye una medida beneficiosa para el conjunto de la comunidad. La creación de hábitats abiertos, que podría quizás beneficiar a falconiformes típicas de estos medios, se ve contrarrestada por la drástica disminución de especies-presa y problemas de erosión muy marcados, especialmente en laderas con fuertes pendientes.

No obstante, la existencia de fuegos intencionados en las áreas de brezal estudiadas, sobre todo durante el período invernal, pueden favorecer la creación de un mosaico de varios tipos estructurales de matorrales, con superficies de borde que proporcionarían un hábitat potencialmente interesante para éstas y otras falconiformes y sus presas (FARREL, 1983; DODD, 1988; CHAVEZ-RAMIREZ & PRIETO, 1994; KOCHERT *et al*., 1999). Por el contrario, la proliferación excesiva de fuegos intensos, sobretodo durante el período primaveral, pondrían en peligro las nidadas de muchas aves y provocarían mortandades masivas de algunas especies-presa (micromamíferos, reptiles) (CAMPRODON & PLANA, 2001).

7. BIBLIOGRAFÍA

BECHARD, M. J. 1982. Effect of vegetative cover on foraging site selection by Swaison´s hawk. *Condor*, 84: 153-159.

BERRY, M. E.; BOCK, C. E. & HAIRE, S. L. 1998. Abundance of diurnal raptors on open space grasslands in an urbanized landscape. *Condor,* 100: 601-608.

BIRD, D. M.; VARDLAND, D. E. & NEGRO, J. J. (Eds.). 1996. *Raptors in human landscapes: adaptations to built and cultivated environments.* Academic Press, San Diego.

BUSTAMANTE, J.; DONÁZAR, J. A.; HIRALDO, F.; CEBALLOS, O. & TRAVAINI, A. 1997. Differencial habitat selection by immature and adult Grey eagle-buzzards *Geranoaetus melanoleucus. Ibis*, 139: 322-330.

BUSTAMANTE, J. & SEOANE, J. 2002. Modelos predictivos de la distribución de rapaces forestales en Andalucía utilizando modelos aditivos generalizados y un Sistema de Información Geográfica. En, A. Sánchez (Ed.): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas,* pp. 170. SEO/Birdlife, Madrid.

BUSTAMANTE, J. & SEOANE, J. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography*, 31: 295-306.

CANAVELLI, S. B.; BECHARD, M. J.; WOODBRIDGE, B.; KOCHERT, M. N.; MACEDA, J. J. & ZACCAGNINI, M. E. 2003. Habitat use by Swainson´s Hawks on their austral wintering gounds in Argentina. *Journal Raptor Research,* 37 (2): 125-134.

CAMPRODON, J. & PLANA, E. (Eds.). 2001. C*onservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada.* Edicions de la Universitat de Barcelona, Barcelona.

CARRETE, M; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. & CALVO, J. F. 2000. Breeding densities and habitat attributes of Golden eagles in southeastern Spain. *Journal Raptor Research,* 34 (1): 48-52.

CHAPMAN, A. 1999. *The Hobby*. Arlequin Press, Chelmsford.

CHÁVEZ-RAMÍREZ, F. & PRIETO, F. G. 1994. Effects of prescribed fires on habitat use by wintering raptors on a Texas barrier island grassland. *Journal Raptor Research,* 28 (4): 262-265.

CRAMP, S. & SIMMONS, K. 1980. *The Birds of the Western Paleartic*. *Vol. II.* Oxford University Press, Oxford.

DAWSON, R. D. & BORTOLOTTI, G. R. 2000. Reproductive success of American kestrels: the role of prey abundance and weather. *Condor*, 102: 814-822.

DE JUANA, F. 1989. Situación actual de las rapaces diurnas (Orden Falconiformes) en España. *Ecología,* 3: 237-292.

DE LUCAS, M.; JANSS, G. & FERRER, M. 2002. Impacto de los parques eólicos en las poblaciones de aves rapaces. En, *Libro de resúmenes de las XVI Jornadas Ornitológicas.* SEO/Birdlife, Salamanca.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (Eds.) 1994. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2. *New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona.

D.G.C.N. (Dirección General de Conservación de la Naturaleza). 2000. *Tercer Inventario Forestal Nacional (1.997-2.006): Galicia*.

DÍAZ, M.; ASENSIO, B. & TELLERÍA, J.L. 1996. *Aves Ibéricas I. No Paseriformes*. Ed. E.M.Reyero, Madrid.

DODD, N.N. 1988. Fire management and southwestern raptors. En: *Proceedings Southwest raptor management symposium and* workshop, pp. 341-347. Natl. Wildl. Fed. Washington. D.C.

DOMÍNGUEZ, J.; TAPIA, L. & ROMEU, M. 2000. *Estudio y gestión de la comunidad de grandes aves rapaces del Parque Natural Baix-Limia-Serra do Xurés.* Convenio Consellería de Medio Ambiente-Universidad de Santiago, Informe Inédito.

DONÁZAR, J. A.; CEBALLOS, O & FERNÁNDEZ, C. 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. En, B. U. Meyburg & R. C. Chancellor (Eds.): *Raptors in the Modern World,* pp. 545-551. WWGBP, London.

DONÁZAR, J. A.; NEGRO, J. J. & HIRALDO, F. 1993. Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the Lesser kestrel (*Falco naumanni*). *Journal of Applied Ecology*, 30: 515-522.

DONÁZAR, J. A.; NAVESO, M. A.; TELLA, J. L. & CAMPION, D. 1996. Extensive grazing and raptors in Spain. En, J. Pain. & M. W. Pienkowski (Eds.): *Farming and birds in Europe*, pp. 117-149. Academic Press, London.

DYTHAM, C. 1999. *Choosing and using statistics: A biologist´s guide.* Blackwell Science, London.

FARREL, L. (Ed.). 1983. *Heathland management.* Nature Conservancy Council, Pterborough.

FERRER, M. & HARTE, M. 1997. Habitat selection by inmature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1359-1364.

FOWLER, J. & COHEN, L. 1999. *Estadística básica en ornitología*. SEO/Birdlife, Madrid.

FULLER, M. R. & MOSHER, J. A. 1987. Raptor Survey Techniques. Washington. En, B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds): *Raptor management techniques manual*, pp. 37-66. National Wildlife Federation, Washington.

FYFE, R. W. & OLENDORFF, R. R. 1976. *Minimizing the dangers of nesting studies to raptors and other sensitive species.* Canadian Wildlife Service, Ottawa.

GAINZARAIN, J. A.; ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A. F. 2002. Population size and factors affectinf the density of Peregrine Falco (*Falco peregrinus*) in Spain. *Ardeola,* 49 (1): 67-74.

GIESE, A. R. & FORSMAN, E. D. 2003. Breeding season habitat use and ecology of male Northern Pygmy-Owls. *Journal. Raptor Researh,* 37 (2): 117-124.

GIL-SÁNCHEZ, J. M. 1998. Selección de presa por el Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) durante el período de nidificación en la provincia de Granada (SE de España). *Ardeola,* 45 (2): 151-160.

GONZÁLEZ-OREJA, J. A. 2003. Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con paseriformes montanos no forestales. *Ardeola,* 50 (1): 47-58.

GUILLÉN, M. F. 1992. *Análisis de regresión múltiple.* Cuadernos metodológicos, CIS, 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.H. Enderson; C.G. Thelander & C.M. White (Eds.)*: Peregine Falcon Population. Their Management and Recovery*, pp. 219-226. The Peregrine Fundation, Boise.

HOLMES, T. L.; KNIGHT, R. L. & CRAG, G. R. 1993. Responses of wintering grassland raptors to human disturbance. *Wildlife Society Bulletin,* 21: 461-468.

IZCO, J. 1996. Fitogeografía: origen y distribución de la flora gallega. En, F. Rodríguez (Ed.): *Galicia. Geografía. Vol. XVII*, pp. 206-227. Ed. Hércules, A Coruña.

JANES, S, W. 1985. *Habitat selection in raptorial birds.* En, M. L. Cody (Ed.): *Habitat selection in Birds*, pp. 159-188. Academic Pess, San Diego.

JANSS, G.; LAZO, A.; BAQUÉS, J. M. & FERRER, M. 2001. Some evidences 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 Raptor,* pp. 94. Seville, Spain.

JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGERN, O. F. R. 2001. *Data analysis in community and landscape ecology.* Cambridge University Press, Cambridge.

JORDANO, P. & TORRES-ESQUIVIAS, J. A. 1981. Importancia de la estructura de la vegetación en la selección de hábitat para la nidificación en una comunidad de rapaces diurnas mediterráneas. *Ardeola,* 28: 51-66.

KENWARD, R. E. 1996. Goshawk adaptation to deforestation: does Europe differ from north America?. En, D. M. Bird; D. E. Varland & J. J. Negro (Eds.): *Raptors in human Landscapes*, pp. 233-243. Academis Press, San Diego.

KNIGHT, R. L. & COLE. D. N. 1991. Effects of recreational activity on wildlife in wildlands. *Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resou. Conf.* 56: 238-247.

KOCHERT, M.N., B.A. MILLSAP, & K. STEENHOF. 1988. Effects of livestock grazing on raptors with emphasis on southwestern U.S. En, *Proceedings Southwestern raptor management symposium and workshop,* pp. 325-333. Natl. Wildl. Fed., Washington. D.C.

KOCHERT, M. N.; STEENHOF, K.; CARPENTER, L.B. & MARZLUFF, J.M. 1999. Effects of fire on Golden eagle territory ocupancy and reproductive success. *Journal Wildlife Managment,* 63: 773-780.

KOSTRZEWA, A. 1996. A comparative study of nest-site occupancy and breeding performance as indicators for nesting-habitat quality in three European raptor species. *Ethology Ecology & Evolution*, 8: 1-18.

KREBS, J. R.; STEPHENS, D. W. & SUTHERLAND, W. J. 1983. Perspectives in optimal foraging. En, A. H. Brush & G. A. Clark (Eds.): *Perspectives in ornithology,* pp. 165-215. Cambridge University Press, New York.

LITVAITIS, J. A., TITUS, K. & ANDERSON, E. M. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. En, T. A Bookhout (Ed.): *Research and management techniques for wildlife and habitats*, pp. 254-271. The Wildlife Society, Bethesda.

MAcARTHUR, R. H. & PIANKA, E. R. 1966. On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist,* 100: 603-609.

MADDERS, M. 2000. Habitat selection and foraging success of Hen harriers *Circus cyaneus* in west Scotland. *Bird Study,* 47: 32-40.

MANLY, F. J. 1989. *Multivariate Statistical Methods*. Chapman & Hall, London.

MAÑOSA, S. 2003. Culebrera Europea, *Circaetus gallicus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 174-175. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

MAÑOSA, S; REAL, J. & CODINA, J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli´s eagles in Catalonia. *Journal Raptor Research,* 32 (3): 208-214.

MAÑOSA, S.; MATEOS, E. & PEDROCCHI, V. 2003. Abundante of soaring raptors in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Journal Raptor Research*, 37 (1): 19-30.

MARGALEF, R. 1982. *Ecología*. Omega, Barcelona.

MARTIN, J. W. 1987. Behaviour and habitat use of breeding Northern harriers in southwestern Idaho. *Journal Raptor Research,* 21 (2): 57-66.

MARTÍNEZ-CORTIZAS, A. & PÉREZ-ALBERTI, A. 1999. *Atlas Bioclimático de Galicia* Xunta de Galicia.

MARTÍNEZ, J, A.; LÓPEZ, G.; FALCO, F; CAMPO, A. & DE LA VEGA, A. 1999. Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) 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 (2): 205-212.

MARTÍNEZ, J. A.; MARTÍNEZ, J. E.; ZUBEROGOITIA, I.; GARCÍA, J. T.; CARBONELL, R.; DE LUCAS, M. & DÍAZ, M. 2003. La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola*, 50 (1): 85-102.

MORRISON, M. L., MARCOT, B. G. & MANNAN, R. W. 1998. *Wildlife-Habitat Relationships. Concepts and Applications*. University of Wisconsin Press, Madison.

MOSER, B. W. & KEITH, G. 2003. Wintering raptor use of hybrid poplar plantations in northeaster Oregon. *Journal Raptor Research,* 37 (4): 286-291.

MOSHER, J. A.; TITUS, K. & FULLER, M. R. 1987. Habitat sampling, measurement and evaluation. En B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds): *Raptor management techniques manual,* pp. 81-97. National Wildlife Federation, Washington, D.C.

NATIONAL RENEWABLE ENERGY LABORATORY & PREDATORY BIRD RESEARCH GROUP, 1995. *A pilot Golden eagle population study in the Altamont pass wind resource area California.* Santa Cruz, California.

NEWTON, I. 1979. *Population ecology of Raptors*. T & A. D. Poyser, London.

NEWTON, I. 1986. *The Sparrowhawk.* T & A.D. Poyser, London.

NEWTON, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press, London.

ORLOFF, S. G & FLANNERY, A. W. 1992. *Wind turbine effects on avian activity, habitat use and mortality in the Altamont pass and Solano County wind resource areas. Avian interactions with utility structures*. Electric Power Research Institute, Florida.

PALACÍN, C. 2003. Alcotán Europeo, *Falco subbuteo.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 200-201. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

PALOMO, J. & GISBERT, J. 2002 (Eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.

PARDO, A. & RUIZ, M. A. 2002. *SPSS 11. Guía para el análisis de datos.* Mc Graw Hill, Madrid

PEERY, M. Z. 2000. Factors affecting variation in Home-range size of raptors. *Auk*, 117 (2): 511-517.

PETTY, S.J. 1998. *Ecology and Conservation of Raptors in Forests*. Bulletin 118. TSO, London.

PIMENTA, M. & SANTARÉM, M. De L. 1996. *Atlas das Aves do Parque Nacional da Peneda-Gerês*. Instituto da Conservaçao da Natureza, Lisboa.

PLUMPTON, D. L. & ANDERSEN, D. E. 1997. Habitat use and time budgeting by wintering Ferruginous hawks. *Condor,* 98: 888-893.

POOLE, R. W. 1974. *Quantitative ecology*. MacGraw-Hill, New York.

PRESTON, C. 1990. Distribution of raptor foraging in relation prey biomass and habitat structure. *Condor,* 92: 107-112.

PULGAR, I. 1999. *La vegetación de la Baixa-Limia y Sierras del entorno*. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago.

PULGAR, I. 2003. *Guía de la flora del Parque Natural Baixa-Limia Serra do Xurés*. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

RATCLIFFE, D. 1993. *The Peregrine Falcon.* T & A. D. Poyser, London.

SALAMOLARD, M. 1997. Utilisation de l´espace par le Busard cendré *Circus pygargus*. *Alauda*, 65 (4): 307-320.

SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. 1999. *Las aves rapaces y relación con la estructura del paisaje en ambientes mediterráneos semiáridos.* Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.

SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. & CALVO, J. F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranen habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 254-262.

SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A; SÁNCHEZ, A.; CALVO, J. F.; GONZÁLEZ, G. & MARTÍNEZ, J. E.. 1996. Selección de hábitat de las aves de presa en la región de Murcia. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, pp. 299-304. Monografías nº 4. SEO.

SAPORETTI, F.; WALTER, G. & PAVAN, P. 1994. Densitá, habitat e sussesso riproduttivo dei rapaci diurni nidificanti in un´area prealpina dell´Italia settentrionale. *Rivista Italiana di Ornitología,* 63 (2): 145-173.

SELAS, V. 1997. Nest site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. *Journal Raptor Research,* 31 (1): 16-25.

SIMMONS, R. E. 2000. *Harriers of the world.* Oxford University Press, Oxford.

SOKAL, R. R. & MICHENER, C. D. 1958. A statistical method for evaluation systematic relationships. *Science Bulletin*, 38: 1409-1438.

SOLONEN, T. 1993. Spacing of birds of prey in southern Finland. *Ornis Fennica,* 70: 129-143.

SOLONEN, T. 1994. Factors affecting the structure of Finnish birds of prey communities. Ornis Fennica, 71: 156-169.

STEENHOF, K. & KOCHERT. M. 1988. Dietary responses of tree raptors species to changing prey densities in a natural environment. *Journal Animal Ecology,* 57: 37-48.

THIRGOOD, S. J.; REDPATH, S. M.; NEWTON, I. & HUDSON, P. 2000. Raptors and Red Grouse: Conservation Conflicts and Management Solutions. *Conservation Biology*, 14 (1): 95-104.

THIRGOOD, S. J.; REDPATH, S. M.; CAMPBELL, S. & SMITH, A. 2002. Do habitat characteristics influence predation on red grouse. *Journal of Applied Ecology,* 39: 217-225.

THIRGOOD, S. J.; REDPATH, S. M.; GRAHAN, I. M. 2003. What determines the foraging distribution of raptors on heather moorland? *Oikos,* 100: 15-24.

TITUS, K. 1990. Statistical considerations in desing of raptor population surveys. En, *Proceedings Midwestern raptor management symposium and wokshop*, pp. 195-202. Natl. Wildl. Fed. Washington. D. C, U.S.A.

VALKAMA, J.; KORPIÄKI, E. & TOLONEN, P. 1995. Habitat utilization, diet and reproductive succes in the Kestrel in temporally and spacially heterogeneous environment. *Ornis Fennica,* 72: 49-61.

VEIGA, J. P. 1985. *Ecología de las rapaces de un ecosistema mediterráneo de montaña. Aproximación a su estructura comunitaria*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.

VENIER, L. A. & FAHRIG, L. 1996. Habitat availability causes the species abundance-distribution relationships. *Oikos,* 76: 564-570.

VERDEJO, J. 1991. *Las aves de presa diurnas y nidificantes en el Alto Palancia (S.O. Castellón)*. Tesis Doctoral, Universidad de Valencia.

VLACHOS, C. G. & PAPAGEORGIOU, N. K. 1994. Diet, breeding success, and nest-site selection of the Short-toed Tagle (*Circaetus gallicus*) in northeastern Greeece. *Journal Raptor Research,* 28 (1): 39-42.

WATSON, J. 1997. *The Golden Eagle*. T. & A. D. Poyser, London.

WIENS, J. E. 1989. *The ecology of birds communities.* Cambridge University Press, Cambridge.

WIENS, K. A. 1995. Habitat fragmentation: island vs. Landscape prespectives on bird conservation. *Ibis,* 137: S97-S104.

ZUBEROGOITIA, I; RUIZ MONEO, J. F. & TORRES, J. J. (coord.). 2003. El Halcón peregrino. Departamento de agricultura, Diputación Foral de Bizkaia.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

8. ANEXO

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

Código	Descripción de las variables
NCH	Número de construcciones humanas
ANP (Ha)	Superficie de núcleos de población
LPC (m)	Longitud de pistas y carreteras
AMI (Ha)	Altura mínima
AMX (Ha)	Altura máxima
DA (Ha)	Diferencia altitudinal
AME(Ha)	Altura media
PMI (grados)	Pendiente mínima
PMX (grados)	Pendiente máxima
DP (grados)	Diferencia de pendiente
PME(grados)	Pendiente media
SMA (Ha)	Superficie de matorral y pastizal
SBO (Ha)	Superficie de bosque
BMB (m)	Longitud de borde de matorral-bosque
PHK	Personas/hora/Km^2
GHK	Ganado/hora/ Km^2
VHK	Vehículos/hora/ Km^2

Tabla I. *Variables descriptoras del hábitat de caza de las falconiformes obtenidas dentro de las áreas de control de las 15 estaciones realizadas. (Las señaladas en negrita fueron las seleccionadas para analizar los patrones de selección de hábitat mediante análisis multivariante).*

Nombre	Superficie (Ha)	NCH	LPC (km)	AMI	AMX	DA	AME	PMI	PMX	DP	PME	SBO	SMA	BMB
E1	119,23	0	1,5	1.061,86	1.235,86	174,00	1.172,89	0,03	23,17	23,13	8,69	78,81	31,52	3.172,98
E2	101,27	2	1,7	1.090,70	1.317,42	226,71	1.192,34	0,50	26,25	25,75	11,09	93,80	7,40	1.137,85
E3	151,58	0	4,1	1.122,76	1.317,21	194,44	1.215,79	0,40	22,28	21,88	8,20	19,8	117,85	3.402,98
E4	119,79	0	0	1.082,11	1.287,75	205,64	1.212,46	0,33	26,42	26,08	10,38	32,91	53,05	2.274,85
E5	129,24	0	0,8	848,34	1.131,71	283,36	978,76	0,76	39,55	38,79	15,29	39,84	89,28	1.941,64
E6	137,96	0	1,1	748,42	1.221,59	473,16	941,75	1,23	48,78	47,54	22,55	0	138,15	0
E7	73,69	0	1	865,97	1.002,27	136,29	936,49	0,57	28,50	27,92	10,53	0	73,64	0
E8	121,20	0	0,8	760,94	1.004,29	243,35	871,42	0,61	27,15	26,54	11,80	2,56	118,48	414,30
E9	150,81	3	0,7	583,69	813,62	229,93	675,33	0,47	29,91	29,44	11,55	4,18	146,74	636,39
E10	93,49	0	2,3	705,80	937,96	232,16	812,20	1,84	34,93	33,08	13,99	0	85,47	0
E11	197,24	7	0,4	747,73	1.001,11	253,38	919,66	0,47	34,49	34,02	10,23	70,33	126,94	4.497,14
E12	147,55	0	2,5	1.016,34	1.146,39	130,04	1.085,88	0,73	15,05	14,32	6,93	0,72	146,79	455,97
E13	98,13	0	0,5	1.140,34	1.251,65	111,31	1.199,93	0,26	20,91	20,64	7,87	17,57	80,64	3.999,79
E14	158,81	0	0,5	848,73	1.124,22	275,48	1.013,27	0,10	35,17	35,07	12,79	5,85	152,91	665,26
E15	91,89	0	1	1.050,72	1.135,89	85,17	1.088,70	0,12	15,73	15,60	4,98	15,39	76,59	878,27
Media	126,12	0,8	1,26	911,63	1.128,60	216,96	1.021,12	0,56	28,55	27,99	11,12	25,45	96,36	1.565,16
E.T.	8,30	0,49	0,27	46,13	38,75	24,01	42,47	0,12	2,32	2,26	1,07	8,13	11,38	398,58

Tabla II. *Valores medios ± E.T. de variables ambientales en las áreas de control de las estaciones de censo (para abreviaturas ver Tabla I).*

Estaciones	Personas/hora	Ganado/hora	Vehículos/hora
E1	2,29 ± 0,77	8,25 ± 4,05	0,83 ± 0,38
E2	0,25 ± 0,09	16,54 ± 10,29	0,08 ± 0,05
E3	0,16 ± 0,08	10,65 ± 2,72	0,25 ± 0,12
E4	0,33 ± 0,10	3,95 ± 1,98	0,08 ± 0,05
E5	0,20 ± 0,16	0	0,45 ± 0,28
E6	0	0,25 ± 0,25	0
E7	0,54 ± 0,27	16,25 ± 9,15	0,25 ± 0,17
E8	0	0	0,08 ± 0,08
E9	1,541 ± 0,47	9,75 ± 3,06	2,1 ± 0,37
E10	0,20 ± 1,26	1,97 ± 0,93	5,8 ± 1,18
E11	0,64 ± 0,25	10,91 ± 5,84	0,34 ± 0,17
E12	0,37 ± 0,32	40,05 ± 18,68	1,25 ± 0,61
E13	0,4 ± 0,28	32,65 ± 13,13	0,8 ± 0,21
E14	0,12 ± 0,07	18,25 ± 33,25	0,06 ± 0,06
E15	0,25 ± 0,12	9,45 ± 7,23	0,37 ± 0,21

Tabla III. *Abundancia de personas, ganado y vehículos (agente/hora ± E.T.) detectados durante el semestre marzo-agosto en las áreas de control de las estaciones de censo.*

Estaciones	Personas/hora/ km^2	Ganado/hora/ km^2	Vehículos/hora/ km^2
E1	1,90	6,87	0,69
E2	0,22	15	0,07
E3	0,11	7,5	0,17
E4	0,27	3,,2	0,06
E5	0,16	0	0,34
E6	0	0,17	0
E7	0,67	20,3	0,31
E8	0	0	0,06
E9	1,4	8,86	1,9
E10	0,2	1,97	5,8
E11	0,3	5,19	0,16
E12	0,23	25,03	0,78
E13	0,26	21,7	0,53
E14	0,07	11,4	0,03
E15	0,27	10,5	0,41
Media	0,40	9,185	0,75
E.T.	0,13	2,10	0,38

Tabla IV. *Personas, Ganado y Vehículos/hora/Km^2 detectados durante el semestre marzo-agosto en las áreas de control de las estaciones de censo.*

Estaciones	Personas/hora	Ganado/hora	Vehículos/hora
E1	0,5 ± 0,17	20,43 ± 5,45	1,62 ± 0,72
E2	1,37 ± 0,41	17,37 ± 12,08	0,37 ± 0,16
E3	1,08 ± 0,28	40,33 ± 20,04	0,64 ± 0,10
E4	0,4 ± 0,21	8,8 ± 6,50	0,05 ± 0,05
E5	1,58 ± 0,96	0	0,5 ± 0,25
E6	0,12 ± 0,05	0	0
E7	0,12 ± 0,08	26,46 ± 14,13	0,43 ± 0,24
E8	0,30 ± 0,21	7,32 ± 6,82	0,12 ± 0,08
E9	1,95 ± 0,66	10,41 ± 2,18	2,95 ± 0,50
E10	0,62 ± 0,26	1,91 ± 1,33	6,05 ± 1,13
E11	1,61 ± 0,67	12,06 ± 1,36	0,52 ± 0,27
E12	1,35 ± 1,00	18,86 ± 6,71	0,86 ± 0,39
E13	0,3 ± 0,2	2,05 ± 1,15	0,15 ± 0,15
E14	0,25 ± 0,19	6,36 ± 3,43	0
E15	0,43 ± 0,25	7,12 ± 5,58	0,31 ± 0,15

Tabla V. *Abundancia de personas, ganado y vehículos (agente/hora ± E.T.) detectados durante el semestre septiembre-febrero en las áreas de control de las estaciones de censo.*

Estación	Personas/hora/km^2	Ganado/hora/km^2	Vehículos/hora/km^2
E1	0,41	17,02	1,35
E2	1,25	15,79	0,34
E3	0,77	28,80	0,45
E4	0,33	7,33	0,04
E5	1,21	0	0,38
E6	0,08	0	0
E7	0,15	33,07	0,54
E8	0,25	6,1	0,10
E9	1,78	9,46	2,68
E10	0,62	1,91	6,05
E11	0,76	5,74	0,24
E12	0,84	11,74	0,53
E13	0,2	1,36	0,1
E14	0,15	3,98	0
E15	0,48	7,91	0,34
Media	0,61	10,01	0,87
E.T.	0,12	2,57	0,41

Tabla VI. *Personas, Ganado y Vehículos/hora/Km^2 detectados durante el semestre septiembre-febrero en las áreas de control de las estaciones de censo.*

Est.	Pa	Cg	Cc	Cp	Csp	Ag	An	Bb	Ac	Hf	Ft	Fs	Fp	Falc. sp	Rt
E1			0,16 ± 0,16	0,08 ± 0,05		0,08 ± 0,05		0,29 ± 0,13			0,08 ± 0,08				5
E2	0,04 ± 0,04	0,12 ± 0,12				0,08 ± 0,05		0,51 ± 0,14							4
E3	0,12 ± 0,08	0,08 ± 0,08	0,16 ± 0,08	0,5 ± 0,12		0,12 ± 0,08		0,33 ± 0,12			0,04 ± 0,41				7
E4						0,04 ± ±0,04	0,08 ± 0,05				0,08 ± 0,05				3
E5						0,04 ± 0,04		0,54 ± 0,49	0,04 ± 0,04		0,083 ± 0,05		0,51 ± 0,14		5
E6		0,04 ± 0,04				0,04 ± 0,04		0,08 ± 0,05					0,08 ± 0,05		4
E7		0,06 ± 0,06		0,04 ± 0,04				0,03 ± 0,03							3
E8		0,08 ± 0,08		0,04 ± 0,04				0,12 ± 0,08	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04			0,04 ± 0,04	0,04 ±0,04	6
E9							0,04 ± 0,04	0,08 ± 0,05	0,05 ± 0,05				0,05 ± 0,05		4
E10		0,17 ± 0,11						0,08 ± 0,05	0,04 ± 0,04			0,33 ± 0,03	0,04 ± 0,04		5
E11			0,12 ± 0,12		0,12 ± 0,12			0,13 ± 0,06	0,04 ± 0,04						3
E12		0,04 ± 0,04	0,5 ± 0,06	0,12 ± 0,08	0,12 ± 0,05				0,29 ± 0,13		0,04 ± 0,04		0,04 ± 0,04	0,12 ± 0,08	6
E13		0,1 ± 0,06	0,1 ± 0,06	0,1 ± 0,61	0,05 ± 0,05			0,3 ± 0,09							4
E14				0,31 ± 0,31				0,18 ± 0,18			0,18 ± 0,11				3
E15	0,04 ± 0,04	0,16 ± 0,16	0,08 ± 0,05	0,45 ± 0,16				0,16 ± 0,16			0,08 ± 0,08	0,12 ± 0,08		0,04 ± 0,04	7

Tabla VII. *Abundancias y riqueza de falconiformes obtenidas en las estaciones de censo (aves/hora ± E.T.) durante el semestre marzo-agosto.*
Símbolos*: Est: Estaciones de censo; Pa: Abejero europeo; Cg: Culebrera europea; Cc: Aguilucho pálido; Cp: Aguilucho cenizo; Csp: Aguilucho sp; Ag: Azor común; An: Gavilán común; Bb: Busardo ratonero; Ac: Águila real; Hf: Águila-azor perdicera; Ft: Cernícalo vulgar; Fs: Alcotán europeo; Fp: Halcón peregrino; Falc. sp: Falconiforme sp; Rt: riqueza total.*

Est.	Pa	Cg	Cc	Cp	Csp	Ag	An	Bb	Ac	Hf	Ft	Fs	Fp	Falc. sp	Riqueza
E1			0,13	0,06		0,03		0,24			0,06				0,19
E2	0,03	0,11				0,07		0,46							0,15
E3	0,08	0,05	0,11	0,35		0,08		0,23			0,02				0,2
E4						0,03	0,06				0,06				0,12
E5						0,03		0,41	0,03		0,06		0,39		1,16
E6		0,02				0,02		0,05					0,05		0,11
E7		0,06		0,05				0,04							0,16
E8		0,06		0,03				0,10	0,03	0,03			0,03	0,03	0,22
E9							0,0	0,07	0,05				0,05		0,15
E10		0,17						0,08	0,04			0,33	0,04		0,21
E11			0,05		0,05			0,06	0,01						0,06
E12		0,02	0,31	0,07	0,07			0,18			0,026		0,02	0,07	0,15
E13		0,06	0,06	0,06	0,03			0,2							0,13
E14				0,19				0,11			0,11				0,14
E15	0,04	0,18	0,09	0,50				0,18			0,09	0,138		0,02	0,37

Tabla VIII. *Valores de falconiformes (aves/hora/km^2) y (riqueza/hora/ km^2) obtenidas en las estaciones de censo durante el semestre marzo-agosto.*
Símbolo:*. Est: Estaciones de censo; Pa: Abejero europeo; Cg: Culebrera europea; Cc: Aguilucho pálido; Cp: Aguilucho cenizo; Csp: Aguilucho sp; Ag: Azor común; An: Gavilán común; Bb: Busardo ratonero; Ac: Águila real; Hf: Águila-azor perdicera; Ft: Cernícalo vulgar; Fs: Alcotán europeo; Fp: Halcón peregrino; Falc. sp: Falconiforme sp.*

Est.	Cg	Cc	Ag	An	Bb	Ac	Ft	Fp	Falc.. Sp.	Rt.
E1			0,06 ± 0,06		0,5 ± 0,10		0,06 ± 0,06			3
E2				0,06 ± 0,06	0,12 ± 0,12				0,06± 0,06	2
E3					0,12 ± 0,05		0,08 ± 0,05			2
E4										0
E5										0
E6					0,04 ± 0,04			0,08 ± 0,05		2
E7					0,04 ± 0,04			0,08± 0,08		2
E8					0,04 ± 0,04					1
E9					0,08 ± 0,08	0,04± 0,04	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04		4
E10			0,138± 0,06		0,22 ± 0,07	0,04± 0,04		0,04 ± 0,04		4
E11					0,3 ± 0,09	0,15 ± 0,06	0,05 ± 0,05			3
E12	0,15 ± 0,15	0,05 ± 0,05	0,05 ± 0,05	0,05 ± 0,05	0,29 ± 0,144		0,1 ± 0,1			6
E13	0,2 ± 0,14		0,05 ± 0,05		0,25 ± 0,15	0,05 ± 0,05				4
E14			0,05 ± 0,05	0,05 ± 0,05						2
E15					0,31 ± 0,15		0,18 ± 0,18			2

Tabla IX. *Abundancias (aves/hora ±E.T.) y riqueza de falconiformes obtenidas en las estaciones de censo durante el semestre septiembre-febrero.*
Símbolos*: Est: Estaciones de censo; Cg: Culebrera europea; Cc: Aguilucho pálido; Ag: Azor común; An: Gavilán común; Bb: Busardo ratonero; Ac: Águila real; Ft: Cernícalo vulgar; Fp: Halcón peregrino; Falc. sp: Falconiforme sp; Rt: riqueza total.*

Est.	Pa	Cg	Cc	Ag	An	Bb	Ac	Ft	Fp	Falco. sp	Riqueza
E1				0,05		0,41		0,05			0,12
E2					0,05	0,11				0,05	0,11
E3						0,08		0,05			0,05
E4											0
E5											0
E6						0,02			0,05		0,05
E7						0,05			0,10		0,10
E8						0,03					0,03
E9						0,07	0,03	0,03	0,03		0,15
E10				0,13		0,22	0,04		0,041		0,17
E11						0,14	0,07	0,02			0,06
E12		0,09	0,03	0,03	0,03	0,18		0,06			0,15
E13		0,13		0,03		0,16	0,03				0,13
E14				0,03	0,03						0,09
E15						0,34		0,20			0,10

Tabla X. *Valores de falconiformes (aves/hora/km^2) y (riqueza/hora/km^2) obtenidas en las estaciones de censo durante el semestre septiembre-febrero.*
Símbolos*: Est: Estaciones de censo; Pa: Abejero europeo; Cg: Culebrera europea; Cc: Aguilucho pálido; Ag: Azor común; An: Gavilán común; Bb: Busardo ratonero; Ac: Águila real; Ft: Cernícalo vulgar; Fp: Halcón peregrino; Falc. sp: Falconiforme sp.*

CAPÍTULO 6

MODELIZACIÓN DE LAS PREFERENCIAS DE HÁBITAT DE FALCONIFORMES EN DOS ÁREAS DE ESTUDIO A DOS ESCALAS ESPACIALES

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1. INTRODUCCIÓN

Determinar por qué los individuos no están distribuidos al azar en los diferentes hábitats ha sido uno de los grandes objetivos de la ecología (CODY, 1985; WIENS, 1989), siendo el conocimiento acerca de la distribución de los animales un requerimiento básico para muchos estudios ecológicos y de conservación de la fauna vertebrada (EDWARDS *et al*., 1996).

Los estudios sobre selección de hábitat han analizado tradicionalmente las relaciones de una especie con las características de sus hábitats, siendo además claves en cualquier estrategia de conservación de especies protegidas, lo que ha llevado al desarrollo de modelos de selección de hábitat a partir de análisis multivariantes (MORRISON *et al*., 1998).

Para numerosos *taxa* zoológicos se ha comprobado una relación positiva entre su distribución y su abundancia, por ello implicada en problemas de conservación (VENIER & FAHRIG, 1996). En áreas donde los hábitats adecuados para la reproducción son más escasos, las relaciones entre abundancia y distribución parecen ser menores (VENIER & FAHRIG, 1996).

La idea de modelizar las características del hábitat óptimo de una especie a partir de los datos de distribución o abundancia considerándolas como indicadoras de la calidad del hábitat, asume que las especies son selectivas en la elección (CODY, 1985) y que es posible encontrar correlaciones entre variables ambientales y distribución y abundancia (BUCKLAND & ELSTON, 1993; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004). No obstante, esto no siempre es cierto y puede presentar inconvenientes (VAN HORNE, 1983; BEUTEL *et al.,* 1999).

Los modelos de selección de hábitat son especialmente importantes en esfuerzos para preservar especies amenazadas, como es el caso de algunas poblaciones ibéricas de falconiformes (GONZÁLEZ *et al*., 1992; DONÁZAR *et al*., 1993; GIL-SÁNCHEZ *et al*., 1996; BUSTAMANTE, 1997; MARTÍNEZ *et al*., 1999; ONTIVEROS, 1999; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004; entre otros), si bien no están exentos de importantes limitaciones (FIELDING & HAWORTH, 1995; BEUTEL *et al*., 1999; SEOANE & BUSTAMANTE, 2001; RUSHTON *et al*., 2004). Asimismo, es importante tener en cuenta la escala espacial de trabajo, ya que los factores que explican procesos ecológicos como la distribución y abundancia de poblaciones a menudo suelen depender de la escala a la que actúen los modelos (LITVAITIS *et al*. 1994; PEDLAR *et al*., 1997; MORRISON *et al*., 1998; PRIBIL & PICMAN, 1997; MARTÍNEZ *et al*., 1999; ROTENBERRY & KNICK, 1999; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999; MITCHELL *et al*., 2001; RICO-ALCÁZAR, 2001; ZUBEROGOITIA, 2002; MARTÍNEZ *et al*., 2003a, b; SERGIO *et al*., 2003). Las poblaciones animales están influidas por complejas características del hábitat y del paisaje, por lo que los estudios a diferentes escalas parecen ser la mejor estrategia para abordar su estudio (WIENS, 1989; LEVIN, 1992; MARTÍNEZ *et al*., 2003a; SERGIO *et al*., 2003).

Las falconiformes están asociadas con las características específicas del hábitat y son habitualmente selectivas, sobre todo en cuanto a la disponibilidad de áreas adecuadas para nidificar y cazar (JANES, 1985). A menudo su distribución y abundancia puede ser predicha por la presencia de ciertas características del hábitat de nidificación, campeo y disponibilidad trófica (KOCHERT, 1986). La diversidad estructural horizontal debe de aumentar con el tamaño específico, al condicionar éste un incremento en el tamaño del territorio y permitir así la inclusión de nuevas manchas de hábitat, diferentes a la seleccionada para nidificar (PEERY, 2000). Muchas especies animales, entre ellas las falconiformes, se alimentan en grandes territorios pero se reproducen en zonas y hábitats muy específicos que aparecen en el paisaje de un modo esporádico (ORIANS & WITTENBERG, 1991). Bajo estas circunstancias, las poblaciones pueden ser limitadas a nivel de microescala por la disponibilidad de hábitat de reproducción (BEVERS & FLATER, 1999). Habitualmente, en los estudios de selección de hábitat de falconiformes se ha mostrado más atención a los relativos a la selección de microhábitat de nidificación (REYNOLDS *et al*., 1992; MAÑOSA, 1993; CERASOLI & PENTERIANI, 1996; IVERSON *et al*., 1996; FINN *et al*., 2002; MARINÉ & DALMAU, 2000 entre otros) o tomando el nido o los dormideros y sus territorios próximos como unidad de referencia (THOMPSON *et al*., 1990; GIL-SÁNCHEZ *et al*., 1996; MARTÍNEZ & CALVO, 2000; entre otros). Los estudios de selección de hábitat a escalas iguales o mayores a las áreas de campeo parecen establecer relaciones de las falconiformes a nivel de selección de macrohábitat y de asociaciones con mosaicos de ecosistemas (SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; RICO-ALCÁZAR *et al*., 2001; SERGIO *et al*., 2003). Éstas emplean territorios más o menos amplios, habitualmente heterogéneos, siendo incluso las características a nivel de macrohábitat importantes componentes en la selección del hábitat de nidificación (JORDANO & TORRES-ESQUIVIAS, 1981; JANES, 1985; MOSHER *et al*., 1987; BOSAKOWSKI & SPEISER, 1994; FINN *et al*., 2002; STERN en FINN *et al*., 2002).

El objetivo del presente estudio es el de modelizar la selección de hábitat de las falconiformes a nivel de macrohábitat a dos escalas espaciales en dos áreas de estudio (LIC Baixa-Limia y provincia de Ourense). Se pretende analizar el efecto de la escala en la selección de hábitat, dada la importancia de este parámetro en estudios de esta naturaleza (WIENS, 1989; GASTON & LAWTON, 1990; GRAHAN *et al*., 1994; LITVAITIS *et al*., 1994; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999; MARTÍNEZ *et al*., 2003a, b; SERGIO *et al*., 2003).

Como técnica de obtención de datos, se utilizó la observación directa, que permite obtener información sobre un amplio segmento de la población y es uno de los procedimientos más utilizados para hacer estudios de selección de hábitat en este grupo ornítico (LITVAITIS *et al*., 1994). Las falconiformes presentan además notables dificultades de estudio y muestreo,

dadas sus bajas densidades, hábitos huidizos y capacidad de desplazamiento (KOCHERT, 1986; FULLER & MOSHER, 1987; MOSHER *et al*., 1987).

En el caso del LIC Baixa-Limia se ha usado como base de información un atlas de distribución de nidificantes (ver Capítulo 3). Los atlas de distribución de especies, aunque presentan importantes limitaciones en cuanto a la información que aportan (DONALD & FULLER, 1998; SUTHERLAND, 2000; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004), han sido usados para crear modelos predictivos de distribución en diferentes grupos de vertebrados (OSBORNE & TIGAR, 1992; TOBALSKE & TOBALSKE, 1999; JABER & GUISAN, 2001; ROJAS *et al*., 2001; CARRASCAL & LOBO, 2003; TAPIA *et al*., 2004).

En el caso de la provincia de Ourense se empleó el método de transectos con vehículo, también utilizado en ocasiones para obtener modelos de selección de hábitat de falconiformes (MAÑOSA *et al*., 1998; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004). No obstante, presenta inconvenientes como la diferente visibilidad y detectabilidad específica según los diferentes hábitats (FULLER & MOSHER, 1987; BIBBY *et al*., 1992; LITVAITIS *et al*., 1994). Este factor puede inducir sesgos que hay que tener en consideración a la hora de realizar el análisis estadístico e interpretar los resultados obtenidos (PENDLETON, 1989; TITUS, 1990).

A partir de esta información de base se pretende obtener modelos predictivos de selección de hábitat, ya que tradicionalmente presencia/ausencia y abundancia han sido consideradas apropiadas para el estudio de los requerimientos de hábitat de falconiformes (MOSHER *et al*., 1987; LITVAITIS *et al*., 1994). Aunque algunos autores señalan la conveniencia del uso de los datos de presencia/ausencia frente a datos de abundancia para estudios de esta naturaleza (PEARCE & FERRIER, 2001), otros exponen las ventajas de la utilización de los valores de abundancia (GIBBONS *et al*., 1994).

2. ÁREAS DE ESTUDIO

2.1. LIC Baixa-Limia.

Abarcó alrededor de 44.000 ha, la mayoría de las cuales (33.920) correspondieron al LIC Baixa-Limia. Esta segunda unidad territorial fue la seleccionada para la modelización de las preferencias de hábitat ya que el grado de cobertura fue mucho mayor que en el resto. Se extiende por las sierras suroccidentales de la provincia de Ourense (NO de España), fronterizas con el Parque Nacional portugués de Peneda-Gêrés.

Topográficamente se trata de sistemas montañosos de mediana altitud, con cimas de unos 1.500 m, formados mayoritariamente por materiales graníticos. La presencia humana es relativamente escasa. La temperatura media anual es de 8-12 ºC, siendo la precipitación anual acumulada de 1.200-1.600 mm, con fuerte estacionalidad pluviométrica e importante déficit hídrico durante el período estival (MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999). Las formaciones vegetales más comunes son las comunidades de matorral y pastizal (*Ulex* sp., *Pterospartum tridentatum, Erica* sp., *Genista* sp. y *Cytisus* sp.), que constituyen el mayor porcentaje de la cubierta vegetal. Los bosques se encuentran muy fragmentados, con predominio de los robledales (*Quercus robur, Q. pyrenaica*) y pinares (*Pinus pinaster, P. sylvestris*) (PULGAR, 1999; 2003).

2.2. Ourense.

La provincia de Ourense tiene una superficie de 7.278 km^2 (huso 29T de la proyección UTM). Su territorio presenta una quebrada orografía, con un rango de altitudes desde 60 m en el valle del Miño hasta 2.124 m en Pena Trevinca. El sistema hidrográfico está constituido por las cuencas principales del Miño-Sil, Limia y Támega. La precipitación media oscila desde 700 mm a 1.900 mm, y la temperatura media entre 8 y 16º C. La cobertura vegetal comprende formaciones eurosiberianas, sobre todo en las sierras centrales y occidentales y de carácter mediterráneo en el resto de la provincia (IZCO, 1987; MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999).

Más información de las características de ambas áreas de estudio se aporta en el Capítulo 2.

3. METODOLOGÍAS

3.1. LIC Baixa-Limia.

3.1.1. Trabajo de campo.

El trabajo de campo se efectuó en las primaveras de los años 1997 a 2000 (ambos inclusive). Para el análisis de la distribución espacial de las poblaciones reproductoras se utilizó la cuadrícula UTM de 1 x 1 km (Figura 1). El muestreo consistió en el recorrido sistemático de toda el área de estudio, aunque sólo se cubrió la totalidad de ésta en la primavera de 2000, posicionándose todas las observaciones en la retícula 1 x 1 correspondiente (mapas 1:25.000) con la ayuda de GPS. Para la detección de los ejemplares se usaron binoculares de 10 x y telescopios 20-60 x 60. El período de recogida de datos se extendió entre el 15 marzo y 15 de julio de cada año, aunque para las zonas de mayor altitud, por encima de 1.000 m.s.n.m., se consideraron datos válidos hasta el 30 de julio.

Con esta información se elaboraron mapas específicos de distribución, en los límites del LIC Baixa-Limia, con observaciones referenciadas a la malla de 2 x 2 km (Figura 2), utilizando un Sistema de Información Geográfica (Arcview 3.1.; Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA) (ver mapas específicos, Capítulo 3).

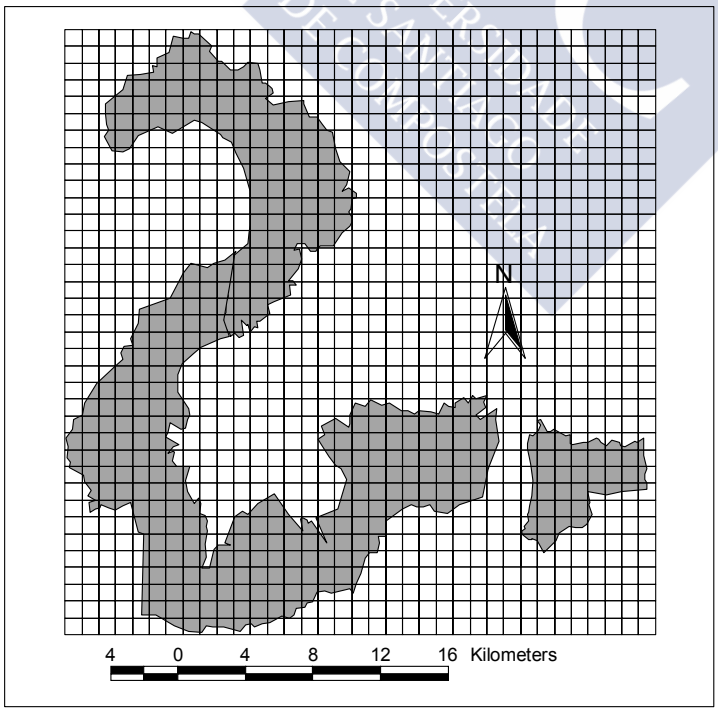

Figura 1 . *Cuadrícula UTM 1 x 1 utilizada para la realización del muestreo de distribución de rapaces nidificantes del LIC Baixa-Limia.*

3.1.2. GIS y coberturas digitales.

En cuanto a la selección del tamaño de cuadrícula, habitualmente se utilizan cuadrículas correspondientes al sistema UTM, estando su tamaño condicionado por las áreas de campeo específicas u otras variables elegidas por los autores (ZUBEROGOITIA, 2002). En el presente estudio se usó la cuadrícula de 2 x 2 Km (Figura 2), integrando en ella la información obtenida en las cuadrículas de 1 x 1 Km. Su elección se justificó en la baja proporción general de cuadrículas con presencia de falconiformes en la retícula de 1 x 1 km y en el poder de resolución de la cartografía digital disponible. Esta malla de 2 x 2 km fue suficientemente grande como para que las variables de hábitat no perdieran detalle, pero también suficientemente pequeña como para no pasar a otra escala de análisis que implicaría el tratamiento de macrovariables (ver SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; ZUBEROGOITIA, 2002).

Para evitar sesgos derivados de un muestreo incompleto, se descartaron para el análisis de selección de hábitat aquellas cuadrículas de 2 x 2 km que tuvieron menos de un 50% de su superficie dentro de los límites del área de estudio (LIC Baixa-Limia).

Las variables independientes seleccionadas se eligieron por representar los diferentes usos del suelo, grado de humanización, irregularidad topográfica (fisiografía) y heterogeneidad del medio (Tablas 1 y 2), asignando valores para cada una de ellas en las cuadrículas 2 x 2 km consideradas. La información relativa a las diferentes variables independientes fue extraída de la cartografía digital 1:50.000 mediante un Sistema de Información Geográfica (ARCVIEW 3.1.). Las variables continuas (pendiente, altitud) se obtuvieron a partir de un análisis estadístico de la variable de cada una de las cuadrículas, utilizando un modelo raster de 250 x 250 m de resolución. El resto de las variables se obtuvieron directamente con el GIS utilizando modelos de representación de datos vectoriales. La cartografía digital utilizada tuvo una resolución por pixel de 250 x 250 m.

La información relativa a los tipos de vegetación se condensó en dos variables, vegetación arbolada (SBO) y vegetación no arbolada (SMA), obtenidas a partir del Tercer Inventario Nacional Forestal (D.G.C.N., 2000). Las superficies de matorral, pastizal y cultivos, se trataron conjuntamente como una única variable debido a la escasa extensión ocupada por los pastizales y áreas cultivadas, así como a la resolución de la cartografía digital empleada. Ambos medios, forestal y arbustivo, representaron casi el 90% de toda el área de estudio.

Tanto en el LIC Baixa-Limia como en el conjunto de Ourense las parcelas agrícolas son en general de pequeña extensión, exceptuando alguna zona como la comarca de *"*A Limia*"*. Esto se debe a la existencia de un minifundio generalizado, entremezclándose las áreas agrícolas y de pastizales con áreas de matorral y zonas arboladas.

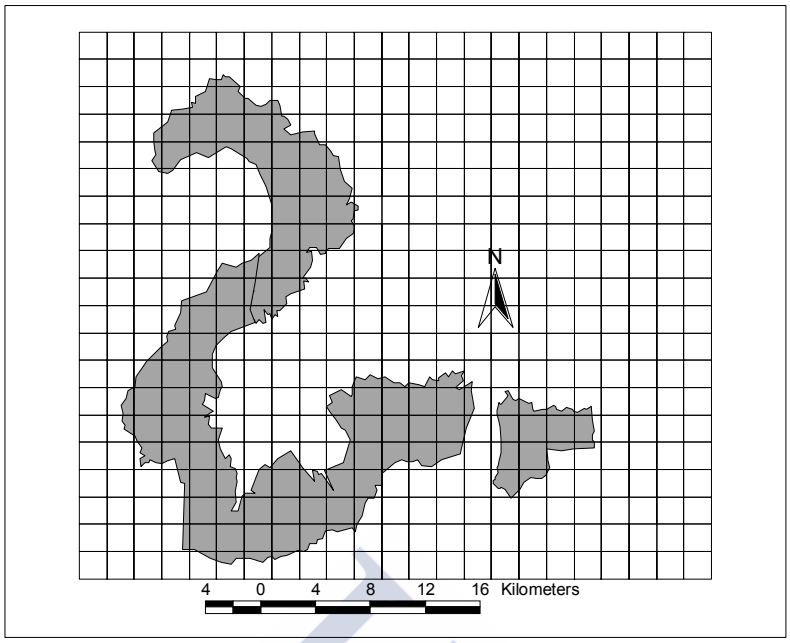

Figura 2. *Retícula de 2 x 2 km utilizada para la modelización de la selección de hábitat de las falconiformes presentes en el LIC Baixa-Limia.*

Código Variable	Descripción de la variable
NNP	Número de núcleos de población
ANP (m^2)	Superficie de núcleos de población
LC (m)	Longitud de carreteras
AMI (m)	Altura mínima
AMX (m)	Altura máxima
DA (m)	Diferencia altitudinal
AME (m)	Altura media
PMI (grados)	Pendiente mínima
PMX (grados)	Pendiente máxima
DP (grados)	Diferencia de pendiente
PME (grados)	Pendiente media
SMA (m^2)	Superficie de matorral y pastizal
SBO (m^2)	Superficie de bosque
SEM (m^2)	Superficie de embalses
BMB (m)	Longitud de borde de matorral-bosque
BMA (m)	Longitud de borde matorral-embalses
BBA (m)	Longitud de borde bosque-embalses

Tabla 1. *Variables independientes utilizadas en los modelos de regresión logística de la preferencia de hábitat de las falconiformes en el LIC Baixa-Limia.*

VARIABLES	LIC BAIXA-LIMIA 2 x 2 (n = 93)	OURENSE 10 x 10 (n = 34)
NNP	0,333 ± 0,07	9,67 ± 0,79
ANP (m^2)	18.120 ± 4741,29	932.132 ± 72.129,49
LC (m)	710,61 ± 121,39	69.723,28 ± 4.764,84
AMI (m)	742,38 ± 23,98	401,79 ± 36,74
AMX (m)	1.107,55 ± 21,17	1.149,57 ± 51,68
DA (m)	365,16 ± 13,83	747,78 ± 43,76
AME (m)	930,56 ± 23,07	741,64 ± 38,59
PMI (grados)	0,29 ± 0,02	2,12 x 10^{-2} ± 0,004
PMX (grados)	34,27 ± 0,95	43,09 ± 1,50
DP (grados)	33,97 ± 0,95	43,07 ± 1,50
PME (grados)	10,43 ± 0,37	8,57 ± 0,52
SMA (km^2)	2,7 ± 0,09	49,6 ± 3,2
SBO (km^2)	0,86 ± 0,08	4,4 ± 3,2
SEM (km^2)	0,09 ± 0,04	0,58 ± 0,19
BMB (m)	11.472,04 ± 885,16	240.815,64 ± 14.506,31
BMA (m)	358,08 ± 130,81	1.740,46 ± 630,04
BBA (m)	93,74 ± 39,83	1.617,95 ± 613,50

Tabla 2. *Media ± E.T. de las diferentes variables usadas para caracterizar el hábitat en las dos áreas de estudio a las dos escalas de análisis utilizadas (ver Tabla 1 para el significado de los códigos). Entre paréntesis se indica la unidad de medida.*

3.1.3. Análisis estadísticos.

En los modelos de selección de hábitat desarrollados las variables respuesta (variables dependientes) fueron la presencia-ausencia, abundancia y riqueza de falconiformes en la malla de 2 x 2 km. Las variables ambientales (independientes) fueron las mencionadas en la Tabla 1.

3.1.3.1. Modelos basados en la distribución de falconiformes.

Para establecer las diferencias entre las variables independientes en cuadrículas con/sin presencia de falconiformes, se realizaron análisis univariantes de comparación de medianas utilizando la prueba U de Mann-Whitney (SIEGEL & CASTELLAN, 1988). Este tipo de análisis se realiza generalmente como paso previo a la modelización, permitiendo resumir las variables analizadas en unas pocas variables sintéticas que en sí mismas podrían servir para crear mapas predictivos de distribución (SEOANE & BUSTAMANTE, 2001). En el caso de las especies del género *Circus* (*Circus cyaneus, C. pygargus*) también se consideró la presencia/ausencia de las dos especies simultáneamente, dadas sus similitudes ecológicas y el carácter simpátrido de la Baixa-Limia (SIMMONS, 2000; GARCÍA & ARROYO, 2003a, b; TAPIA *et al*., 2004).

Con posterioridad al análisis univariante se usaron métodos de regresión logística de datos dicotómicos, generando modelos matemáticos que permitieron predecir las áreas con hábitat más idóneo para cada especie. La variable dependiente usada fue la presencia de individuos en cualquiera de las categorías de cría (HAGEMEIJER & BLAIR, 1997), obtenida del atlas de distribución final resultante de la información acumulada. Se utilizó el procedimiento paso a paso hacia adelante (PARDO & RUIZ, 2002; JOVELL, 1995), el cual tiene en cuenta la colinealidad entre las variables predictoras. Las variables independientes fueron las mencionadas en la Tabla 1 con medianas significativamente diferentes en cada caso. La expresión analítica de la función logística es $P = e^y/1+e^y$ o $1/1+e^y$ donde p es la probabilidad estimada de la presencia de la especie e *y* es una función del tipo: $-(k+ax_1+ax_2+....+zx_n)$; siendo x_1, x_2,....x_n cada una de las variables seleccionadas. La significación de las variables finalmente incluidas en el modelo se determinó mediante la prueba de Wald (JOVELL, 1995; PARDO & RUIZ, 2002). Para los modelos significativos se incluyó el valor de Chi-cuadrado (χ^2) del modelo, el cual analiza el ajuste de cada modelo a la curva logística y su nivel de significación (p). Como medida estadística de poder predictivo dentro de la regresión se utilizó el Test de Nagelkerke. El nivel de significación considerado fue de 0,05. Para el análisis estadístico se usó el paquete SPSS-11.1. (PARDO & RUIZ, 2002).

A modo de ejemplo de aplicación en el campo de la conservación, se realizaron para el Aguilucho pálido y Aguilucho cenizo en ambas escalas de análisis los modelos cartográficos de áreas de probabilidad de presencia o áreas de pronóstico favorable (ROJAS *et al*., 2001; PALOMO & GISBERT, 2002), generados mediante GIS-ARCVIEW 3.1.

3. 1. 3. 2. Índice de categoría de cría (ICC).

Para la obtención de modelos de selección de hábitat basados en la calidad del hábitat de cría se estableció un índice sintético semi-cuantitativo a partir del atlas de distribución en período reproductivo. Índices de este tipo ya han sido empleados anteriormente por otros autores (ver GIBBONS *et al*., 1994; JABERG & GUISAN, 2001).

Este índice integró la información obtenida en las 4 cuadrículas de 1 x 1 km que integraban la retícula de 2 x 2 km. Para ello, a la cría posible se le asignó valor 1, a la cría probable valor 2 y a la cría segura valor 3. La obtención de dicho índice se realizó mediante el sumatorio de estos valores en cada cuadrícula de 2 x 2 km, de modo que se jerarquizó con un valor comprendido entre 0 y 12 la presencia de cada especie y la calidad del hábitat a partir de las diferentes categorías de cría.

En este caso se usaron Modelos Lineales Generalizados (GLM) (McCULLAGH & NELDER, 1997) con un error de Poisson y función logarítmica como función de enlace (Link). Cuando hubo sobredispersión se realizó una transformación en términos cuadráticos y se usó el error normal. El nivel de significación para la inclusión de una variable en el modelo fue del 5% ($P < 0,05$). Para el análisis estadístico se usó el programa S-PLUS 2.000.

3. 1. 3. 3. Modelo basado en la riqueza.

Con la finalidad de determinar si alguna de las variables independientes seleccionadas influía en la riqueza (número de especies de falconiformes en la malla de 2 x 2 km) se desarrolló un modelo de regresión múltiple de pasos sucesivos hacia delante (GUILLÉN, 1992). El análisis retuvo las variables con $P < 0,05$ y las devolvió con $P > 0,1$. Fue analizada la normalidad y la colinealidad entre variables (PARDO & RUIZ, 2002).

3.2. Provincia de Ourense.

3. 2. 1. Trabajo de campo.

El muestreo se efectuó a lo largo de la temporada de cría de 2001 (mayo-julio). Se utilizó como malla de referencia la cuadrícula UTM de 10 x 10 km. De la totalidad de cuadrículas se descartaron las que tuvieron menos de un 50% de la superficie fuera de la provincia, al igual que las que incluían en su mayor parte al área del LIC Baixa-Limia. Finalmente fueron un total de 66 las cuadrículas muestreables, de las que se seleccionaron al azar 34 (51,5 % del total) (Figura 3). En cada cuadrícula de 10 x 10 km se realizaron 40 km de itinerarios de censo por carreteras y pistas forestales, en áreas de poco tráfico, a velocidad constante entre 30-40 km/hora (FULLER & MOSHER, 1981). Como variables respuesta se utilizaron la presencia/ausencia y número de individuos de cada falconiforme detectado.

En el caso del Águila real, dada su escasez en el área se emplearon los registros obtenidos mediante prospecciones realizadas a pie en las cuadrículas muestreadas en los censos por carretera, por lo que los resultados obtenidos no son estrictamente comparables a los de las restantes especies.

3. 2. 2. GIS y coberturas digitales.

Se usaron las mismas variables ambientales que las utilizadas en el LIC Baixa-Limia (ver Tabla 1), pero en este caso referidas a la cuadrícula de 10 x 10 km (Tabla 2). Fue utilizada la misma fuente de información digital (escala 1:50.000).

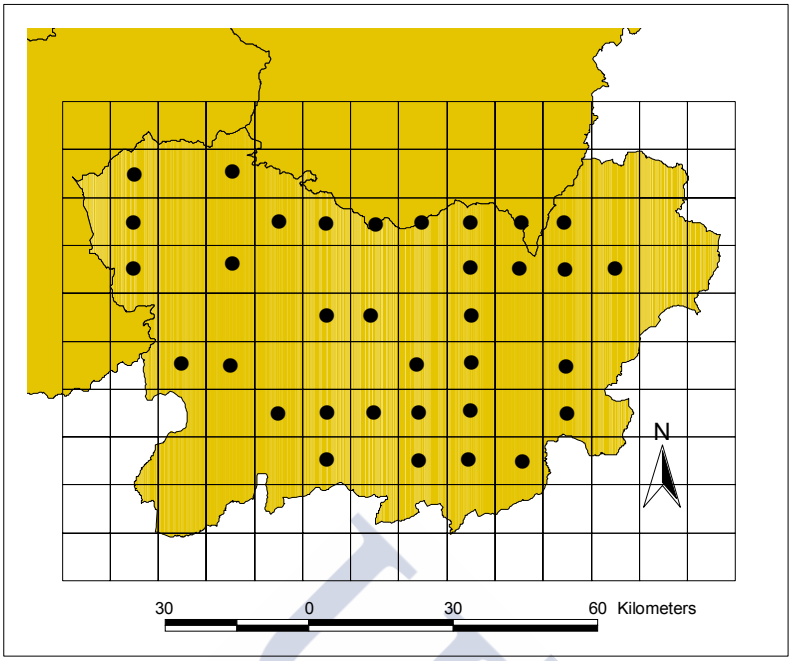

Figura 3. *Retícula de 10 x 10 km utilizada en la provincia de Ourense para establecer los modelos de selección de hábitat de falconiformes y cuadrículas muestreadas mediante los censos por carretera.*

3. 2. 3. Análisis estadístico.

Debido a las limitaciones en los tamaños de muestra, para establecer la modelización a partir de los datos de presencia/ausencia se procedió a la reducción en el número de variables independientes. Para ello se comparó para cada falconiforme las cuadrículas con/sin presencia empleando la prueba U de Mann-Whitney (PARDO & RUIZ, 2002). La modelización se hizo mediante regresiones logísticas y Modelos Lineales Generalizados (ver apartado 3.1.3.).

En el caso del Busardo ratonero (*Buteo buteo*), la especie más numerosa y mejor distribuida en las cuadrículas censadas, se desarrolló un modelo regresión múltiple por pasos sucesivos hacia delante (GUILLÉN, 1992). La variable dependiente fue la abundancia obtenida (individuos observados/40 km de transecto) en cada cuadrícula muestreada. El análisis retenía las variables con $P < 0,05$ y las devolvía con $P > 0,1$. Previamente fue analizada la normalidad y colinealidad entre variables, transformándolas cuando fue necesario (PARDO & RUIZ, 2002).

Con la finalidad de determinar si alguna de las variables seleccionadas influía en la riqueza (número de especies de falconiformes en las cuadrículas de 10 x 10 km muestreadas) se desarrolló un modelo de regresión múltiple de pasos sucesivos hacia delante (GUILLÉN, 1992). Previamente fue analizada la normalidad y la colinealidad entre variables, transformándose éstas cuando fue necesario (PARDO & RUIZ, 2002).

4. RESULTADOS

4. 1. Modelización del uso del hábitat en período reproductivo.

4.1.1. Abejero europeo (*Pernis apivorus*).

Análisis a partir de la distribución.

LIC Baixa-Limia.

Utilizando como variable dependiente la presencia/ausencia, el análisis univariante sólo mostró diferencias significativas en la Superficie de bosque (Tabla 3).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 14	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 79	U	P
NNP	0,21 ± 0,11	0,35 ± 8,32x10^{-2}	536,5	0,808
ANP	12.508,37 ± 9.382,50	19.115,16 ± 5.341,27	538,5	0,831
LC	734,83 ± 336,33	706,31 ± 130,83	532,0	0,797
AMI	795,15 ± 47,05	733,03 ± 26,94	480,0	0,433
AMX	1.115,04 ± 39,79	1.106,22 ± 23,98	549,0	0,966
DA	319,88 ± 22,74	373,19 ± 15,65	427,0	0,176
AME	965,66 ± 46,01	924,35 ± 25,95	491,0	0,505
PMI	0,27 ± 5,38^{-2}	0,29 ± 2,53^{-2}	528,0	0,788
PMX	31,84 ± 1,67	34,70 ± 1,08	454,0	0,287
DP	31,56 ± 1,66	34,40 ± 1,07	460,5	0,320
PME	9,39 ± 0,75	10,61 ± 0,41	446,5	0,253
SMA	2.504.200,0 ± 228.755,86	2.782.222,8 ± 109.071,04	431,0	0,190
SBO*	1.352.371,43 ± 246.196,11	776.182,27 ± 91.368,99	329,0	0,016
SEM	0,0000 ± 0,0000	110.960,33 ± 43.357,63	483,0	0,162
BMB	14.585,01 ± 1.902,64	10.920,37 ± 977,27	398,0	0,096
BMA	0,0000 ± 0,0000	421,53 ± 153,02	490,0	0,187
BBA	0,0000 ± 0,0000	110,36 ± 46,68	497,0	0,216

Tabla 3. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Abejero europeo en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Abejero europeo				
constante	-2,462	0,484	25,88	0,000
Superficie de bosque (SBO)	$7{,}02\text{x}10^{-7}$	0,000	5,038	0,025

Tabla 4. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia del Abejero europeo en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo logístico final obtenido en el LIC incluyó únicamente una variable con valor positivo, la Superficie de bosque (Tablas 4, 5 y 6). Este modelo pronosticó correctamente un 84,9%, y explicó un 9% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,091).

Especie	Y	χ^2	P
Abejero europeo	$2{,}462\text{-}7{,}02\text{x}10^{-7}$SBO	7,42	0,492

Tabla 5. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Abejero europeo en el LIC Baixa-Limia, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir del ICC.

Al igual que para la distribución el mejor ajuste se obtuvo con la Superficie de bosque, con una respuesta positiva (Tabla 7).

Variable	PA		Mm	Cc		Cp		Ag	An	Bb		Ac		Hp	Ft	Fs		Fp	
	LIC	OU	LIC	LIC	OU	LIC	OU	LIC	LIC	LIC	OU	LIC	OU	OU	OU	LIC	OU	LIC	OU
NNP															-				
ANP																			
LC			+														+		
AMI				+		+							-						
AMX					+														
DA																		+	
AME																			
PMI																			
PMX																			
DP														+					+
PME																-			
SMA		+	+			+	+				+	+						+	
SBO	+							+											
SEM			+																
BMB									+	+								-	
BMA											+								
BBA																+			
R^2 de Nagelkerke	0,091	0,39	0,619	0,11	0,544	0,176	0,243	0,070	0,078	0,139	0,212	0,104	0,300	0,299	0,300	0,28	0,391	0,305	0,458

Tabla 6. *Respuesta de la distribución de las rapaces diurnas (presencia/ausencia) a las diferentes variables ambientales a las dos escalas analizadas y grado de ajuste de los modelos. Las especies para las que no se obtuvo respuesta no fueron incluidas. (Para significado de las abreviaturas de las variables ambientales ver Tabla 1).* ***Símbolos especies****: Pa: Abejero europeo; Mm: Milano negro: Cg: Culebrera europea; Cc: Aguilucho pálido; Cp: Aguilucho cenizo; Ag: Azor común; An: Gavilán común; Bb: Busardo ratonero; Ac: Águila real; Hp: Águililla calzada; Hf: Águila-azor perdicera; Ft: Cernícalo vulgar; Fs: Alcotán europeo; Fp: Halcón peregrino.*

Variable	Pa		Mm		Cc		Cp		Ag	An	Bb		Ac		Hp	Hf		Ft		Fs		Fp	
	LIC	OU	LIC	OU	LIC	OU	LIC	OU	LIC	LIC	LIC	OU	LIC	OUR	OU	LIC	LIC	OU	LIC	OU	LIC	OU
NNP					4(-)**											9(-)*		34(-)**				
ANP																						
LC			45(+)**													18(+)**				36(+)*		
AMI					4(-)**		7(+)**	9(+)*								8(+)**						
AMX																			7(-)**			
DA									6(+)**							9(+)*					7(+)*	
AME									3(-)*	8(-)*												
PMI																						
PMX				11(-)**											28(-)*							
DP				14(+)**																		48(+)*
PME				10(-)**																		
SMA					4(+)**	33(+)**	7(+)**	16,6(+)**				(+)	8(+)*									
SBO	9(+)*										6(+)**							11(-)**				
SEM																						
BMB		28(-)**		10(+)**							7(+)**											
BMA			21(+)**	26(+)**								(+)					8(+)**		11(-)**			
BBA									4(+)*										7(+)*			

Tabla 7. *Respuesta del ICC y de la abundancia de las rapaces diurnas a las diferentes variables ambientales a las dos escalas analizadas y grado de ajuste de los modelos obtenidos mediante GLMs. Se indica el porcentaje de devianza del modelo nulo explicado por cada variable, así como el tipo de respuesta).(+): positiva; (-): negativa. *, P < 0,05; **, P < 0,01. (Las especies para las que no se obtuvo respuesta no fueron incluidas. Para significado de las abreviaturas de las variables ambientales ver Tabla 1 y símbolos especies ver pie Tabla 6).*

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

Se encontraron diferencias significativas para el rango de pendiente, Superficie no forestal y Longitud de borde bosque-matorral (Tabla 8).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 8	Cuadrículas no ocupadas 10 x10 n = 26	U	P
NNP	7,87 ± 1,69	10,23 ± 0,89	69,00	0,164
ANP	741.875,00 ± 143.504,25	990.673,07 ± 81.386,72	65,00	0,113
LC	72.161,05 ± 8.904,70	68.973,19 ± 5.680,05	98,00	0,827
AMI	362,83 ± 73,88	413,77 ± 42,85	91,00	0,598
AMX	1.181,24 ± 129,91	1.139,83 ± 56,04	98,00	0,808
DA	818,41 ± 63,63	726,05 ± 53,64	77,00	0,273
AME	749,32 ± 89,11	739,28 ± 43,43	98,00	0,827
PMI	$1{,}32x10^{-2} \pm 7{,}83x10^{-3}$	$2{,}37x10^{-2} \pm 5{,}43x10^{-3}$	77,00	0,252
PMX	48,01 ± 2,07	41,58 ± 1,77	56,00	0,051
DP*	47,99 ± 2,07	41,55 ± 1,76	55,00	0,047
PME	9,96 ± 0,58	8,15 ± 0,65	67,00	0,141
SMA**	34.228.437,50 ± 7.598.212,92	54.314.230,77 ± 2.964.375,15	40,00	0,009
SBO	50.553.750 ± 9.966.634,1	42.219.423 ± 2.961.116,7	88,00	0,516
SEM	1.056.562,50 ± 573.596,68	312.115,38 ± 153.387,18	89,00	0,464
BMB*	190.034,93 ± 30.663,95	261.779,75 ± 15.530,45	48,00	0,023
BMA	3.559,56 ± 2.091,77	1.180,74 ± 504,95	89,00	0,464
BBA	3.201,75 ± 1.661,49	1.130,63 ± 609,49	90,00	0,494

Tabla 8. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Abejero europeo en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Abejero europeo				
Constante	2,056	1,285	2,561	0,110
Superficie de matorral (SMA)	$-7{,}33\times10^{-8}$	0,000	6,039	0,014

Tabla 9. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Abejero europeo en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo logístico final obtenido incluyó únicamente una variable con valor negativo, la Superficie no arbolada (Tablas 6, 9 y 10). Este modelo pronosticó correctamente un 76,5% y explicó un 31,9% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,319).

Especie	Y	χ^2	P
Abejero europeo	$-2{,}056+7{,}33\times10^{-8}$SMA	19,95	0,011

Tabla 10. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Abejero europeo en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir de la abundancia.

El mejor ajuste a esta escala se obtuvo con la Longitud de borde bosque matorral, con una respuesta negativa (Tabla 7).

4.1.2. Milano negro (*Milvus migrans*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

Se obtuvieron diferencias significativas en la Longitud de carreteras, Superficie de embalses y Longitud de borde entre embalses y matorral (Tabla 11).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 4	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 89	U	P
NNP	0,50 ± 0,28	0,32 ± 7,95x10^{-2}	133,0	0,243
ANP	28.916,54 ± 27814,82	17.635,35 ± 4.828,07	130,0	0,214
LC**	2.109,13 ± 748,84	647,75 ± 119,14	54,0	0,007
AMI	718,98 ± 75,79	743,43 ± 24,89	158,5	0,712
AMX	1.000,69 ± 19,87	1.112,35 ± 1.000,69	97,0	0,125
DA	281,71 ± 95,61	368,91 ± 13,83	110,0	0,198
AME	837,21 ± 24,66	934,76 ± 24,00	107,0	0,179
PMI	0,2450 ± 0,1594	0,2955 ± 2,30x10^{-2}	138,0	0,449
PMX	28,68 ± 6,46	34,52 ± 0,95	119,0	0,264
DP	28,44 ± 6,32	34,22 ± 0,95	119,0	0,268
PME	7,80 ± 2,43	10,55 ± 0,37	108,0	0,185
SMA	3.115.400 ± 509.728,67	2.723.514,6 ± 101.094,37	135,0	0,415
SBO	263.400,00 ± 146899,55	889.865,16 ± 90.862,27	96,0	0,120
SEM**	621.200,00 ± 442.292,30	70.525,84 ± 32.400,27	101,0	0,007
BMB	5.434,26 ± 4.878,69	11.743,40 ± 894,43	99,0	0,141
BMA**	2.163,14 ± 1.357,89	276,95 ± 118,87	102,0	0,005
BBA	114,01 ± 114,01	92,83 ± 41,39	149,0	0,602

Tabla 11. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Milano negro en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Milano negro				
constante	-32,805	16,44	3,98	0,046
Superficie de embalses (SEM)	$7{,}68 \times 10^{-6}$	0,000	2,84	0,092
Superficie de matorral (SMA)	$7{,}25 \times 10^{-6}$	0,000	3,37	0,066
Longitud de carreteras (LC)	0,002	0,001	3,82	0,051

Tabla 12. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Milano negro en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo final obtenido para el Milano negro incluyó las variables Superficie de embalses, Superficie de matorral y Longitud de pistas-carreteras con valor positivo (Tablas 6, 12 y 13). Pronosticó correctamente un 95,7% y explicó un 61,9 % de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,619).

Especie	Y	χ^2	P
Milano negro	$32{,}80-7{,}68 \times 10^{-6}SEM-7{,}25 \times 10^{-6}SMA-0{,}002$LC	1,3	0,995

Tabla 13. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para Milano negro, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para la Longitud de borde matorral-embalses y Longitud de pistas con signo positivo (Tabla 7).

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante no se encontraron diferencias significativas con ninguna variable ambiental seleccionada (Tabla 14). No fue posible extraer ningún modelo de distribución a partir del análisis de regresión logística.

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 11	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 23	U	P
NNP	9,18 ± 1,42	9,91 ± 0,98	116,0	0,637
ANP	892.045,45 ± 127.914,13	951.304,34 ± 89.037,85	113,0	0,619
LC	74.319,43 ± 10.167,68	67.525,11 ± 5.214,39	122,0	0,868
AMI	342,64 ± 68,66	430,08 ± 43,09	94,0	0,232
AMX	1.097,06 ± 91,40	1.174,68 ± 63,39	114,0	0,645
DA	754,42 ± 64,03	744,60 ± 57,91	118,0	0,754
AME	706,92 ± 73,89	758,25 ± 45,57	118,0	0,754
PMI	$1{,}52x10^{-2} \pm 6{,}13x10^{-3}$	$2{,}41x10^{-2} \pm 6{,}06x10^{-3}$	103,0	0,366
PMX	47,16 ± 2,35	41,14 ± 1,80	78,0	0,074
DP	47,15 ± 2,35	41,12 ± 1,80	77,0	0,068
PME	8,83 ± 0,85	8,45 ± 0,67	113,0	0,619
SMA	47.983.181,82 ± 5.393.302,04	50.355.760,87 ± 4.018.605,42	118,0	0,754
SBO	39.802.273 ± 5.177.970,3	46.274.348 ± 4.080.713	96,0	0,262
SEM	857.727,27 ± 449.872,00	310.108,69 ± 157.890,41	100,0	0,240
BMB	262.453,43 ± 29.444,13	236.502,84 ± 16.666,06	109,0	0,519
BMA	3.445,89 ± 1.653,85	924,82 ± 438,31	96,0	0,177
BBA	2.510,90 ± 1.288,94	1.190,89 ± 1190,89	101,0	0,259

Tabla 14. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Milano negro en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

Análisis a partir de la abundancia.

El mejor ajuste se obtuvo para las Longitudes de borde entre matorral-embalses, de bosque-matorral y de Diferencia de pendiente todas con signo positivo y para la Pendiente máxima y Pendiente media con signo negativo (Tabla 7).

4.1.3. Culebrera europea (*Circaetus gallicus*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante no se han obtenido diferencias significativas con ninguna de las variables ambientales analizadas (Tabla 15). No fue posible obtener mediante regresiones logísticas ningún modelo de distribución.

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 45	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 48	U	P
NNP	0,2889 ± 9,33x10^{-2}	0,3750 ± 0,1214	1063,0	0,858
ANP	15.093,75 ± 5.135,27	20.958,25 ± 7.858,25	1069,5	0,912
LC	690,52 ± 109,92	729,44 ± 174,72	1057,0	0,840
AMI	733,93 ± 34,93	750,31 ± 33,26	1046,0	0,794
AMX	1.088,26 ± 28,82	1.125,63 ± 30,92	979,0	0,437
DA	354,33 ± 18,99	375,32 ± 20,12	986,0	0,470
AME	913,87 ± 32,58	946,22 ± 32,82	995,0	0,513
PMI	0,2913 ± 3,313 x 10^{-2}	0,2952 ± 3,448 x 10^{-2}	1032,0	0,712
PMX	33,58 ± 1,18	34,91 ± 1,49	1044,0	0,782
DP	33,29 ± 1,17	34,61 ± 1,48	1051,0	0,824
PME	10,14 ± 0,506	10,69 ± 0,54	1001,0	0,544
SMA	2.795.182,2 ± 120.813,41	2.688.983,3 ± 151.303,08	1057,0	0,863
SBO	876.666,66 ± 114.940,43	850.033,33 ± 133.566,46	976,0	0,424
SEM	120.542,22 ± 60.742,70	69.525,00 ± 43.982,30	1027,0	0,449
BMB	12.507,20 ± 1.218,70	1.0501,58 ± 1.275,31	935,0	0,265
BMA	316,26 ± 162,04	397,28 ± 204,41	1055,0	0,708
BBA	139,35 ± 62,31	50,99 ± 50,29	981,0	0,118

Tabla 15. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Culebrera europea en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

Análisis a partir del ICC.

No se obtuvo respuesta para ninguna de las variables analizadas.

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante no se han encontrado diferencias significativas con ninguna variable ambiental (Tabla 16).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 12	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 22	U	Sig.
NNP	9,18 ± 1,42	9,91 ± 0,98	126,5	0,842
ANP	892.045,45 ± 127.914,13	951.304,34 ± 89.037,85	116,5	0,576
LC	74.319,43 ± 10.167,68	67.525,11 ± 5.214,39	116,0	0,564
AMI	354,32 ± 63,90	427,68 ± 44,97	110,0	0,428
AMX	1.169,42 ± 85,95	1.138,74 ± 66,04	116,0	0,564
DA	815,10 ± 63,11	711,06 ± 57,72	97,0	0,207
AME	734,30 ± 59,89	745,64 ± 50,89	128,0	0,885
PMI	$1{,}51x10^{-2} \pm 5{,}82x10^{-3}$	$2{,}45x10^{-2} \pm 6{,}26x10^{-3}$	113,0	0,474
PMX	44,13 ± 2,48	42,52 ± 1,91	118,0	0,614
DP	44,12 ± 2,48	42,50 ± 1,91	118,0	0,614
PME	8,85 ± 0,81	8,43 ± 0,69	124,0	0,773
SMA	47.087.083,33 ± 238.012,77	50.952.386,36 ± 3.907.139,86	110,0	0,428
SBO	42.845.417 ± 5.932.358,3	44.908.636 ± 3.894.844,9	127,0	0,857
SEM	357.083,33 ± 238.012,70	558.295,45 ± 251.901,55	116,0	0,488
BMB	259.796,47 ± 24.733,65	236.772,52 ± 18.378,78	106,0	0,349
BMA	1.229,57 ± 975,35	2.019,13 ± 825,68	115,0	0,461
BBA	1.232,87 ± 814,92	1.828,00 ± 847,57	117,0	0,515

Tabla 16. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Culebrera europea en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

Análisis a partir de la abundancia.

No se obtuvo respuesta para ninguna de las variables analizadas.

4.1.4. Aguilucho pálido (*Circus cyaneus*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante las áreas ocupadas por el Aguilucho pálido difirieron de las no ocupadas en que las primeras presentaron menor presencia de núcleos urbanos, estaban a mayor altitud y presentaron relieves más suaves que las no ocupadas (Tabla 17).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 32	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 61	U	P
NNP*	0,156 ± 0,10	0,42 ± 0,10	782,0	0,031
ANP*	6.073, 47 ± 4.731,08	24.440 ± 6.674,58	774,5	0,026
LC	373, 96 ± 130,43	887,21 ± 168,30	812,0	0,131
AMI**	831,23 ± 31,14	695,78 ± 31,98	606,0	0,003
AMX*	1.165,65 ± 23,25	1.077, 07 ± 29,26	707,0	0,030
DA*	334,42 ± 21,26	381,29 ± 17,68	732,0	0,048
AME**	1.009, 78 ± 26,70	889,01 ± 31,11	651,0	0,009
PMI	0,24 ± 0,30	0,31 ± 0,30	826,5	0,227
PMX	32,36 ± 1,32	35,27 ± 1,27	756,5	0,076
DP	32, 11 ± 1,30	34,95 ± 1,26	768,0	0,093
PME*	9,47 ± 0,58	10,93 ± 0,47	681,5	0,017
SMA	2.944.962,5 ± 164.337,91	2.633.042,62 ± 122.492,69	785,5	0,131
SBO	754.050 ±141.516,63	920.032,78 ± 112.080,29	876,0	0,419
SEM	35.187,5 ± 24.561,46	125.173,77 ± 54.726,66	909,0	0,314
BMB	10.978,04 ± 1.329,07	11.731,18 ± 1.161,71	953,5	0,856
BMA	109,98 ± 95,17	488,23 ± 191,64	919,0	0,369
BBA	37,49 ± 37,49	123,25 ± 57,32	895,0	0,178

Tabla 17. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Aguilucho pálido en el LIC Baixa-Limia (Media ±E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

El modelo final desarrollado incluyó la Altura mínima con signo positivo (Tablas 6, 18 y 19). Pronosticó correctamente un 62,4% y explicó un 11,7% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,117).

	B	E.T.	Wald	P
Aguilucho pálido				
Constante	-2,812	0,888	10,028	0,002
Altura mínima (AMI)	0,003	0,001	6,749	0,009

Tabla 18. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia del Aguilucho pálido en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

Especie	Y	χ^2	P
Aguilucho pálido	2,812-0,003AMI	12,64	0,125

Tabla 19. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para Aguilucho pálido, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

En la Figura 3 se muestra el modelo cartográfico con la probabilidad de aparición para la Baixa-Limia obtenido a partir de la ecuación de regresión logística del modelo final (Tabla 19).

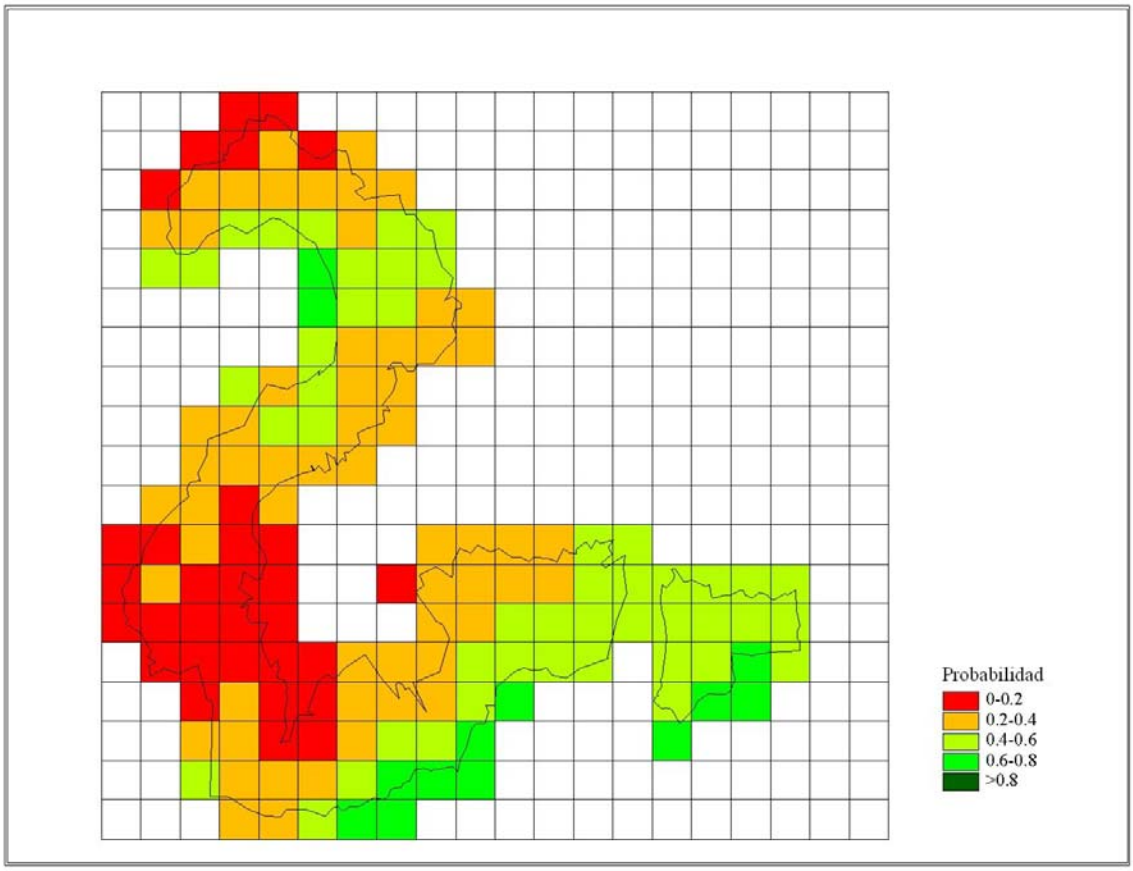

Figura 3. *Probabilidad de aparición del Aguilucho pálido en LIC Baixa-Limia de acuerdo con la ecuación de regresión logística del modelo final.*

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para el Área de los núcleos de población y la Altura mínima, ambas con una respuesta con signo negativo y superficie de matorral con signo positivo (Tabla 7).

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis se encontraron diferencias significativas para las variables Altura máxima, Altura media, Superficie de bosque, Superficie no arbórea, Superficie de embalses y Longitud de borde entre matorral-embalses y bosque-embalses (Tabla 20).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 5	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 28	U	P
NNP	6,40 ± 1,66	10,24 ± 0,85	36,5	0,091
ANP	767.000,0 ± 200.024,06	960.603,44 ± 77.502,15	49,0	0,292
LC	59.439,44 ± 12473,64	71.496,35 ± 5.174,51	51,0	0,340
AMI	577,28 ± 124,47	371,53 ± 35,52	38,0	0,108
AMX**	1.558,15 ± 129,55	1.079,13 ± 45,53	13,0	0,004
DA	980,86 ± 128,19	707,59 ± 43,01	34,0	0,071
AME**	1.028,24 ± 89,41	692,23 ± 35,61	12,0	0,004
PMI	$3,36 \times 10^{-2} \pm 1,08 \times 10^{-2}$	$1,91 \times 10^{-2} \pm 4,97 \times 10^{-3}$	43,00	0,154
PMX	47,39 ± 1,79	42,35 ± 1,07	49,0	0,292
DP	47,36 ± 1,78	42,33 ± 1,70	49,0	0,292
PME	10,34 ± 1,22	8,27 ± 0,57	45,0	0,209
SMA**	69.267.000 ± 5.899.750,17	46.195.258,62 ± 3.225.277,06	18,0	0,009
SBO*	26.674.000 ± 5.239.454,8	47.198.793 ± 3.391.773,3	23,0	0,018
SEM*	801.500 ± 377.041,60	433.103,44 ± 203.679,53	34,5	0,034
BMB	245.781,17 ± 34.781,31	244.746,45 ± 16.337,06	66,0	0,841
BMA*	2.953,15 ± 1.443,64	1.531,38 ± 697,53	35,5	0,039
BBA*	2.866,54 ± 1.528,59	1.402,68 ± 671,76	32,5	0,025

Tabla 20. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Aguilucho pálido en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Aguilucho pálido				
constante	-11,34	4,112	7,612	0,006
Altura máxima (AMX)	0,007	0,003	6,495	0,011

Tabla 21. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Aguilucho pálido en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido para el Aguilucho pálido incluyó únicamente la Altura máxima con valor positivo (Tablas 6, 21 y 22). Pronosticó correctamente un 84,8% y explicó un 54% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke=0,541).

Especie	Y	χ^2	P
Aguilucho pálido	11,14-0,007AMX	10,62	0,224

Tabla 22. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Aguilucho pálido en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

En la Figura 4 se muestra el modelo cartográfico con la probabilidad de aparición para Ourense obtenido a partir de la ecuación de regresión logística del modelo final (Tabla 22).

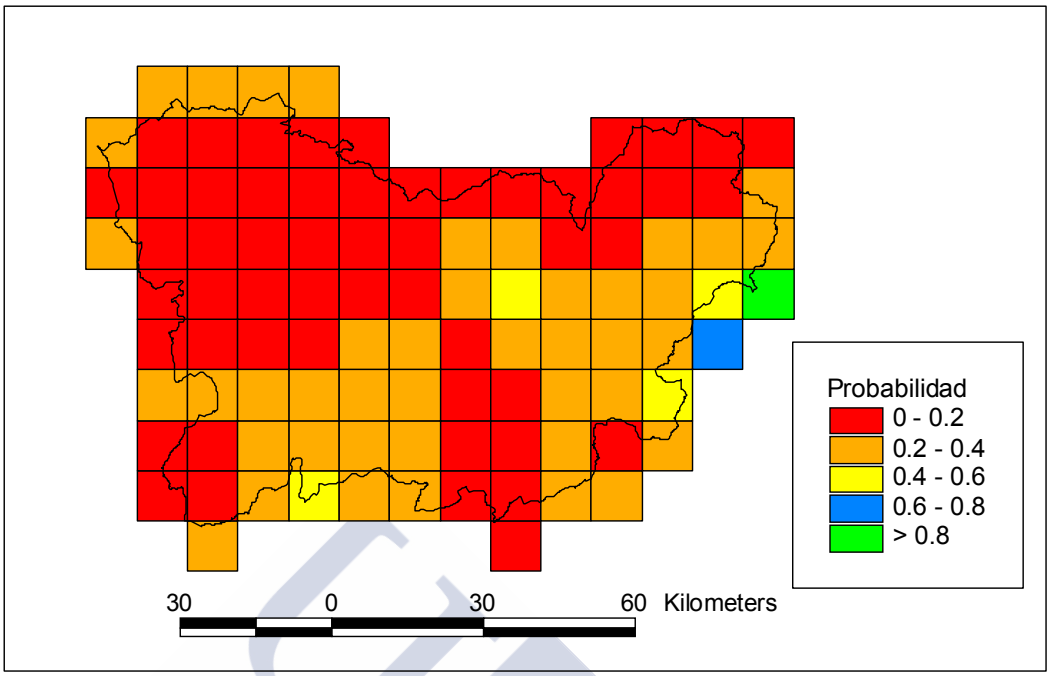

Figura 4. *Probabilidad de aparición del Aguilucho pálido en Ourense de acuerdo con la ecuación de regresión logística del modelo final.*

Análisis a partir de la abundancia.

El mejor ajuste a esta escala se obtuvo con la Superficie de matorral, con una respuesta positiva (Tabla 7).

4.1.5. Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

Las áreas ocupadas tuvieron significativamente mayor altitud y superficie de matorral que las no ocupadas (Tabla 23), aunque presentó menor tendencia a ocupar áreas de mayor altitud (>1.000 m.s.n.m) que el Aguilucho pálido.

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 45	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 48	U	P
NNP	0,2667 ± 0,09	0,4545 ± 0,13	828,5	0,075
ANP	14.055,82 ± 5.141,19	25.510 ± 9.533,39	827,0	0,074
LC	571,43 ± 136,37	964 ± 231,26	844,0	0,181
AMI**	793,2 ± 27,47	650 ± 41,45	654,0	0,007
AMX	1.145 ± 22,78	1.039,40 ± 40,81	746,0	0,050
DA	351,82 ± 17,31	389,42 ± 22,75	820,0	0,172
AME*	978 ± 25,56	844,60 ± 42,03	683,0	0,014
PMI	0,28 ± 0,29	0,31 ± 0,037	880,5	0,379
PMX	33,33 ± 1,29	35,97 ± 1,28	799,0	0,125
DP	33,05 ± 1,28	35,66 ± 1,27	802,5	0,132
PME	10,02 ± 0,47	11,17 ± 0,58	803,5	0,134
SMA*	2.894.766 ± 116.457,12	2.459.648 ± 173.281,87	701,0	0,020
SBO	786.853 ± 102.303,10	1.001.224 ± 163.976,74	836,0	0,216
SEM	83.886,67 ± 42.823,43	112.981 ± 70.309,70	969,0	0,754
BMB	11.002,13 ± 1.062,14	12.326 ± 1.590,89	908,0	0,510
BMA	296 ± 144,85	471 ± 260,16	951,0	0,547
BBA	69 ± 35,02	139,23 ± 92,97	979,0	0,856

Tabla 23. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Aguilucho cenizo en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

El análisis de regresión logística incluyó únicamente las variables de Altura mínima y Superficie de matorral, ambas con signo positivo (Tablas 6, 24 y 25).

	B	E.T.	Wald	P
Aguilucho cenizo				
Constante	-2,818	1,054	7,147	0,008
Superficie de matorral (SMA)	$4{,}96\text{x}10^{-7}$	0,000	4,174	0,041
Altura mínima (AMI)	0,003	0,001	7,391	0,007

Tabla 24. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia del Aguilucho cenizo en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo final desarrollado para el Aguilucho cenizo explicó un 17,6% de la varianza (R^2 de Nagelkerke = 0,176). La tasa de clasificación correcta total fue del 68,8%.

Especie	Y	χ^2	P
Aguilucho cenizo	$2{,}818\text{-}4{,}96\text{x}10^{-7}\text{SMA-}0{,}003\text{AMI}$	4,17	0,841

Tabla 25. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para Aguilucho cenizo, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

En la Figura 5 se muestra el modelo cartográfico con la probabilidad de aparición para la Baixa-Limia obtenido a partir de la ecuación de regresión logística del modelo final (Tabla 25).

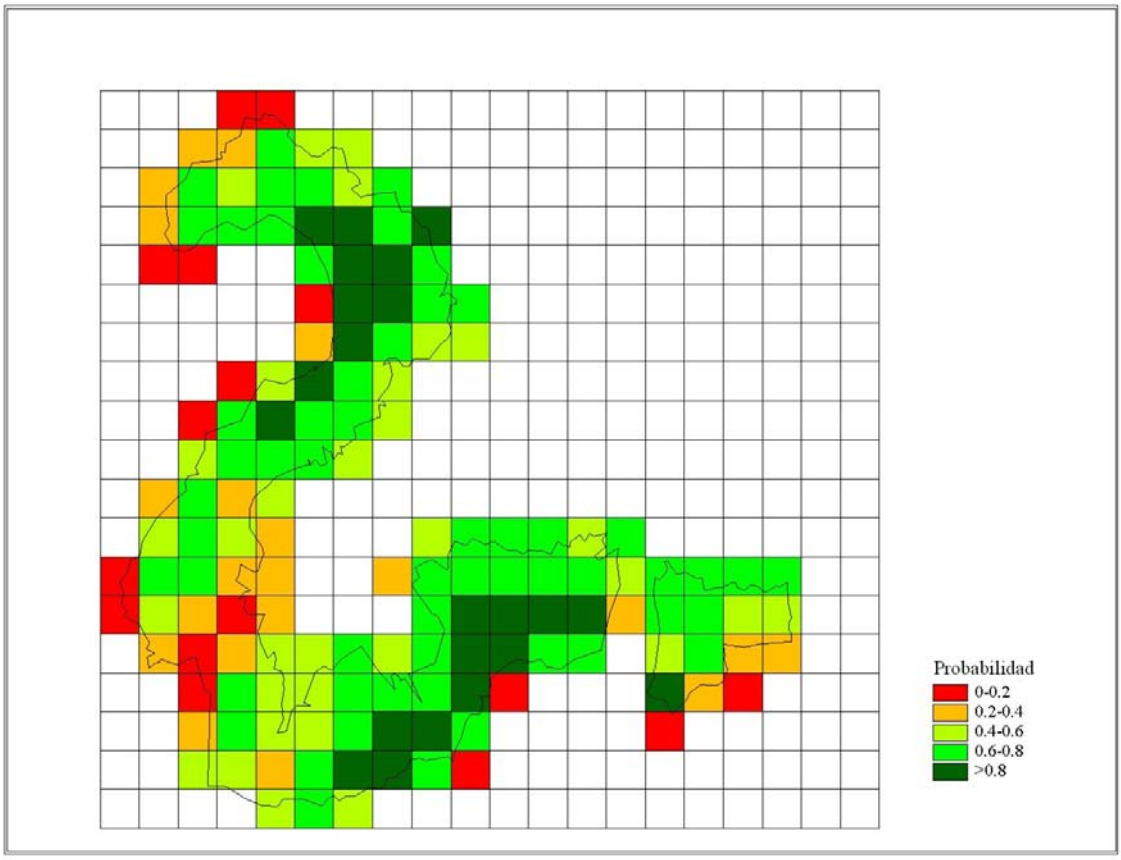

Figura 5. *Probabilidad de aparición del Aguilucho cenizo en el LIC Baixa-Limia de acuerdo con la ecuación de regresión logística del modelo final.*

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para la Altura mínima y la Superficie de matorral, con repuestas positivas a ambas variables (Tabla 7).

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante a esta escala se han encontrado diferencias significativas para las variables Altura mínima, la Altura media y Superficie no arbórea (Tabla 26).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 18	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 16	U	P
NNP	9,55 ± 1,21	9,81 ± 1,05	140,0	0,903
ANP	923.194,44 ± 100.002,61	942.187,50 ± 107.513,05	139,0	0,863
LC	61.975,61 ± 5.632,94	78.439,40 ± 7.491,16	100,0	0,129
AMI*	474,68 ± 52,63	319,79 ± 43,98	81,5	0,031
AMX	1.244,21 ± 75,10	1.043,10 ± 62,21	88,0	0,053
DA	769,53 ± 63,61	723,31 ± 60,98	134,0	0,730
AME*	830,39 ± 53,22	641,80 ± 45,79	71,0	0,012
PMI	$2{,}78 \times 10^{-2} \pm 7{,}04 \times 10^{-3}$	$1{,}38 \times 10^{-2} \pm 5{,}19 \times 10^{-3}$	96,0	0,083
PMX	41,91 ± 1,85	44,42 ± 2,43	118,0	0,370
DP	41,88 ± 1,85	44,41 ± 2,43	118,0	0,370
PME	8,51 ± 0,72	8,64 ± 0,79	138,0	0,836
SMA**	57.004.861,11 ± 3.897.475,54	41.244.375,00 ± 4.406.791,29	67,00	0,007
SBO	41.603.333 ± 3.992.392,7	47.079.688 ± 5.226.350,1	121,0	0,427
SEM	408.055,55 ± 196.987,99	576.406,25 ± 322.709,39	129,0	0,533
BMB	257.639,08 ± 14.917,87	230.565,60 ± 26.348,22	103,0	0,157
BMA	1.289,82 ± 544,51	2.247,44 ± 1.202,23	132,0	0,618
BBA	1.574,57 ± 839,16	1.666,76 ± 928,14	127,0	0,480

Tabla 26. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Aguilucho cenizo en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Aguilucho cenizo				
constante	-2,645	1,266	4,366	0,037
Superficie de matorral (SMA)	$5,60x10^{-8}$	0,000	5,230	0,022

Tabla 27. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Aguilucho cenizo en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido incluyó únicamente una variable con valor positivo, la Superficie de área de matorral (Tablas 6, 27 y 28). Pronosticó correctamente un 70,6%, y explicó un 24,3% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,243).

Especie	Y	χ^2	P
Aguilucho cenizo	$2,645-5,60x10^{-8}$SMA	3,48	0,900

Tabla 28. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Aguilucho cenizo en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

En la Figura 6 se muestra el modelo cartográfico con la probabilidad de aparición para Ourense obtenido a partir de la ecuación de regresión logística del modelo final (Tabla 28).

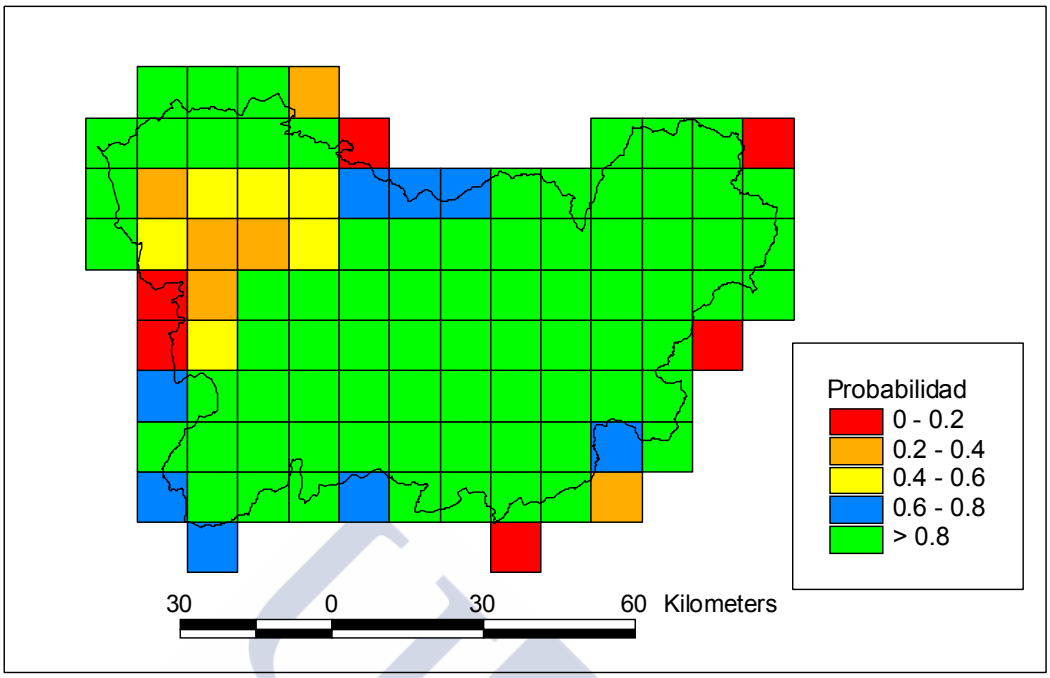

Figura 6. *Probabilidad de aparición del Aguilucho cenizo en Ourense de acuerdo con la ecuación de regresión logística del modelo final.*

Análisis a partir de la abundancia.

Al igual que en la escala anterior, el mejor ajuste se produjo para la Superficie de matorral y la Altura mínima con signo positivo (Tabla 7).

4.1.6. Análisis de la distribución en el LIC Baixa-Limia de Aguilucho pálido y Aguilucho cenizo simultáneamente.

En el análisis univariante se observó que las áreas ocupadas difieron de las no ocupadas en que las segundas presentaron menos núcleos de población, estuvieron localizadas a mayor altitud y presentaron pendientes más suaves.

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 27	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 66	U	P
NNP*	0,1481 ± 0.6015	0,4091 ± 0.7840	706,0	0,032
ANP*	7.074 ± 29.103	22.639 ± 50.486	703,5	0,030
LC	432 ± 790	825 ± 1.282	785,0	0,307
AMI**	847,44 ± 34,35	699,40 ± 29,26	515,0	0,001
AMX	1.164,80 ± 26,79	1.084,13 ± 27,33	660,0	0,051
DA**	317,35 ± 22,73	384,72 ± 16,64	581,0	0,009
AME**	1.016,62 ± 30,01	895,36 ± 29,13	582,0	0,009
PMI	0,22 ± 0,03	0,32 ± 0,02	664,5	0,055
PMX*	31,19 ± 1,38	35,53 ± 1,19	600,5	0,014
DP*	30,97 ± 1,37	35,20 ± 1,18	613,0	0,019
PME**	9 ± 0,62	11,01 ± 0,44	531,5	0,002
SMA	2.916.681 ± 177.784	2.668.242 ± 118.634,86	751,5	0,238
SBO	801.866,66 ± 164.001,92	887.896,96 ± 105.112,48	825,0	0,576
SEM	41.703,70 ± 29.017,67	115.690 ± 50.715,47	849,0	0,509
BMB	11.508, 40 ± 1.513,35	11.457,16 ± 1.089,88	863,5	0,816
BMA	130,35 ± 112,68	451,24 ± 177,73	856,5	0,569
BBA	44,43 ± 44,43	113,91 ± 53,10	830,0	0,288

Tabla 29. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por ambas especies de Aguiluchos simultáneamente en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Ambas especies de Aguiluchos simultáneamente				
constante	-3,359	0,981	11,730	0,001
Altura mínima (AMI)	0,003	0,001	7,264	0,007

Tabla 30. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de las especies de Aguilucho pálido y Aguilucho cenizo simultáneamente en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo final obtenido para ambas especies simultáneamente, incluyó la variable Altura mínima (Tablas 6, 30 y 31). Pronosticó correctamente un 71,0% y explicó un 12% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,12).

Especie	Y	χ^2	P
Ambas especies de Aguiluchos	3,359-0,003AMI	12,09	0,147

Tabla 31. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Aguilucho pálido y el Aguilucho cenizo simultáneamente incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

4.1.7. Azor común (*Accipiter gentilis*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante no se apreciaron diferencias significativas para ninguna de las variables ambientales seleccionadas. No obstante, la Superficie de bosque estuvo cercana a la significatividad (Tabla 32).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 29	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 64	U	P
NNP	0,31 ± 8,74x10^{-2}	0,34 ± 0,10	841,0	0,322
ANP	19.290,10 ± 6.634,07	17.590, 66 ± 6.230,98	819,0	0,217
LC	957,49 ± 231,78	598,74 ± 140,76	751,0	0,094
AMI	735,39 ± 46,14	745,55 ± 28,13	921,0	0,954
AMX	1.078,44 ± 38,81	1.120,74 ± 25,27	836,0	0,445
DA	343,05 ± 22,11	375,18 ± 17,40	783,0	0,229
AME	904,31 ±43,74	942,46 ± 27,15	865,0	0,601
PMI	0,29 ± 4,39x10^{-2}	0,29 ± 2,68x10^{-2}	921,0	0,954
PMX	33,08 ± 1,36	34,80 ± 1,24	820,0	0,370
DP	32,78 ± 1,34	34,51 ± 1,24	825,5	0,395
PME	10,14 ± 0,62	10,56 ± 0,46	836,5	0,448
SMA	2.506.689,7 ± 190.895,33	2.846.256,2 ± 113.409,12	756,0	0,154
SBO	1.151.531,03 ± 18.500,02	732.143,75 ± 95.088,43	700,0	0,059
SEM	69.158,62 ± 46.221,23	105.562,50 ± 49.723,74	893,0	0,589
BMB	12.415,18 ± 1.620,01	11.044,68 ± 1.060,56	852,5	0,531
BMA	264,23 ± 155,59	400,60 ± 177,04	925,0	0,961
BBA	114,32 ± 77,25	84,42 ± 46,48	905,0	0,695

Tabla 32. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Azor común en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Azor común				
constante	-1,31	0,343	14,64	0,000
Superficie de bosque (SBO)	$5,64x10^{-7}$	0,000	4,64	0,031

Tabla 33. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Azor común en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo final obtenido incluyó la variable Superficie de bosque (Tablas 6, 33 y 34). Pronosticó correctamente un 68,8% y explicó un 7% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,070).

Especie	Y	χ^2	P
Azor común	$1,31-5,64x10^{-7}$SBO	4,67	0,792

Tabla 34. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Azor común, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para la Longitud de borde entre superficies forestales y embalses y la Diferencia altitudinal, ambas con respuesta positiva, y para la Altura media, con respuesta negativa (Tabla 7).

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante se obtuvieron diferencias significativas para la variable Pendiente media (Tabla 35).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 3	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 31	U	P
NNP	8,33 ± 2,72	9,80 ± 0,84	38,00	0,604
ANP	772.500 ± 225.309,97	947.580,64 ± 76.544,70	38,00	0,606
LC	55.568,85 ± 16.989,55	71.093,06 ± 4.981,96	38,00	0,606
AMI	531,49 ± 194,29	389,24 ± 36,41	36,00	0,524
AMX	1.300,49 ± 228,66	1.134,97 ± 52,96	35,00	0,485
DA	768,99 ± 71,57	745,73 ± 47,71	44,00	0,879
AME	908,94 ± 224,35	725,45 ± 37,06	35,00	0,485
PMI	$4{,}51x10^{-2} \pm 1{,}46x10^{-2}$	$1{,}89x10^{-2} \pm 4{,}65x10^{-3}$	17,00	0,061
PMX	49,40 ± 1,17	42,48 ± 1,60	22,00	0,153
DP	49,35 ± 1,17	42,46 ± 1,60	23,00	0,154
PME*	12,31 ± 1,32	8,21 ± 0,52	12,00	0,036
SMA	59.502.500 ± 13.992.234,97	48.628.709,68 ± 3.265.148,30	40,00	0,693
SBO	38.889.167 ± 14.046.067	44.692.500 ± 3.345.852,1	46,00	0,976
SEM	579.166,66 ± 579.166,66	478.387,09 ± 194.183,48	45,00	0,913
BMB	187.456,61 ± 28.424,06	250.457,52 ± 15.561,79	25,00	0,192
BMA	2.824,80 ± 2824,80	1.635,53 ± 650,59	44,00	0,855
BBA	921,27 ± 921,27	1.685,37 ± 668,50	46,00	0,971

Tabla 35. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Azor común en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

4.1.8. Gavilán común (*Accipiter nisus*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante se encontraron diferencias significativas para el Área de los núcleos de población, Superficie de bosque y Longitud de borde entre matorral y bosque (Tabla 36).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 28	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 65	U	P
NNP	0,50 ± 0,15	0,26 ± 8,57x10^{-2}	746,0	0,060
ANP*	32.760,36 ± 11.287,14	11.814,23 ± 4.584,60	722,0	0,032
LC	917,11 ± 248,52	621,65 ± 136,65	795,0	0,272
AMI	753,56 ± 47,40	737,57 ± 27,82	853,5	0,636
AMX	1.102,71 ± 44,26	1.109,63 ± 23,78	849,0	0,609
DA	349,15 ± 24,62	372,06 ± 16,68	801,0	0,361
AME	920,23 ± 46,62	935,02 ± 26,44	908,0	0,987
PMI	0,30 ± 3,94x10^{-2}	0,28 ± 2,81x10^{-2}	847,0	0,598
PMX	32,19 ± 1,46	35,16 ± 1,20	719,5	0,111
DP	31,88 ± 1,44	34,87 ± 1,20	725,0	0,121
PME	9,96 ± 0,65	10,63 ± 0,45	782,5	0,286
SMA	2.595.500 ± 177.617,51	2.802.775,4 ± 119.149,93	775,0	0,258
SBO*	1.146.057,14 ± 174.979,28	740.953,84 ± 98.135,61	622,0	0,016
SEM	156.228,57 ± 96.412.944	67.495,38 ± 33.067,08	903,0	0,913
BMB*	14.554,33 ± 1.554,68	10.144,29 ± 1.039,57	634,0	0,021
BMA	347,78 ± 234,55	362,51 ± 158,73	896,5	0,826
BBA	145,38 ± 95,44	71,50 ± 39,78	880,0	0,605

Tabla 36. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Gavilán común en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Gavilán común				
constante	-1,608	0,431	13,916	0,000
Longitud de borde matorral-bosque (BMB)	$6,227x10^{-5}$	0,000	5,013	0,025

Tabla 37. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Gavilán común en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo logístico final incluyó sólo la variable Longitud de borde entre bosque y matorral con signo positivo (Tablas 6, 37 y 38), pronosticó correctamente un 69,9% y explicó casi un 8% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,078).

Especie	Y	χ^2	P
Gavilán común	$1,608-6,227x10^{-5}$BMB	6,27	0,617

Tabla 38. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Gavilán común, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para la altura media, con una respuesta negativa (Tabla 7).

Ourense.

Dados sus hábitos discretos y forestales fue detectado en pocas cuadrículas (ver Capítulo 3). Mediante el análisis univariante no se pudieron establecer diferencias significativas entre cuadrículas ocupadas y no ocupadas.

4.1.9. Busardo ratonero (*Buteo buteo*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En los análisis univariantes realizados las variables con diferencias significativas fueron Superficie de bosque, Superficie de embalses y las 3 variables relacionadas con las superficies de ecotono (Tabla 39).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 80	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 13	U	P
NNP	$0,37 \pm 8,78x10^{-2}$	$7,69x10^{-2} \pm 7,69\ x10^{-2}$	427,0	0,158
ANP	20.129,82 ± 5.408,30	5.756,09 ± 5.756,09	432,0	0,183
LC	722,40 ± 128,13	638,05 ± 377,52	448,0	0,363
AMI	755,49 ± 25,02	661,73 ± 74,52	418,5	0,261
AMX	1.114,60 ± 21,48	1.064,14 ± 75,55	465,0	0,542
DA	359,11 ± 14,53	402,41 ± 42,56	415.0	0,245
AME	939,59 ± 23,61	875,00 ± 79,45	475,0	0,618
PMI	$0,30 \pm 2,46x10^{-2}$	$0,23 \pm 6,12x10^{-2}$	407,5	0,212
PMX	33,46 ± 0,91	39,23 ± 3,73	347,5	0,056
DP	33,16 ± 0,90	38,99 ± 3,71	348,0	0,057
PME	10,31 ± 0,38	11,15 ± 1,22	437,5	0,361
SMA	2.761.910,0 ± 105.681,93	2.607.815,4 ± 287.538,34	470,0	0,580
SBO*	943.665,00 ± 98.086,70	366.030,76 ± 109.950,28	304,0	0,017
SEM*	67.255,00 ± 35.146,20	260.092,31 ±149.945,80	401,0	0,014
BMB*	12.385,17 ± 945,64	5.852,76 ± 1.919,66	299,5	0,015
BMA**	223,81 ± 110,07	1.184,37 ± 617,66	392,5	0,006
BBA*	65,48 ± 36,51	267,67 ± 173,46	431,0	0,043

Tabla 39. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Busardo ratonero en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Busardo ratonero				
constante	0,820	0,000	3,485	0,062
Longitud de borde matorral-bosque (BMB)	0,00011	0,439	3,439	0,062

Tabla 40. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Busardo ratonero en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo final obtenido incluyó la variable de Longitud de borde matorral-bosque con signo positivo (Tablas 6, 40, y 41). Pronosticó correctamente un 86% y explicó un 13,9% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,139).

Especie	Y	χ^2	P
Busardo ratonero	-0,820-0,00011BMB	10,49	0,232

Tabla 41. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Busardo ratonero, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para la Superficie de bosque y la Longitud de borde bosque-matorral, ambas con respuesta positiva (Tabla 7).

Ourense.

Análisis a partir de la abundancia.

El modelo de Regresión Múltiple en el período reproductivo incluyó las variables Superficie de áreas de vegetación no arbórea y Longitud de borde matorral-agua, ambas con signo positivo. El modelo explicó un 21% de la varianza (R^2 Corregida) de la abundancia del Busardo ratonero (Tabla 42).

Variable	Coeff.	T	P
Const.	0,689	0,623	0,538
Superficie de matorral (SMA)	$4,96^{-8}$	2,44	0,021
Longitud de borde matorral-embalses (BMA)	$2,51^{-4}$	2,43	0,021
R^2 =0,212	E.T. = 2,16	F = 5,437	P = 0,009

Tabla 42. *Coeficientes descriptores de la Regresión Lineal Múltiple para el Busardo ratonero en Ourense. Variable depeniente: abundancia (nº individuos/40 kms).*

4.1.10. Águila real (*Aquila chrysaetos*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En los límites del LIC Baixa-Limia los datos de presencia corresponden a observaciones de vuelos de caza, sin que se haya comprobado su cría (ver capítulos 3 y 7). En el análisis univariante se observaron diferencias significativas para la variable Superficie de matorral (Tabla 43).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 16	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 77	U	P
NNP	$0,12 \pm 8,53x10^{-2}$	$0,37 \pm 9,06x10^{-2}$	535,0	0,258
ANP	5.198,26 ± 4.980,05	20.805,75 ± 5.594,50	536,0	0,266
LC	323,49 ± 161,55	791,05 ± 141,35	527,0	0,302
AMI	798,65 ± 39,83	730,69 ± 27,67	527,0	0,365
AMX	1.170,08 ± 30,94	1.094,56 ± 24,55	508,0	0,272
DA	371,42 ± 29,64	363,86 ± 15,61	592,0	0,807
AME	993,59 ± 35,66	917,47 ± 26,70	510,0	0,281
PMI	$0,32 \pm 4,74x10^{-2}$	$0,28 \pm 2,58x10^{-2}$	512,5	0,202
PMX	34,13 ± 2,19	34,30 ± 1,06	616,0	1,000
DP	33,80 ± 2,17	34,01 ± 1,06	609,5	0,947
PME	10,79 ± 0,92	10,35 ± 0,41	611,0	0,959
SMA*	3.238.650 ± 162.856	2.636.831,2 ± 111.371,60	393,0	0,023
SBO	605.225 ± 157.461,22	916.467,53 ± 100.569,15	498,0	0,230
SEM	0	113.787 ± 44.442,71	536,0	0,130
BMB	11.058,96 ± 2034,58	987,52 ± 11.557,88	598,5	0,859
BMA	0	432,48 ± 156,83	544,0	0,153
BBA	0	113,22 ± 47,86	552,0	0,180

Tabla 43. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Águila real en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Águila real				
constante	-4,022	1,228	10,725	0,001
Superficie de matorral (SMA)	$8{,}26\times10^{-7}$	0,000	4,794	0,029

Tabla 44. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia del Águila real en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo final obtenido incluyó la variable Superficie de matorral con signo positivo (Tablas 6, 44 y 45). Pronosticó correctamente un 82,8% y explicó un 10,4% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,104).

Especie	Y	χ^2	P
Águila real	$4{,}022-8{,}26\times10^{-7}$SMA	6,75	0,563

Tabla 45. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Águila real, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para la Superficie de matorral, con respuesta positiva (Tabla 7).

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante se han encontrado diferencias significativas tan sólo para la Altura mínima (Tabla 46).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 3	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 31	U	P
NNP	13,66 ± 2,02	9,29 ± 0,82	45,00	0,927
ANP	1.093.333,33 ± 44.495,63	916.532,25 ± 78.562,40	32,00	0,379
LC	65.115,24 ± 5.487,68	70.169,22 ± 5.207,83	45,00	0,927
AMI*	172,66 ± 79,77	423,96 ± 37,45	14,00	0,048
AMX	1.032,82 ± 166,94	1.160,87 ± 54,72	42,00	0,785
DA	860,15 ± 152,87	736,90 ± 45,99	34,00	0,448
AME	606,05 ± 91,96	754,76 ± 40,95	29,00	0,88
PMI	$3,16x10^{-2} \pm 1,99x10^{-2}$	$2,02x10^{-2} \pm 4,70x10^{-3}$	29,00	0,267
PMX	46,87 ± 2,10	42,73 ± 1,62	32,00	0,379
DP	46,84 ± 2,12	42,70 ± 1,62	32,00	0,379
PME	10,94 ± 0,63	8,35 ± 0,56	22,00	0,137
SMA	39.228.333,33 ± 8.809.494,20	50.590.725,81 ± 3.375.153,45	28,00	0,261
SBO	59.786.667 ± 7.829.254,7	42.670.161 ± 3.362.956,5	19,00	0,095
SEM	985.000 ± 985.000	439.112 ± 181.011,66	42,00	0,742
BMB	228.753,14 ± 23.350,63	246.461,08 ± 15.956,68	43,00	0,832
BMA	1.774,09 ± 1.774,09	1.737,21 ± 677,19	45,00	0,913
BBA	4.369,35 ± 4.369,35	1.351,69 ± 551,48	41,00	0,775

Tabla 46. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Águila real en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Águila real				
constante	0,135	1,201	0,013	0,911
Altura mínima (AMI)	-0,009	0,005	2,900	0,089

Tabla 47. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Águila real en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido para el Águila real incluyó únicamente una variable con valor negativo, la Altura mínima (Tablas 6, 47 y 48). Pronosticó correctamente un 91,2% y explicó un 30% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,30).

Especie	Y	χ^2	P
Águila real	-0,135+0,009AMI	4,30	0,829

Tabla 48. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Aguila real en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

4.1.11. Aguililla calzada (*Hieraaetus pennatus*).

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante se han encontrado diferencias significativas para la Pendiente máxima y la Diferencia de pendiente (Tabla 49).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 4	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 30	U	P
NNP	10,50 ± 2,90	9,56 ± 0,83	53,5	0,727
ANP	924.375 ± 247.022,63	933.166,66 ± 76.600,72	58,5	0,936
LC	82.119,96 ± 5.760,03	68.070,39 ± 5.293,54	33,0	0,149
AMI	275,69 ± 50,68	418,60 ± 40,29	36,0	0,20
AMX	1.071,42 ± 68,84	1.159,99 ± 57,86	50,0	0,593
DA	795,73 ± 58,21	741,39 ± 49,10	51,0	0,630
AME	670,22 ± 47,66	751,16 ± 43,16	46,0	0,454
PMI	$2{,}06x10^{-2} \pm 1{,}06x10^{-2}$	$2{,}13x10^{-2} \pm 5{,}02x10^{-3}$	55,0	0,780
PMX*	51,57 ± 2,00	41,96 ± 1,57	18,0	0,025
DP*	51,55 ± 2,01	41,94 ± 1,57	19,0	0,028
PME	10,68 ± 0,85	8,29 ± 0,57	33,0	0,149
SMA	41.688.125 ± 6.237.996	50.641.500 ± 3.500.926,93	38,0	0,240
SBO	41.000.000 ± 8.471.164,2	44.604.500 ± 3.520.055,1	58,0	0,915
SEM	0	552.250 ± 203.508,60	38,0	0,157
BMB	225.932,93 ± 59.708,89	247.427,38 ± 15.029,06	51,0	0,630
BMA	0	1.972,52 ± 704,38	38,0	0,157
BBA	0	1.833,68 ± 686,85	38,0	0,157

Tabla 49. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Aguililla calzada en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Aguililla calzada				
constante	-12,025	5,733	4,39	0,036
Diferencia de pendiente (DP)	0,210	0,113	3,46	0,063

Tabla 50. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia del Aguililla calzada en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido para el Aguililla calzada incluyó tan sólo la Diferencia de pendiente con signo positivo (Tablas 6, 50 y 51). Pronosticó correctamente un 88,2% y explicó casi un 30% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,299).

Especie	Y	χ^2	P
Aguililla calzada	12,025-0,210DP	3,41	0,906

Tabla 51. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Aguililla calzada en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir de la abundancia.

El mejor ajuste se obtuvo para la Pendiente máxima con signo negativo (Tabla 7).

4.1.12. Águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante no se encontraron diferencias significativas para ninguna variable ambiental seleccionada (Tabla 52).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 6	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 87	U	P
NNP	0,6667 ± 0,6667	0,310 ± 6,69x10 $^{-2}$	254,5	0,889
ANP	37.015,28 ± 37.015,28	16.817,51 ± 4.461,72	253,5	0,873
LC	844,80 ± 414,59	701,07 ± 127,07	234,0	0,630
AMI	825,43 ± 102,06	736,66 ± 24,70	198,0	0,325
AMX	1.189,12 ± 56,48	1.101,92 ± 22,22	208,0	0,407
DA	363,68 ± 59,36	365,26 ± 14,31	234,0	0,673
AME	1.001,58 ± 89,46	925,67 ± 23,92	204,0	0,373
PMI	0,25 ± 5,93x10^{-2}	0,29 ± 2,41x10^{-2}	252,5	0,894
PMX	36,26 ± 2,92	34,13 ± 1,00	230,0	0,628
DP	36,01 ± 2,88	33,83 ± 0,99	226,0	0,584
PME	10,75 ± 1,36	10,41 ± 0,39	251,0	0,876
SMA	3.141.200 ± 228.731,81	2.712.726,4 ± 104.143,85	206,0	0,390
SBO	588.466,66 ± 192.813,17	881.848,27 ± 93.080,19	233,0	0,661
SEM	0	100.708 ± 39.499	231,0	0,383
BMB	13.217,85 ± 2.671,79	11.351,69 ± 929,91	213,0	0,453
BMA	0	382,77 ± 139,49	234,0	0,410
BBA	0	100,21 ± 42,51	237,0	0,453

Tabla 52. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Águila-azor perdicera en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

No fue posible obtener mediante regresión logística ningún modelo de distribución.

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para el Número de núcleos de población, con respuesta negativa, y para la Diferencia altitudinal y la Longitud de pistas con respuesta positiva (Tabla 7).

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.1.13. Cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante no se han obtenido diferencias significativas para ninguna variable ambiental (Tabla 53).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 34	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 59	U	P
NNP	0,29 ± 0,11	0,35 ± 0,10	971,0	0,726
ANP	13.284,41 ± 5.929,85	20.907,54 ± 6.656,62	963,5	0,667
LC	648,53 ± 196,14	746,38 ± 155,46	948,0	0,617
AMI	800,08 ± 39,35	709,13 ± 29,64	757,5	0,050
AMX	1.136,16 ± 36,88	1.091,06 ± 25,72	837,0	0,185
DA	336,07 ± 23,02	381,93 ± 17,08	825,0	0,156
AME	976,08 ± 38,50	904,33 ± 28,51	761,0	0,054
PMI	$0,24 \pm 3,09x10^{-2}$	$0,32 \pm 3,09x10^{-2}$	840,0	0,193
PMX	32,93 ± 1,85	35,04 ± 1,06	817,5	0,139
DP	32,68 ± 1,84	34,72 ± 1,05	830,0	0,168
PME	9,60 ± 0,66	10,90 ± 0,44	781,5	0,077
SMA	2.798.094,1 ± 156.418,41	2.707.105,1 ± 128.060,56	957,0	0,714
SBO	683.294,11 ± 112.605,20	966.433,89 ± 121.439,10	879,0	0,322
SEM	110.317,65 ± 60.073,82	84.928,81 ± 47.334,18	941,0	0,358
BMB	11.042,36 ± 1.496,54	11.719,65 ± 1.105,34	990,5	0,921
BMA	635,10 ± 308,94	198,44 ± 101,43	920,0	0,200
BBA	49,66 ± 37,34	119,15 ± 58,99	1002,0	0,987

Tabla 53. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Cernícalo vulgar en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

En análisis de regresión logística no se ha podido obtener ninguna variable explicativa de la distribución.

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para la Altura mínima y la Longitud de borde matorral-embalse, ambas con respuesta positiva (Tabla 7).

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante se han encontrado diferencias significativas con la Superficie de bosque y con el Número de núcleos de población (Tabla 52).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 20	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 14	U	P
NNP**	7,85 ± 0,97	12,28 ± 1,03	66,00	0,009
ANP	67.037,58 ± 5.844,90	1.070.892,86 ± 82.019,33	95,00	0,115
LC	67.037,57 ± 5.844,90	73.559,99 ± 8.167,67	132,00	0,780
AMI	459,59 ± 42,42	319,21 ± 60,62	96,00	0,124
AMX	1.202,57 ± 60,64	1.073,86 ± 89,66	112,00	0,327
DA	742,97 ± 62,23	754,65 ± 60,96	139,00	0,986
AME	742,97 ± 62,23	754,65 ± 60,96	92,00	0,093
PMI	$2{,}01 \times 10^{-2} \pm 4{,}88 \times 10^{-3}$	$2{,}27 \times 10^{-2} \pm 8{,}82 \times 10^{-3}$	137,00	0,913
PMX	42,50 ± 2,36	43,93 ± 1,45	135,00	0,861
DP	42,48 ± 2,36	43,91 ± 1,45	135,00	0,861
PME	8,21 ± 0,82	9,10 ± 0,51	120,00	0,484
SMA	52.403.375 ± 4.315.961,30	45.566.428,57 ± 4.658.454,10	106,00	0,234
SBO*	38.333.125 ± 4.015.828,2	52.533.750 ± 4.627.939,9	74,00	0,021
SEM	126.875 ± 87.637,83	1.002.142,86 ± 391.394,71	104,00	0,130
BMB	229.535,32 ± 16.250,87	266.846,19 ± 26.633,75	111,00	0,310
BMA	704,56 ± 437,42	3.220,32 ± 1.327,13	105,00	0,141
BBA	292,22 ± 163,58	3.511,85 ± 1.339,93	102,00	0,110

Tabla 54. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Cernícalo vulgar en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Cernícalo vulgar				
constante	3,046	1,199	6,449	0,011
Número de núcleos de población (NNP)	-0,265	0,107	6,142	0,013

Tabla 55. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Cernícalo vulgar en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido incluyó el Número de núcleos de población con valor negativo (Tablas 6, 55 y 56). Pronosticó correctamente un 58,8% y explicó un 30% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,30).

Especie	Y	χ^2	P
Cernícalo vulgar	-3,046+0,265NNP	11,03	0,200

Tabla 56. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Cernícalo vulgar en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir de la abundancia.

El mejor ajuste se obtuvo para el Número de núcleos de población y la Superficie de bosque, ambas con respuesta negativa (Tabla 7).

4.1.14. Alcotán europeo (*Falco subbuteo*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante se observaron diferencias significativas para las variables Diferencia altitudinal, Pendiente media, Superficie de embalses, Longitud de borde matorral-embalse y Longitud de borde bosque-embalse (Tabla 57).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 16	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 77	U	P
NNP	0,62 ± 0,27	0,27 ± 7,31x10^{-2}	534,5	0,255
ANP	39.840,26 ± 17.573,23	13.607,41 ± 4.317,87	526,5	0,213
LC	1.044,71 ± 295,42	641,18 ± 132,65	481,0	0,117
AMI	714,57 ± 75,11	748,16 ± 24,64	587,5	0,772
AMX	1.019,31 ± 58,25	1.125,88 ± 22,14	471,0	0,140
DA*	304,73 ± 31,13	377,72 ± 15,10	411,0	0,037
AME	869,21 ± 72,83	943,31 ± 23,42	578,0	0,699
PMI	0,23 ± 6,51x10	0,30 ± 2,40x10^{-2}	438,5	0,71
PMX	31,75 ± 2,01	34,79 ± 1,07	508,5	0,274
DP	31,51 ± 1,99	34,48 ± 1,06	512,0	0,290
PME*	8,62 ± 0,83	10,80 ± 0,40	414,0	0,040
SMA	2.646.650 ± 215.432,87	2.759.844,2 ± 111.260,18	544,0	0,464
SBO	722.400 ± 147.402,01	892.119,48 ± 101.951,01	610,0	0,951
SEM**	357.625 ± 172.763,22	39.433,76 ± 23.471,36	458,0	0,003
BMB	9.989,42 ± 1.369,04	11.780,12 ± 1.030,24	560,0	0,569
BMA*	812,71 ± 433,37	263,61 ± 128,97	503,0	0,025
BBA**	448,69 ± 198,32	19,99 ± 17,05	443,0	0,0002

Tabla 57. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Alcotán europeo en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Alcotán europeo				
constante	-0,017	0,896	0,000	0,985
Pendiente media (PME)	-0,194	0,094	4,298	0,038
Longitud de borde bosque-embalses (BBA)	0,003	0,001	6,530	0,011

Tabla 58. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia del Alcotán europeo en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo final obtenido incluyó la variable Pendiente media con signo negativo y Longitud de borde bosque-embalse con signo positivo (Tablas 6, 58 y 59). Pronosticó correctamente un 82,8% y explicó un 28% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,28).

Especie	Y	χ^2	P
Alcotán europeo	0,017+0,194PME-0,003BBA	16,47	0,036

Tabla 59. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Alcotán europeo, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para la Altura máxima y la Longitud de borde entre matorral y bosque con respuesta negativa y la Longitud de borde entre embalses y bosque con respuesta positiva (Tabla 7).

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis se han encontrado diferencias significativas con la Diferencia altitudinal, Pendiente media y Longitud de pistas y carreteras (Tabla 60).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 3	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 31	U	P
NNP	12,33 ± 0,66	9,41 ± 0,86	29,00	0,286
ANP	988.333,33 ± 238.547,39	926.693,54 ± 76.801,42	46,00	0,976
LC*	109.206,92 ± 5.356,46	65.902,28 ± 4.657,28	5,00	0,012
AMI	410 ± 158,21	400,99 ± 38,30	46,00	0,976
AMX	855,80 ± 130,23	1.178 ± 52,99	15,00	0,056
DA*	445,80 ± 68,07	777 ± 44,25	10,00	0,027
AME	558,96 ± 107,13	759,32 ± 40,06	25,00	0,192
PMI	0	$2{,}33x10^{-2} \pm 4{,}84x10^{-3}$	18,00	0,070
PMX	33,88 ± 4,75	43,98 ± 1,5	20,00	0,108
DP	33,88 ± 4,75	43,96 ± 1,5	20,00	0,108
PME*	4,88 ± 1,22	8,93 ± 0,52	14,00	0,048
SMA	50.629.166,67 ± 16.628.124,79	49.487.419,35 ± 3.237.962,34	45,00	0,927
SBO	48.545.000 ± 15.878.527	43.758.065 ± 3.297.363,6	42,00	0,785
SEM	825.833,33 ± 825.833,33	454.516,12 ± 187.338,36	43,00	0,798
BMB	220.052,90 ± 55.034,28	247.303,04 ± 15.405,56	41,00	0,738
BMA	3.902,67 ± 3.902,67	1.531,22 ± 603,41	42,00	0,742
BBA	1.823,66 ± 1.823,66	1.598,04 ± 657,63	45,00	0,913

Tabla 60. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Alcotán europeo en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Alcotán europeo				
constante	-7,69	3,076	6,259	0,012
Longitud de carreteras (LC)	$6{,}196 \times 10^{-5}$	0,000	4,068	0,044

Tabla 61. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Alcotán europeo en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido incluyó únicamente una variable con valor positivo, la Longitud de pistas y carreteras (Tablas 6, 61 y 62). Pronosticó correctamente un 91,2% y explicó un 39% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,391).

Especie	Y	χ^2	P
Alcotán europeo	$7{,}69 - 6{,}196 \times 10^{-5}$LC	1,23	0,996

Tabla 62. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Alcotán europeo en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir de la abundancia.

El mejor ajuste se obtuvo para la Longitud de carreteras, con respuesta positiva (Tabla 7).

4.1.15. Halcón peregrino (*Falco peregrinus*).

LIC Baixa-Limia.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante se observaron diferencias significativas para las variables Diferencia altitudinal, Diferencia de pendiente, Pendiente media, Superficie de matorral y Longitud de borde matorral bosque (Tabla 63).

Variable	Cuadrículas ocupadas 2 x 2 n = 10	Cuadrículas no ocupadas 2 x 2 n = 83	U	P
NNP	$0,10 \pm 1x10^{-1}$	$0,36x8,49x10^{-2}$	353,5	0,296
ANP	333,85 ± 333,85	20.263,57 ± 5.266,66	348,5	0,260
LC	268,68 ± 236,58	763,85 ± 132,14	321,0	0,184
AMI	681,39 ± 66,42	749,73 ± 25,66	327,0	0,275
AMX	1.135,72 ± 64,70	1.104,15 ± 22,51	386,0	0,719
DA*	454,32 ± 47,58	354,42 ± 14,06	248,0	0,038
AME	927,06 ± 62,31	930,99 ± 24,86	387,0	0,728
PMI	$0,30 \pm 7,70x10^{-2}$	$0,29 \pm 2,4x10^{-2}$	413,0	0,980
PMX	38,73 ± 2,65	33,73 ± 1,01	274,0	0,080
DP*	38,42 ± 2,60	33,44 ± 1	270,0	0,072
PME*	12,89 ± 1,33	10,13 ± 0,37	243,5	0,033
SMA*	3.316.240 ± 213.037,75	2.670.988 ± 105.636,67	256,5	0,049
SBO	380.560 ± 106.396,19	921.036,14 ± 96.055,03	271,0	0,074
SEM	4.640 ± 4.640	105.002,41 ± 41.352,20	407,0	0,854
BMB*	5.443,82 ± 1.335,35	12.198,33 ± 949,50	212,5	0,012
BMA	137,66 ± 137,66	384,63 ± 145,53	411,0	0,919
BBA	20,68 ± 20,68	102,55 ± 44,50	413,5	0,971

Tabla 63. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 2 x 2 km ocupadas y no ocupadas por Halcón peregrino en el LIC Baixa-Limia (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Halcón peregrino				
constante	-4,865	0,819	35,25	0,000
Diferencia altitudinal (DA)	0,006	0,002	9,276	0,002
Superficie de matorral (SMA)	$4,28x10^{-7}$	0,000	3,726	0,050
Longitud de borde matorral-bosque (BMB)	-0,00013	0,000	7,285	0,007

Tabla 64. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia del Halcón peregrino en el LIC Baixa-Limia en la retícula de 2 x 2 km.*

El modelo incluyó las variables Diferencia altitudinal y Superficie de matorral con signo positivo y la Longitud de borde matorral bosque con signo negativo (Tablas 6, 64 y 65). Pronosticó correctamente un 96,6% y explicó un 30,5% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,305).

Especie	Y	χ^2	P
Halcón peregrino	$4,865-0,006DA-4,28x10^{-7}SMA+0,00013BMB$	5,451	0,708

Tabla 65. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Halcón peregrino incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir del ICC.

El mejor ajuste se obtuvo para la Diferencia altitudinal, con respuesta positiva (Tabla 7).

Ourense.

Análisis a partir de la distribución.

En el análisis univariante se encontraron diferencias significativas para la Diferencia de pendiente y Pendiente máxima (Tabla 66).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 2	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 32	U	P
NNP	11 ± 6	9,59 ± 0,80	27,50	0,741
ANP	933.750 ± 513.750	932.031 ± 73.159,57	31,00	0,942
LC	69.123,57 ± 26.417,16	69.760,76 ± 4.926,59	31,00	0,942
AMI	149,27 ± 23,48	417,57 ± 37,28	10,00	0,107
AMX	1.119,84 ± 184,59	1.151,43 ± 54,32	30,00	0,884
DA	970,57 ± 161,11	733,85 ± 44,80	14,00	0,188
AME	659,36 ± 106,42	746,78 ± 40,58	24,00	0,558
PMI	$1{,}48x10^{-2} \pm 1{,}48x10^{-2}$	$2{,}16x10^{-2} \pm 4{,}79x10^{-3}$	28,00	0,759
PMX*	54,76 ± 1,51	42,36 ± 1,5	4,00	0,040
DP*	54,75 ± 1,5	42,34 ± 1,5	4,00	0,040
PME	10,86 ± 2,32	8,43 ± 0,54	19,00	0,392
SMA	41.423.750 ± 10.673.750	50.098.437,5 ± 3.336.552,16	23,00	0,510
SBO	31.220.000 ± 9.912.500	44.990.469 ± 3.350.118,9	17,00	0,272
SEM	0	517.734,37 ± 192.090,42	21,00	0,333
BMB	293.028,18 ± 90.043,63	241.890,52 ± 14.884,76	21,00	0,421
BMA	0	1.849,24 ± 665,19	21,00	0,333
BBA	0	171.907 ± 648,15	21,00	0,333

Tabla 66. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por Halcón peregrino en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
Halcón peregrino				
constante	-23,20	13,29	3,04	0,081
Diferencia de pendiente (DP)	0,405	0,246	2,71	0,100

Tabla 67. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de Halcón peregrino en Ourense en la retícula de 10X10 km.*

El modelo final obtenido incluyó únicamente una variable con valor positivo, la Diferencia de pendiente (DP) (Tablas 6, 67 y 68). Pronosticó correctamente un 94,1% y explicó un 46% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,46).

Especie	Y	χ^2	P
Halcón peregrino	23,20-0,405DP	0,29	1.000

Tabla 68. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para el Halcón peregrino en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Análisis a partir de la abundancia.

El mejor ajuste se obtuvo para la Diferencia de pendiente con signo positivo (Tabla 7).

4. 2. Relaciones de la riqueza específica de falconiformes con el hábitat.

4.2.1. LIC Baixa-Limia.

El modelo basado en el número de especies detectadas por cuadrícula de 2 x 2 incluyó la Diferencia de pendiente con valor negativo (Tabla 69). El modelo explicó sólo un 3,3% de la varianza (R^2 corregida) de la riqueza.

Variable	Coeff.	T	P
Const.	5,817	6,845	0,000
Diferencia de pendiente (DP)	$-4{,}905 \times 10^{-2}$	-2,031	0,045
$R^2 = 0{,}033$	E.T. = 2,12	F = 4,124	P = 0,045

Tabla 69. *Coeficientes de regresión descriptores de la Regresión Lineal Múltiple para la riqueza de falconiformes en la cuadrícula de 2 x 2 km del LIC Baixa-Limia.*

4.2.2. Ourense.

A esta escala de análisis las variables incluidas en el modelo fueron la Superficie de bosque con signo negativo y la Diferencia de pendiente con signo positivo (Tabla 70).
El modelo explicó un30,8 % de la varianza (R^2 corregida) de la riqueza.

Variable	Coeff.	T	P
Const.	2,384	2,159	0,039
Superficie de bosque (SBO)	$-2{,}874 \times 10^{-8}$	-2,793	0,009
Diferencia de pendiente (DP)	$6{,}085 \times 10^{-2}$	2,750	0,010
$R^2 = 0{,}308$	E.T.=1,109	F = 8,332	P = 0,001

Tabla 70. *Coeficientes de regresión descriptores de la Regresión Lineal Múltiple para la riqueza de falconiformes en la cuadrícula de 10 x 10 km de la provincia de Ourense.*

5. DISCUSIÓN

En las falconiformes las relaciones intra e interespecíficas, al igual que la presión humana, los aspectos climáticos y la persecución directa (venenos, caza, expolios, etc), pueden condicionar la distribución y abundancia de sus poblaciones (NEWTON, 1998). Algunos de estos factores en ocasiones son muy impredecibles y de difícil cuantificación, por lo que su uso en análisis estadísticos de selección de hábitat ha de hacerse con precaución (FIELDING & HAWORTH, 1995; MORRISON *et al*., 1998).

A pesar de estos importantes condicionantes, es posible generar modelos y establecer patrones de selección de hábitat y asociar la presencia y abundancia con diferentes variables ambientales (BUCKLAND & ELSTON; 1993; MORRISON *et al*., 1998). Establecer cuál de las variables independientes de un modelo de regresión es la más importante para predecir la presencia o abundancia no es inmediato, pues la cantidad de variabilidad explicada por una variable depende del número de otras variables y su correlación (GIBBONS *et al*., 1994; AUSTIN *et al*., 1996; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999).

En el presente estudio, en las variables independientes no fue incluida la disponibilidad de presas, la cual podría condicionar la distribución y abundancia de las falconiformes (STEENHOF *et al*., 1988; GRAHAM *et al*., 1995; BUSTAMANTE *et al*., 1997; STEENHOF *et al*., 1997; PEDRINI & SERGIO, 2002, entre otros). Su no inclusión se debió fundamentalmente a las dificultades de su muestreo y a las dificultades existentes para relaccionar abundancia de presas con las de predadores (STEENHOF & KOCHERT, 1988; SUTHERLAND, 1997; MORRISON *et al*., 1998). La mayoría de los modelos depredador-presa asumen una relación directa entre las densidades de presas y su captura, pero ésta parece a menudo inapropiada para la mayoría de las falconiformes, ya que la capturabilidad varía en función del tipo de hábitat (PRESTON, 1990; MADDERS, 2000; SIMMONS, 2000; THIRGOOD *et al*., 2003; entre otros). Para predecir mejor la distribución y abundancia de falconiformes parece más adecuado incluir variables como la estructura de la vegetación y relacionar ésta con la disponibilidad de presas y su accesibilidad para las aves (JANES, 1985; PRESTON, 1990; BEIER & DRENNAN, 1997; SIMMONS, 2000).

Tampoco se han incluido en el presente estudio variables que puedan corregir los efectos espaciales derivados de la vecindad de los individuos detectados, al existir barreras geográficas y factores de origen antrópico que limitan la distribución específica. La probabilidad de encontrar un organismo en un lugar no es independiente de encontrar individuos en lugares vecinos o próximos (AUGUSTIN *et al*., 1996). No obstante, como ya han sugerido otros autores (ver BUSTAMANTE & SEOANE, 2004), debido a su movilidad la distribución de las falconiformes estaría menos influenciada por medidas locales del hábitat que la de otros grupos animales.

5.1. Análisis específico.

Abejero europeo.

A ambas escalas el factor que determinó su presencia fue la existencia de masas arboladas, hecho explicable en función de la dependencia del bosque para nidificar (CRAMP & SIMMONS, 1980; DÍAZ *et al*., 1996; KOSTRZEWA, 1996; SELAS, 1997). Aunque puede ocupar todo tipo de masas boscosas, presenta preferencia por las frondosas (DÍAZ *et al*., 1996), si bien aquí no pudo ser evaluado este aspecto.

A pesar de la dependencia por ambientes forestales para nidificar, sus relaciones con el hábitat parecen no restringirse únicamente a masas arbóreas homogéneas y la fragmentación del hábitat no parece afectarle (STEINER, 2000). Emplea bosques intercalados con áreas abiertas para la búsqueda de alimento (DIAZ *et al*., 1996). Incluso se ha documentado su predilección por áreas humanizadas, quizás para evitar la depredación y competencia por parte de otras falconiformes forestales como el Azor común (KOSTRZEWA, 1996).

Milano negro.

Aunque su hábitat de nidificación está ligado a arboledas, sus áreas de campeo y hábitats de caza pueden ocupar otro tipo de hábitats, incluidos los muy humanizados (DÍAZ *et al*., 1996; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004; SERGIO *et al*., 2003). A escala del LIC presentó predilección por áreas de monte bajo cercanas a embalses, variables que seleccionó tanto a partir de datos de distribución como del ICC. La asociación positiva hacia las áreas con mayor longitud de pistas y carreteras no tiene una explicación biológica clara, aunque tampoco contradice las preferencias antropófilas de la especie. Dados sus hábitos carroñeros podría manifestar tendencia a sobrevolar bordes de carreteras, tanto por la probabilidad encontrar carroña como por ser zonas con fisonomía de vegetación más adecuada para cazar.

A escala provincial su abundancia mostró una fuerte respuesta positiva a áreas de vegetación abierta cercanas a embalses y áreas de ecotono entre bosque y matorral, hábitats que emplea en la búsqueda de alimento (DÍAZ *et al*., 1996; BLANCO & VIÑUELA, 2003; SERGIO *et al*., 2003). Mostró respuesta positiva por áreas con diferencia de pendientes, que podría deberse a su detección en zonas de cortados fluviales, caracterizadas por fuerte desnivel, con áreas de penillanura en la zona alta.

Los resultados obtenidos parecen coincidir con lo expuesto por BUSTAMANTE & SEOANE (2001, 2004), quienes obtuvieron para áreas de Andalucía occidental altas tasas de clasificación correcta final para los modelos, con combinación de variables topográficas y de usos del suelo. Los modelos obtenidos parecen fáciles de interpretar desde un punto de vista

ecológico, aunque los obtenidos a partir de la abundancia pudieran estar influenciados por su tendencia agregativa (CRAMP & SIMMONS, 1980; SERGIO *et al*., 2003).

Culebrera europea.

Se trata de una rapaz de hábitos forestales, aunque con gran flexibilidad a la hora de seleccionar el hábitat de nidificación (DÍAZ *et al*., 1996), para la que no se pudo establecer ninguna relación con las variables de hábitat a las dos escalas analizadas, tanto empleando la distribución y abundancia como el ICC. La abundancia y distribución de la Culebrera están principalmente ligadas a la búsqueda de alimento (SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999). Sus hábitats de caza parecen más asociados a factores relacionados con la estructura de la vegetación que con la disponibilidad de presas (BAKALOUDIS *et al*., 1998), habiéndose sugerido distribuciones contagiosas (BUSTAMANTE & SEOANE, 2004). En el sureste de la península Ibérica se ha puesto de manifiesto su asociación con las superficies de ecotono, pinares-matorrales-cultivos extensivos, sobre todo a gran escala (CAMPION, 1996; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999).

Aguilucho pálido.

A las dos escalas analizadas presentó una fuerte tendencia a ocupar las zonas de mayor altitud, con relieve suave y dominadas por formaciones de matorral, en buen estado de conservación, de *Erica* sp. y *Ulex* sp. (DÍAZ *et al*., 1996). A pequeña escala seleccionó igualmente áreas de escasa presencia humana, evitando las depresiones fluviales y las zonas de mayor cubierta arbórea. (TAPIA *et al*., 2004). Aparentemente no mostró una tendencia a ocupar hábitats heterogéneos, aunque su presencia pudo verse influida por la estructura de las formaciones de matorral, determinantes de la disponibilidad y accesibilidad de sus presas (MARTIN, 1987; PRESTON, 1990; MADDERS, 2000; SIMMONS, 2000).

Aguilucho cenizo

A ambas escalas mostró preferencia por las formaciones arbustivas de *Erica* sp.*, Ulex* sp.*, Cytisus* sp. y pastizales, al igual que en gran parte del noroeste peninsular (VÁZQUEZ-PUMARIÑO, 1995) ante la falta de grandes extensiones de cultivos de cereal. También mostró tendencia a ocupar las zonas de mayor altitud, aunque ésta parece ser menor que en el Aguilucho pálido (PENAS-PATIÑO, 1995; NERCELLAS & TABOADA, 2003; TAPIA *et al*., 2004).

Selección de hábitat de ambas especies de Aguiluchos a pequeña escala a partir de su distribución.

Para ambas especies de aguiluchos simultáneamente, los modelos logísticos incluyeron sólo la altura mínima. Esto sugiere que la conservación de las poblaciones de aguiluchos en la Baixa-Limia y otras áreas montanas de Galicia implica preservar en buen estado las formaciones de matorral atlántico por encima de la cota de 800 m. Gran parte de la población del NO ibérico depende de este hábitat, lo que unido al declive de muchas otras poblaciones europeas (ETHERIDGE & HUSTINGS, 1997; KROGULEC, 1997) justifica la necesidad de un manejo del medio compatible con la viabilidad de estas especies.

Al igual que en otras poblaciones ibéricas, la estructura del hábitat podría ser un factor importante en su selección, jugando la abundancia de presas una importancia variable en función de la escala de análisis empleada (ARROYO *et al*., 2002; MARTÍNEZ *et al*., 2003a).

Azor común.

Tan sólo se pudieron establecer relaciones con el hábitat a escala del LIC. La superficie forestal fue la variable que determinó en mayor medida la presencia de la rapaz, aunque la respuesta fue bastante débil. Su ICC se vio determinado por dos variables topográficas, estableciendo una preferencia por áreas escarpadas ya apuntada anteriormente (SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999) y de baja altitud. La respuesta positiva hacia las áreas de ecotono entre embalse y bosque pudo deberse a la presencia de masas forestales de buenas características estructurales para la nidificación, en contacto con los embalses presentes en el LIC Baixa-Limia.

El Azor común es una rapaz eminentemente forestal. En gran parte de su área de distribución, como sucede en Norteamérica, es escasa y está adaptada a bosques primarios (REYNOLDS *et al*., 1992; SIDERS & KENNEDY, 1996). Por el contrario, en Europa se ha comprobado una adaptación a los ecosistemas deforestados, sobre todo como territorios de caza (KENWARD, 1996; PETTY, 1998), lo que parece determinar que la asociación observada con el bosque no sea tan intensa como cabría esperar. Sin embargo, a nivel de selección de microhábitat son las características estructurales de las masas boscosas, como ocurre con otras especies de aves (EDWARDS *et al*., 1996), las que más condicionan su presencia o abundancia. Muestra preferencia hacia masas forestales maduras para ubicar el nido (MAÑOSA, 1993; PENTERIANI & FAIVRE, 1997b; WIDEN, 1997), aunque sus áreas de campeo requieren zonas más abiertas, cuya conservación es también fundamental para un manejo efectivo de sus poblaciones (BEIER & DRENNAN, 1997).

Gavilán común.

Al igual que en la especie anterior, dados sus hábitos y difícil detección no fue posible establecer modelo alguno de selección de hábitat a gran escala.

A pequeña escala sólo fue posible establecer una respuesta, aunque débil, a las áreas de ecotono entre bosque y matorral, lo cual parece acorde con sus requerimientos de hábitat (NEWTON, 1986; MAÑOSA, 1997).

Su ICC mostró una respuesta negativa, al igual que en el Azor, a las áreas de elevada altitud media lo que estaría determinado por la escasez de masas forestales en las partes altas. No obstante esta rapaz acostumbra a nidificar en áreas de bosque montano, aunque sean de reducidas dimensiones (NEWTON, 1986; VERDEJO, 1991; DIAZ *et al*., 1996), seleccionando positivamente los bosques de mediana edad y pudiendo beneficiarse de prácticas silvícolas (SELAS & RAFOSS, 1999).

Parece preferir formaciones densas, posiblemente para reducir la predación por parte de especies forestales mayores como el Azor común (NEWTON, 1986; NEWTON, 1996) y como respuesta a las mejores condiciones para la caza y disponibilidad de alimento (SELAS & RAFOSS, 1999).

Busardo ratonero.

Los estudios de hábitat se han centrado fundamentalmente en aspectos relacionados con las características de microhábitat de nidificación (HUBERT, 1993; CERASOLI & PENTERIANI, 1996; SERGIO *et al*., 2002). Aunque requiere generalmente árboles maduros, se comporta como una rapaz bastante plástica a la hora de seleccionar tamaños y especies arbóreas (HUBERT, 1993; SIDERS & KENNEDY, 1996). Tanto para su distribución como para su ICC a escala del LIC, mostró mayor preferencia hacia las áreas boscosas y áreas de ecotono de bosque y matorral, de forma similar a otras zonas estudiadas (PENTERIANI & FAIVRE, 1997a; PETTY, 1998). Puede nidificar en bosques, incluso de pequeñas dimensiones, con áreas abiertas cercanas con alta disponibilidad de presas (GIBBONS *et al*., 1994; AUSTIN & HOUSTON, 1997; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999).

A gran escala, las variables ambientales que más explicaron su presencia o abundancia están relacionadas con medios abiertos, como es la superficie de matorral y las áreas de borde entre matorral y embalses. En este tipo de ambientes esta rapaz acostumbra a cazar, por lo que a esta escala de análisis parece que la búsqueda de alimento parece determinar en mayor medida su abundancia, por delante de los sustratos de nidificación. No obstante, esta asociación podría deberse a la mayor detectabilidad de la falconiforme en medios abiertos. Los modelos obtenidos son fácilmente interpretables desde un punto de vista ecológico y similares a los obtenidos en

otros estudios en el sur de la península y norte de Europa (AUSTIN *et al*., 1996; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004).

Águila real.

A pesar de sus hábitos rupícolas a la hora de nidificar (DONÁZAR *et al.,* 1989; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999), presenta extensos territorios que incluyen grandes áreas abiertas (WATSON, 1997). La variable para la que se obtuvo respuesta positiva a la escala del LIC, tanto para su presencia como para el ICC, fue la superficie de matorral. La inclusión de esta variable se explica por la necesidad de ambientes abiertos para cazar (MARZLUFF *et al*., 1997; WATSON, 1997; CARRETE *et al*., 2000).

La tendencia a ocupar zonas de baja altitud y elevada pendiente en el modelo obtenido a gran escala responde a su detección en áreas de depresiones y cañones fluviales (La selección de hábitat de esta falconiforme es tratada en detalle en el Capítulo 7).

Aguililla Calzada.

Se trata de una especie forestal, aunque en su hábitat precisa de áreas con presencia de claros y zonas desarboladas donde poder cazar (DIAZ *et al*., 1996). A escalas grandes parece favorecida por los mosaicos paisajísticos (SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; MARTÍNEZ *et al*., 2001), lo que pone de manifiesto la importancia de la caracterización y descripción, no sólo de los hábitats de nidificación, sino también de los que usa para la búsqueda de alimento.

En Ourense su presencia se vio asociada a zonas con importantes diferencias de pendiente, lo que pudiera reflejar indirectamente la preferencia por hábitats heterogéneos. La relación negativa con la pendiente máxima no tiene una interpretación clara, aunque dado lo limitado de la muestra podría ser espúrea.

Águila-azor perdicera.

Sólo se observó en el LIC Baixa-Limia (ver capítulo 3).

Al poseer grandes dominios vitales y no haberse encontrado nido alguno en el LIC, la información corresponde a observaciones aisladas que estarían reflejando principalmente las características del hábitat de caza. No obstante, lo exiguo de su población y estatus incierto impiden extraer conclusiones definitivas.

Mediante el análisis de presencia/ausencia no se apreció ninguna relación con las variables ambientales seleccionadas, lo que en cierta medida concuerda con los resultados obtenidos en el sureste peninsular (SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999). En esta zona, la respuesta a las

variables utilizadas fue muy débil y con escaso poder predictivo, siendo la persecución humana y su rarefacción más que las propias características estructurales del hábitat lo que más influyó en su distribución y abundancia (SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999).

A partir de los datos del ICC se obtuvo una respuesta positiva a las zonas más escarpadas y abruptas del LIC, donde se dan las mejores condiciones de hábitat. Estas áreas presentan escasos asentamientos humanos, pero numerosas pistas de tierra. La relación con esta variable pudiera ser espúrea, aunque también pudiera reflejar la tolerancia que presenta a ocupar zonas humanizadas a la hora de conseguir su alimento (MAÑOSA, *et al.,* 1998; REAL en SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999).

Cernícalo vulgar.

A pesar de ser abundante y de amplia distribución en el Paleártico, los estudios específicos de hábitat son escasos, tanto a nivel europeo como de la península Ibérica, centrándose más en la alimentación, demografía o biología de la reproducción (VEIGA, 1985; VILLAGE, 1990; KOSTRZEWA & KOSTRZEWA, 1994). A escala del LIC, a partir de los datos de distribución, tan sólo se ha obtenido una respuesta negativa a los núcleos de población humanos. Esta tendencia observada pudo deberse a su mayor presencia en las áreas más montanas y con escasez de núcleos habitados.

A gran escala, a partir de los datos de distribución y abundancia también se obtuvo una respuesta negativa para esta misma variable. Esto podría deberse a la tendencia a concentrarse en áreas montanas las cuales presentan una escasa superficie arbórea y poca presencia de núcleos habitados, como es el caso de las zonas altas del Macizo Central (ver Capítulo 2), donde se dan altas concentraciones de presas (ortópteros fundamentalmente) (Obs. Pers.). También a escala provincial, a partir de los datos de abundancia, mostró tendencia a rehuir de las áreas boscosas, acorde con su preferencia por terrenos abiertos (DE JUANA, 1989; MARTÍNEZ, 2003).

A pequeña escala mostró preferencia por las zonas más elevadas, explicable por su tendencia a concentrarse en medios montanos, aprovechando la gran disponibilidad de presas. También en el área del LIC su ICC tuvo una respuesta positiva hacia las áreas de contacto entre embalse y matorral, hecho que vendría determinado por un elevado ICC en las áreas abiertas limítrofes con los embalses, que esta rapaz utiliza frecuentemente como cazaderos.

Alcotán europeo.

Ocupa gran variedad de hábitats arbolados, con suficiente disponibilidad de nidos y alimento (DE JUANA, 1989; CHAPMAN, 1999; SERGIO & BOGLIANI, 1999; PALACÍN, 2003).

En el presente estudio los únicos modelos obtenidos fueron a pequeña escala, ya que a gran escala se observó raramente. Se obtuvo respuesta a la longitud de carreteras y de pistas, la cual no presenta *a priori* ningún significado biológico.

En cuanto a los datos de distribución, seleccionó principalmente áreas de escasa pendiente, condicionado este aspecto por su mayor presencia en los páramos montanos del sector norte del área de estudio, donde existe un hábitat muy adecuado con áreas abiertas de brezal y bosques cerrados de *Pinus sylvestris* (CHAPMAN, 1999). El otro medio donde resultó más habitual fueron las áreas de borde entre los embalses y las masas forestales, lo que responde con los requerimientos de lugares para nidificar (disponibilidad de nidos de Córvidos) y disponibilidad de presas en el embalse (presencia abundante de insectos voladores acuáticos como Odonatos).

A partir de los datos de ICC mostró el mismo patrón de selección de hábitat señalado para su distribución, junto con una respuesta negativa hacia las áreas de borde entre embalse y matorral, cuya inclusión no parece presentar demasiada consistencia biológica.

Halcón peregrino.

Se trata de rapaz de amplia distribución mundial, de la que no existen demasiados estudios acerca de sus preferencias de hábitat, siendo sin embargo mucho más numerosas las referencias a aspectos relacionados con la reproducción o la alimentación (RATCLIFFE, 1993). Su abundancia parece determinada por la cantidad y naturaleza de los cantiles (HEREDIA *et al*., 1988; DONÁZAR *et al*., 1989; GAINZARAIN *et al*., 2002), pudiendo incluso ocupar áreas urbanas (CADE *et al*., 1996).

En ambas escalas de análisis tanto para los datos de distribución como de abundancia mostró principalmente respuestas hacia las variables relacionadas con la pendiente y disponibilidad de cortados rocosos, al igual que se ha puesto de manifiesto en otros estudios (SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; ZUBEROGOITIA *et al*., 2003).

También se ha encontrado a pequeña escala una respuesta positiva a las áreas de matorral y negativa hacia las áreas de ecotono entre matorral y bosque. Este aspecto podría deberse a las preferencias que presenta en general por las áreas abiertas y la respuesta negativa hacia las zonas más forestadas (ZUBEROGOITIA *et al*., 2003). La inexistencia de relaciones positivas con las fronteras entre medios apuntada por SÁNCHEZ-ZAPATA (1999) para el

sureste peninsular pudiera deberse a las propias limitaciones en la diversidad de medios presentes en el LIC y el haber considerado grandes unidades (ver apartado 3.1.2).

5.2. Respuesta de la riqueza a dos escalas espaciales.

Las características ecoetológicas y las diferentes historias evolutivas de las falconiformes (DEL HOYO *et al*., 1994) determinan las diferentes percepciones que éstas tienen sobre las diferentes características de los hábitats y asociaciones de estos. Así, una determinada especie percibirá el hábitat de diferente modo en función de la escala que se considere (WIENS *et al*., 1987; WIENS, 1989; GASTON & LAWTON, 1990; LEVIN, 1992).

Dados los diferentes requerimientos de hábitat, modelizar la riqueza en una determinada área en función de las características ambientales no parece fácil, pudiendo aparecer relaciones de difícil interpretación biológica. No obstante, sí pueden extraerse determinadas pautas y patrones de uso generalizables a la mayor parte del grupo, relativas a la idoneidad de las áreas de caza (JANES, 1985).

En el caso del LIC Baixa-Limia el modelo incluyó la Diferencia de pendiente (DP) con signo negativo. La respuesta de la riqueza a esta variable, aunque muy débil, pudo responder al mayor número de especies detectadas en las áreas de matorral del sector norte. Esta zona está dominada por relieves suaves de altiplanicie, idóneos para muchas falconiformes (Aguilucho pálido, Aguilucho cenizo, Azor común, Busardo ratonero, Águila real, Cernícalo vulgar, etc..).

En lo referente a la provincia de Ourense, la respuesta negativa a la superficie de bosque se debió posiblemente a las limitaciones de la modalidad de censo empleada, ya que se observó un mayor número de especies en áreas con mayor falta de cobertura arbórea, donde la visibilidad era mayor.

La inclusión de la diferencia de pendiente con signo positivo puede presentar bastante consistencia biológica a la escala considerada, ya que muchas especies gustan de ocupar gran diversidad de hábitats, entre ellos los referidos a la heterogeneidad del relieve, con presencia de cortados rocosos en ocasiones asociados a masas boscosas bien conservadas, muy inaccesibles, y zonas de relieve suave habitualmente utilizadas como cazaderos.

5.3. Limitaciones de los modelos en función del método de censo empleado.

Los resultados parecen sugerir que los patrones de selección de hábitat obtenidos a partir de los datos de distribución y abundancia se ajustan a las necesidades de hábitat de las falconiformes a las dos escalas analizadas.

El ajuste de los modelos obtenidos en las dos escalas de análisis fue variable y vendría determinado por la diferentes metodologías de censo empleadas en ambas, por la diferente

detectabilidad y hábitos específicos, por la escala y el tamaño de retícula considerado, así como por la calidad y definición de la cartografía digital empleada.

Además de la intensidad de muestreo, la habilidad para detectar la heterogeneidad del medio depende de la escala a la que se consideren las medidas de las variables ambientales, mientras que la habilidad de los organismos a responder a los diferentes medios depende de cómo ellos perciben los diferentes hábitats (WIENS, 1989; MARTÍNEZ *et al*., 2003a).

Los modelos de selección de hábitat presentan limitaciones (SEOANE & BUSTAMANTE, 2001) y han sido cuestionados por diferentes autores (FIELDING & HAWORTH, 1995). Es importante en estudios de esta naturaleza distinguir las ausencias reales de las falsas ausencias o ausencias aparentes, que podrían llevar a un registro negativo (ver HIRZEL *et al*., 2002). Esto obligaría a realizar estudios exhaustivos y sistemáticos para poder afirmar con relativa certeza que la no detección fue causada por ausencia real. A pesar de esto, las técnicas estadísticas clásicas utilizadas para estos análisis (análisis de regresión logística y regresión múltiple) requieren de registros de ausencias y presencias reales para identificar hábitats idóneos y no idóneos. Algunos autores han puesto de manifiesto la conveniencia de paliar este problema prospectando y muestreando todas las unidades de muestreo, infiriendo de este modo relaciones más precisas de la distribución específica con las diferentes variables ambientales (BUCKLAND & ELSTON, 1993). Por este motivo, los modelos obtenidos en el muestreo a pequeña escala (LIC Baixa-Limia) debieran de ser potencialmente más fiables, sobre todo con las especies más escasas y menos detectables (EDWARDS *et al*., 1996), que los realizados a gran escala (Ourense), donde no fue muestreada toda la provincia.

La utilización de un atlas de rapaces nificantes como fuente de información en el LIC Baixa-Limia, permitió obtener relaciones más finas de las aves con las características del hábitat de nidificación a nivel de macrohábitat (OSBORNE & TIGAR, 1992; MORRISON *et al*., 1998; TOBALSKE & TOBALSKE, 1999; MARTÍNEZ *et al*., 2003a, b).

El método de censo utilizado a escala provincial presentó una escasa fiabilidad para detectar cría de especies forestales de hábitos discretos y huidizos, como el Azor y Gavilán, o de otras muy escasas (Águila real, Águila-azor perdicera), al obtener tamaños muestrales muy bajos. Para éstas, se considera más conveniente emplear métodos intensivos de muestreo como los efectuados para el LIC o el utilizado para el Águila real (ver Capítulo 7). Mediante los recorridos en automóvil no se han tenido en cuenta aspectos reproductivos, tan sólo presencia/ausencia y abundancia como variables dependientes. Por ello, los patrones de selección de hábitat pudieran estar reflejando aspectos más relacionados con hábitats de áreas de campeo, ya que en la mayoría de los casos las observaciones correspondieron a individuos cazando. Este aspecto tendría más relevancia en las especies con dominios vitales mayores, donde las relaciones con el hábitat a la escala empleada reflejarían mejor sus necesidades de hábitat.

La Teoría de la Selección de Hábitat (ROSENZWEIG, 1985; MORRISON *et al*., 1998) predice que los individuos seleccionarán el hábitat en el cual maximicen su "*fitness"* y usarán más un determinado medio si es más rentable energéticamente (BUSTAMANTE *et al*., 1997). Diversos autores han puesto de manifiesto las relaciones entre la disponibilidad de hábitat y la abundancia y distribución (VENIER & FAHRIG, 1996, entre otros). No obstante, la utilización de los datos de abundancia y distribución para inferir relaciones de una determinada especie con las características del hábitat deben ser tomadas con prudencia, ya que en ocasiones pueden reflejar de un modo engañoso la idoneidad del hábitat y la capacidad de carga real del medio (VAN HORNE, 1983; HOBBS & HANLEY, 1990; BEUTEL *et al*., 1999; BEETON, 1999).

La persecución humana directa sobre las falconiformes (caza, expolios, envenenamientos) puede influir en su distribución o abundancia (NEWTON, 1979, 1998). Por este motivo, los modelos de selección de hábitat a menudo están sesgados y no reflejan plenamente la potencialidad de un determinado hábitat, ya que no incorporan este factor que habitualmente es de difícil cuantificación (MORRISON *et al*., 1998).

5.4. Conservación.

Las rapaces diurnas suelen ser especies escasas, lo que las hace especialmente sensibles a cambios ambientales y a la persecución humana (NEWTON, 1979). La provincia de Ourense presenta la comunidad de falconiformes más rica de Galicia y mantiene una importante representación de las especies presentes en la península Ibérica, aunque algunas poblaciones se encuentran en una situación desfavorable. Entre las causas que han conducido al actual panorama, destacan la destrucción del hábitat y la persecución directa, que han incidido en mayor medida sobre las especies más exigentes.

En Ourense la intensificación agraria ha sido sólo notable en algunas zonas, como la llevada a cabo durante la segunda mitad del siglo XX en la comarca de "A Limia", lo que ha provocado el empobrecimiento de su avifauna (VILLARINO *et al*., 2002; GONZÁLEZ & VILLARINO, 2003). En la mayor parte de la provincia la Política Agraria Comunitaria (PAC) desarrollada ha sido de abandono de los cultivos tradicionales menos intensivos y la reforestación, bien por actuación humana, desintegradora de los sistemas productivos tradicionales, o por recolonización natural del propio bosque, propiciada por el paulatino abandono rural iniciado en la década de 1970. Este abandono de las prácticas agroganaderas tradicionales ha supuesto un revés para las estrategias de conservación de algunas falconiformes, como en gran parte de la Europa mediterránea (DONÁZAR *et al*., 1993; DONÁZAR *et al*., 1996; TUCKER & EVANS, 1997; TELLA *et al*., 1998; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; DE LA CONCHA, 2002). Sin embargo, han podido favorecer a algunas especies forestales y perjudicar a las más ligadas a los mosaicos paisajísticos (SÁNCHEZ-

ZAPATA, 1999).

En Ourense, al igual que en el resto de Galicia, actualmente se está desarrollando por parte de la Administración una extraña política, disfrazada de progreso, reflejada en que, paralelamente al abandono rural y de las prácticas agroganaderas tradicionales, se están desarrollando infraestructuras de escala impropia para la región. En algunos casos esto se produce en áreas en proceso de abandono, donde la optimización de la producción y las supuestas mejoras en la calidad de vida de la población humana justifican las actuaciones. Sería necesario una reorientación y reforma de la PAC (DE LA CONCHA, 2002), un cambio de actitud por parte de la Administración para corregir la actual situación de degradación de los hábitats naturales presentes en Ourense, en particular, y en toda Galicia, en general.

Otro problema con el que se enfrentan las poblaciones de falconiformes en Ourense es el de la persecución directa. Las campañas de envenenamiento sistemático, desarrolladas en gran parte del siglo XX y recrudecidas a nivel peninsular en los últimos años (HERNÁNDEZ, 2003), han puesto en jaque a muchas especies de hábitos necrófagos. El endurecimiento y la aplicación de las leyes es fundamental para evitar esta situación (AYERZA & CANO, 2003). Igualmente la caza ilegal continúa siendo una de las principales causas de mortandad, al igual que en el resto de Galicia, alcanzando porcentajes de casi un 40% de los ejemplares que recaban en los centros de recuperación de la Administración (BARREIRO, 2001).

Otro problema que parece tener una incidencia notable es la electrocución en los postes eléctricos, con un porcentaje de aves recogidas en los centros de recuperación superior al 20% (BARREIRO, 2001). El hecho de que la electrocución provoque una mortandad muy elevada (FERRER & JANSS, 1999), indica que el porcentaje de rapaces muertas por esta causa pudiera ser muy superior a nivel gallego, donde apenas existen estudios sobre la incidencia de este tipo de infraestructuras.

En el caso de las rapaces diurnas, el establecimiento de áreas protegidas no garantiza el mantenimiento de sus poblaciones a largo plazo, pues el tamaño de estas zonas es generalmente demasiado pequeño para evitar fenómenos estocásticos y suprimir la influencia de la alteración de los hábitats periféricos sobre los hábitats del interior de la reserva. En segundo lugar, muchas especies están presentes en hábitats seminaturales, cuyo mantenimiento depende del manejo tradicional de dichos hábitats más que de una protección estricta. En tercer lugar, las falconiformes presentan una gran movilidad a lo largo de su ciclo vital, por lo que la protección de áreas concretas puede no garantizar su conservación (ver TUCKER & EVANS, 1997; MARTÍNEZ *et al*., 2003b). Una gestión adecuada implicaría tanto la conservación de los hábitats de nidificación a nivel de microhábitat como de macrohábitat. Una correcta planificación y ordenación del territorio, por otro lado muy deficiente en Galicia, se hace totalmente imprescindible para garantizar la supervivencia de las especies más exigentes en cuanto a sus requerimientos de hábitat. Igualmente fundamental para la conservación de las

falconiformes en Ourense sería la mejora en la red de espacios protegidos. En este sentido, destacar que algunas de las áreas propuestas por la Xunta de Galicia para su inclusión en la Red Natura 2000 presentan gran valor para las poblaciones de rapaces diurnas, caso del Cañón del río Sil, Macizo Central o Pena Trevinca (XUNTA DE GALICIA, 2002).

En cuanto a las líneas de investigación a realizar a medio y largo plazo figurarían las de selección de hábitat por parte de individuos, con modelos basados en comparaciones entre hábitats utilizados y hábitats disponibles (JONES, 2001). En el caso de las especies más amenazadas, sería fundamental la potenciación de la investigación como base para elaborar planes de recuperación, manteniendo un programa anual de seguimiento de su estatus y reproducción.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

6. BIBLIOGRAFÍA

ANDERSON, S. H. & GUTZWILLER, K. J. 1994. Habitat evaluation methods. En, T. A. Bookhout (Ed.) *Research and management techniques for wildlife and habitats*, pp. 254-271. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland.

ARROYO, B.; GARCÍA, J. T. & BRETAGNOLLE, V. 2002. Conservation of the Montagu´s harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation*, 5 (4): 283-290.

AUGUSTIN, N. H.; MUGGLESTONE, M. A. & BUCKLAND, S. T. 1996. An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology*, 33, 339-347.

AUSTIN, G.E. & HOUSTON, D.C. 1997. The breeding perfomance of the Buzzard *Buteo buteo* in Argyll, Scotland and a comparison with other areas in Britain. *Bird Study,* 44: 146-154.

AUSTIN, G.E.; THOMAS, C.J.; HOUSTON, D.C & THOMPSON, D.B.A. 1996. Predicting the spatial distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting areas using a Geographical Information System and remote sensing. *Journal of Applied Ecology*, 61: 1541-1550.

AYERZA, P. & CANO, C. 2003. Alternativas a la ineficacia penal contra el veneno. *Quercus*, 206: 64-65.

BAKALOUDIS, D. E.; VLACHOS, C. G. & HOLLOWAY, G. J. 1998. Habitat use by Short-toed eagles *Circaetus gallicus* and their reptilian prey during the breeding season in Dadia Forest (north-eastern Greece). *Journal of Applied Ecology,* 35: 821-828.

BARREIRO, G. 2001. *Helmintofauna de las aves rapaces de Galicia*. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

BEIER, P. & DRENNAN, J. E. 1997. Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks. *Ecological Applications,* 7 (2): 564-571.

BEUTEL, T, S.; BEETON, R, J. & BAXTER, G, S. 1999. Building better wildlife-habitat models. *Ecography*, 22 (2): 219-223.

BEVERS, M. & FLATHER, C. H. 1999. The distribution and abundance of populations limited at multiple spatial scales. *Journal of Animal Ecology,* 68: 976-987.

BIBBY, C.J., BURGESS, N.D & HILL, D.A. 1992. *Bird Census Techniques.* Academic Press, London.

BLANCO, G. & VIÑUELA, J. 2003. Milano Negro, *Milvus migrans.* En, R. Martí & J. C. del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp.160-161. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

BOSAKOWSKI, T. & SPEISER, R. 1994. Macrohabitat selection by nesting Northern Goshawks: implications for managing eastern forests. *Studies in Avian Biology,* 16: 46-49.

BUCKLAND, S. T. & ELSTON, D. A. 1993. Empirical models for spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology,* 30: 478-495.

BUSTAMANTE, J. 1997. Predictive models for Lesser kestrel (*Falco naumanni*) distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Cons*ervation, 80: 153-160.

BUSTAMANTE, J.; DONÁZAR, J. A.; HIRALDO, F.; CEBALLOS, O. & TRAVAINI, A. 1997. Differencial habitat selection by immature and adult Grey eagle-buzzards *Geranoaetus melanoleucus. Ibis*, 139: 322-330.

BUSTAMANTE, J. & SEAONE, J. 2001. Using Generalized Additive Models and GIS to predict habitat suitability for forest raptors in Souther Spain. *Abstracts of the 4th Eurasian Congress on Raptor,* pp. 32. Seville. Spain.

BUSTAMANTE, J. & SEOANE, J. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography*, 31: 295-306.

CADE, T. J.; MARTELL, M.; REDIG, P. SEPTON, G. A. & TORDOFF, H. B. 1996. Peregrine falcons in Urban North America. En, D. M. Bird; D. E. Varland & J. J. Negro (Eds.): *Raptors in Human Landscapes*, pp. 3-13. Academic Press, San Diego.

CAMPIÓN, D. 1996. La fragmentación de los ecosistemas mediterráneos y sus repercusiones en las rapaces. *Quercus*, 122: 22-24.

CARRASCAL, L. M. & LOBO, J. M. 2003. Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 651-668. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

CARRETE, M; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. & CALVO, J. F. 2000. Breeding densities and habitat attributes of Golden eagles in southeastern Spain. *Journal Raptor Research,* 34 (1): 48-52.

CERASOLI, M. & PENTERIANI, V. 1996. Nest-site and aerial meeting point selection by Common Buzzards (*Buteo buteo*) in Central Italy. *Journal Raptor Research,* 30 (3): 130-135.

CHAPMAN, A. 1999. *The Hobby.* Arlequin Press, Chelmsford.

CODY, M. L. 1985. *Habitat selection in birds.* Academic Press, Orlando.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (Eds.). 1980. *The Birds of the Western Palearctic, vol. III*. Oxford University Press, Oxford.

DE JUANA, F. 1989. Situación actual de las rapaces diurnas (Orden Falconiformes) en España. *Ecología,* 3: 237-292.

DE LA CONCHA, I. 2002. La nueva PAC debe contemplar más medidas para el desarrollo rural. *La Garcilla,* 113: 28-30.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (Eds.) 1994. *Handbook of the Birds of the World*. *Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl.* Lynx Edicions, Barcelona.

D.G.C.N. (Dirección General de Conservación de la Naturaleza). 2000. *Tercer Inventario Forestal Nacional (1.997-2.006): Galicia*.

DÍAZ, M.; ASENSIO, B. & TELLERÍA, J.L. 1996. *Aves Ibéricas I. No Paseriformes*. Ed. E.M.Reyero, Madrid.

DONALD, P, F & FULLER, R, J. 1998. Ornithological atlas data: a review of uses and limitations. *Bird Study*, 45: 129-145.

DONÁZAR, J. A.; CEBALLOS, O & FERNÁNDEZ, C. 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. En, B. U. Meyburg & R. C. Chancellor (Eds.): *Raptors in the Modern World,* pp. 545-551. WWGBP, London.

DONÁZAR, J. A.; HIRALDO, F. & BUSTAMANTE, J. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecol*ogy, 30: 504-514.

DONÁZAR, J. A.; NAVESO, M. A.; TELLA, J. L. & CAMPION, D. 1996. Extensive grazing and raptors in Spain. En, J. Pain & M. W. Pienkowski (Eds.): *Farming and birds in Europe*, pp. 117-149. Academic Press, London.

EDWARDS, T.D.; DESHLER, E.; FOSTER, D. & MOISEN, G. G. 1996. Adequancy of wildlife habitat relation models for estimating spatial distributions of terrestrial vertebrates. *Conservation Biology*, 10: 263-270.

ETHERIDGE, B. & HUNSTINGS, F. 1997. *Circus cyaneus*. En, W.J.M. Hagemeijer & M.J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance,* pp 148-149. T & A. D. Poyser, London.

FERRER, M. & JANSS, G. F. E. (Eds.) 1999. *Aves y líneas eléctricas, colisión, electrocución y nidificación*. Ed. Quercus, Madrid.

FIELDING, A. H. & HAWORTH, P. 1995. Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology*, 9 (6): 1466-1481.

FINN, S. P.; VARLAND, D. E. & MARZLUFF, J. M. 2002. Does Northern goshawk breeding occupancy vary with nest-stand characteristics on the Olympic Peninsula, Washington. *Journal Raptor Research,* 36 (4): 265-279.

FULLER, M. R. & MOSHER, J. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology*, 6: 235-246.

FULLER, M. R. & MOSHER, J. 1987. Raptor Survey Techniques. Washington. En, B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds): *Raptor management techniques manual*, pp. 37-66. National Wildlife Federation, Washington.

GAINZARAIN, J. A.; ARAMBARRI, R. & RODRÍGEZ, A. F. 2002. Population size and factors affecting the density of Peregrine Falco (*Falco peregrinus*) in Spain. *Ardeola,* 49 (1): 67-74.

GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. 2003a. Aguilucho pálido, *Circus cyaneus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 176-177. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. 2003b. Aguilucho cenizo, *Circus pygargus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 178-179 Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

GASTON, K. J. & LAWTON, J. H. 1990. Effects of scale and habitat on relationship between regional distribution and local abundance. *Oikos,* 58: 329-335.

GIBBONS, D.; GATES, S.; GREEN, R. E.; FULLER, R. J. & FULLER, R. M. 1994. Buzzards *Buteo buteo* and Ravens *Corvus corax* in the uplands of Britain: limits to distribution and abundance. *Ibis,* 137: S55-S84.

GIL-SÁNCHEZ, J. M.; MOLINO GARRIDO, F. & VALENZUELA SERRANO, S. 1996. Selección de hábitat de nidificación por el Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola*, 43 (2): 189-197

GONZÁLEZ, L. M., BUSTAMANTE, J. & HIRALDO, F. 1992. Nesting habitat selection by the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation,* 59: 45-50.

GONZÁLEZ, S. & VILLARINO, A. 2003. Impacto de las concentraciones parcelarias sobre la avifauna reproductora de la IBA ES008 "A Limia" Ourense. En, S. González (Coor.): *Actas do V Congreso Galego de Ornitología* , pp. 47-59. Sociedade Galega de Historia Natural, Santiago de Compostela.

GRAHAM, I. M.; REDPATH, S. M. & THIRGOOD, S. J. 1995. The diet and breeding density of Common buzzards *Buteo buteo* in relation to indices of prey abundance. *Bird Study,* 42: 165-173.

GRAHAM, R. T.; REYNOLDS, R. T.; REISER, M. H.; BASSETT, R. L. & BOYCE, D. A. 1994. Sustaining forest habitat for the northern goshawk: a question of scale. *Studies in Avian Biology*, 16: 12-17.

GUILLÉN, M. F. 1992. *Análisis de regresión múltiple*. Cuadernos metodológicos. CIS, Madrid.

HAGEMEIJER, E. J. M. & BLAIR, M. J. (Eds.). 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance*. T & A. D. Poyser, London.

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.H. Enderson; C.G. Thelander & C.M. White (Eds.)*: Peregine Falcon Population. Their Management and Recovery*, pp. 219-226. The Peregrine Fundation, Boise.

HERNÁNDEZ, 2003. El futuro del quebrantahuesos en los Pirineos. *Quercus*, 203: 24-29.

HIRZEL, A. H.; HAUSSER, J.; CHESSEL, D.; PERRIN, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data?. *Ecology*, 83 (7): 2027-2036.

HOBBS, N. T. & HANLEY, T. A. 1990. Habitat evaluation: do use/availability data reflect carrying capacity?. *Journal Wildlife Management,* 54 (4): 515-522.

HUBERT, C. 1993. Nest-site habitat selected by Common buzzard (*Buteo buteo*) in southwestern France. *Journal Raptor Research,* 27 (2): 102-105.

IVERSON, G. C.; HAYWARD, G. D.; TITUS, K.; DEGAYNER, E.; LOWELL, R. E.; CROCKER-BEDLFORD, D. C.; SCHEMPF, P. F. & LINDELL, J. 1996. *Conservation assessment for the Northern Goshawk in southeast Alaska.* USDA, Forest Service General Technical Report, PNW-GTR-387. Pórtland, Oregon.

IZCO, J. 1987. Galicia. En, M. Peinado Lorca & S. Rivas-Martínez (Eds.): *La vegetación de España,* pp. 387-424. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.

JABER, C. & GUISAN, A. 2001. Modelling the distribution of bats in relation landscape structure in a temperate mountain environment. *Journal Applied Ecology,* 38 (6): 1169-1181.

JANES, S, W. 1985. Habitat selection in raptorial birds. En: M, L Cody (Ed.): *Habitat selection in Birds,* pp. 159-188. Academic Press, San Diego.

JONES, J. 2001. Habitat selection in Avian Ecology: A critical review. *Auk*, 118 (2): 557-562.

JORDANO, P. & TORRES ESQUIVIAS, J. A. 1981. Importancia de la estructura de la vegetación en la selección de hábitat para la nidificación en una comunidad de rapaces diurnas mediterráneas. *Ardeola*, 28: 51-66.

JOVELL, A, J. 1995. *Análisis de regresión logística.* Centro de investigaciones sociológicas, Madrid.

KENWARD, R. E. 1996. Goshawk adaptation to deforestation: does Europe differ from north America?. En, D. M. Bird; D. E. Varland & J. J. Negro (Eds.): *Raptors in Human Landscapes*, pp. 233-243. Academic Press, San Diego.

KOCHERT, M. 1986. *Raptors. Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat.* Allen & Cooperrider. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management.

KOSTRZEWA, A. 1996. A comparative study of nest-site occupancy and breeding performance as indicators for nesting-habitat quality in three European raptor species. *Ethology, Ecology & Evolution*, 8: 1-18.

KOSTRZEWA, A. & KOSTRZEWA, R. 1994. Population limitation in Buzzards *Buteo buteo* and Kestrels *Falco tinnunculus*. En, B. U. Meyburg & R. D. Chancellor (Eds.): *Raptor Conservation Today*, pp. 39-48. Pica Press, London.

KROGULEC, J. 1997. *Circus pygargus*. En, W.J.M. Hagemeijer & M.J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance,* pp. 150-151 T & A. D. Poyser, London.

LEVIN, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology,* 73: 1943-1967.

LITVAITIS, J. A.; TITUS, K. & ANDERSON, E. M. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. En, T. A Bookhout (Ed.): *Research and management techniques for wildlife and habitats*, pp. 254-271. The Wildlife Society, Bethesda.

MADDERS, M. 2000. Habitat selection and foraging success of Hen harriers *Circus cyaneus* in west Scotland. *Bird Study,* 47: 32-40.

MAÑOSA, S. 1993. Selección de hábitat de nidificación en el Azor (*Accipiter gentilis*). Recomendaciones para su gestión. *Alytes,* 6: 125-136.

MAÑOSA, J. M. 1997. Gavilán común, *Accipiter nisus.* En, F.J. Purroy (Ed.): *Atlas de las aves de España (1975-1995),* pp. 114-115. Lynx Edicions, Barcelona.

MAÑOSA, S.; REAL. J. & CODINA, J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli´s eagle in Catalonia. *Journal Raptor Research,* 32 (3): 208-214.

MARINÉ, R. & DALMAU, J. 2000. Uso del hábitat por el Mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) en Andorra (Pirineo Oriental) durante el período reproductor. *Ardeola,* 47 (1): 29-36.

MARTIN, J. W. 1987. Behaviour and habitat use of breeding Northern harriers in southwestern Idaho. *Journal Raptor Research*, 21 (2): 57-66.

MARTÍNEZ, J. 2003. Cernícalo vulgar, *Falco tinnunculus.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 184-185. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

MARTÍNEZ-CORTIZAS, A. & PÉREZ-ALBERTI, A. 1999. *Atlas Bioclimático de Galicia*. Xunta de Galicia.

MARTÍNEZ, J. A.; LÓPEZ, G.; FALCO, F; CAMPO, A. & DE LA VEGA, A. 1999. Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) 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 (2): 205-212.

MARTÍNEZ, J. A.; SERRANO, D. & ZUBEROGOITIA, I. 2003a. Predictive models of habitat preferences of Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography,* 26: 21-28.

MARTÍNEZ, J. A.; MARTÍNEZ, J. E.; ZUBEROGOITIA, I.; GARCÍA, J. T.; CARBONELL, R.; DE LUCAS, M. & DÍAZ, M. 2003b. La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola*, 50(1): 85-102.

MARTÍNEZ, J. E. & CALVO, J. F. 2000. Selección de hábitat de nidificación por el Búho real (*Bubo bubo*) en ambientes mediterráneos semiáridos. *Ardeola,* 47(2): 215-220.

MARTÍNEZ, J. E.; PAGÁ, I.; PALAZÓN, J. A. & CALVO, J. F. 2001. Home range and habitat use of breeding booted eagle in southeastern Spain: management implications. *Abstracts of the 4th Eurasian Congress on Raptors,* pp. 116-117. Sevilla, Spain.

MARZLUFF, J. M.; KIMSEY, B. A.; SCHUEK, L. S.; MCFADZEN, M. E.; VEKASY, M. S. Y BEDNARZ, J. C. 1997. The influence of habitat, prey abundance, sex, and breeding success on ranging behaviour of Prairie falcons. *Condor,* 99: 567-584.

McCULLAGH, P. & NELDER, J. A. 1997. *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall, London.

MITCHELL, M. S.; LANCIA, R. A. & GERWIN, J. A. 2001. Using landscape-level data to predict the distribution of birds on a managed forest: effects of scale. *Ecological Applications*, 1(6): 1692-1708.

MORRISON, M. L.; MARCOT, B. G. & MANNAN, R. W. 1998. *Wildlife-Habitat Relationships. Concepts and Applications*. University of Wisconsin Press, Madison.

MOSHER, J. A.; TITUS, K. & FULLER, M. R. 1987. Habitat sampling, measurement and evaluation. En, B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds.): *Raptor management techniques manual,* pp. 81-97. National Wildlife Federation, Washington D.C.

NERCELLAS, M. & TABOADA, J. 2003. Clave para a localización de áreas de cría de *Circus pygargus* e *Circus cyaneus* a partir de pautas de comportamento. En, S. González (Coor): *Actas do V Congreso Galego de Ornitología* pp. 91-96. Sociedade Galega de Historia Natural, Santiago de Compostela.

NEWTON, I. 1979. *Population ecology of Raptors*. T & A. D. Poyser, London.

NEWTON, 1986. *The Sparrowhawk.* T & A. D. Poyser, Calton, UK.

NEWTON, I. 1996. Sparrowhaks in conifer plantations. En, D. M. Bird; D. E. Varland & J. J. Negro (Eds.): *Raptors in Human Landscapes*, pp. 191-199. Academic Press, San Diego.

NEWTON, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press, London.

ONTIVEROS, D. 1999. Selection of nest cliffts by bonelli´s eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southern Spain. *Journal Raptor Research,* 33 (2): 110-116.

ORIANS, G. H. & WITTENBERGER, J. F. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist,* 137: S29-S49.

OSBORNE, P. E. & TIGAR, B. J. 1992. Interpreting bird atlas data using models: an example from Lesotho, Southern Africa. *Journal of Applied Ecology*, 29: 55-62.

PALACÍN, C. 2003. Alcotán Europeo, *Falco subbuteo.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 200-201. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

PALOMO, J. & GISBERT, J. 2002 (Eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.

PARDO, A. & RUIZ, M. A. 2002. *SPSS 11. Guía para el análisis de datos.* Mc Graw Hill, Madrid.

PEARCE, J & FERRIER, S. 2001. The practical value of relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biological Conservation,* 98: 33-43.

PEDLAR, J. H.; FAHRIG, L. & MERRIAM, H. G. 1997. Raccoon habitat use at spatial scales. *Journal Wildlife Management*, 61 (1): 102-112.

PEDRINI, P. & SERGIO, F. 2002. Regional conservation priorities for a large predator: Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in the Alpine range. *Biological Conservation*, 103: 163-172.

PEERY, M. Z. 2000. Factors affecting variation in Home-range size of raptors. *Auk*, 117 (2): 511-517.

PENAS-PATIÑO, X.M. 1995. *Circus pygargus*. En, S.G.H.N. (Ed.): *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II. Aves*, pp. 383-384. Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela.

PENDLETON, G. W. 1989. Statistical considerations in designing raptors surveys. En, *Proceedings of the Northeast Raptor Management Symposium and Workshop*, pp. 275-280. Natl. Wildl. Fed., Washington. D.C.

PENTERIANI, V. & FAIVRE, B. 1997a. Breeding density and landscape-level habitat selection of Common buzzards (*Buteo buteo*) in a mountain area (Abruzzo Apennines, Italy). *Journal Raptor Research,* 31 (3): 208-212.

PENTERIANI, V. & FAIVRE, B. 1997b. Breeding density and nest site selection in a Goshawk (*Accipiter gentilis*) population of Central Apennines (Abruzzo, Italy). *Bird Study*, 44: 136-145.

PETTY, S.J. 1998. *Ecology and Conservation of Raptors in Forests*. Bulletin 118. TSO, London.

PRESTON, C. 1990. Distribution of raptor foraging in relation prey biomass and habitat structure. *Condor,* 92: 107-112.

PRIBIL, S & PICMAN, J. 1997. The importance of using the proper methodology and the spacial scale in the study of habitat selection by birds. *Canadian Journal Zoology,* 75: 1835-1844.

PULGAR, I. 1999. *La vegetación de la Baixa-Limia y Sierras del entorno*. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

PULGAR, I. 2003. *Guía de la flora del Parque Natural Baixa-Limia Serra do Xurés*. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

RATCLIFFE, 1993. *The Peregrine Falcon.* T & A. D. Poyser, London.

REAL, J. 1991. *L´aliga perdiguera Hieraaetus fasciatus a Catalunya: a status, ecología trófica, biologí reproductora i demografía*. Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona.

REYNOLDS, R. T.; GRAHAN, R. T.; REISER, M. H.; BASSET, R. L.; KENNEDY, P. L.; BOICE, D. A.; GOODWIN, G. SMITH, R. & FISHER, E. L. 1992. *Management recommendations for the Northern Goshawk in southwestern United States.* USDA, Forest Service General Technical Report, RM 21, California.

RICO-ALCÁZAR, L.; MARTÍNEZ, J. A.; MORÁN, S.; NAVARRO, J. R. & RICO, D. 2001. Preferencias de hábitat del Águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Alicante (E de España) a dos escalas espaciales. *Ardeola,* 48 (1): 55-62.

ROJAS, A. B.; COTILLA, I.; REAL, R. & PALOMO, L. J. 2001. Determinación de las áreas probables de distribución de los mamíferos de los mamíferos terrestres en la provincia de Málaga. *Galemys,* 13: 217-229.

ROSENZWEIG, M. L. 1985. Some theoretical aspects of habitat selection. En, M. L. Cody (Ed.): *Habitat selection in birds*, pp. 517-540. Academic Press, San Diego.

ROTENBERRY, J. T. & KNICK, S. T. 1999. Multiscale habitat associations of the sage sparrow: implications for conservation biology. *Studies in Avian Biology,* 19: 95-103.

RUSHTON, S. P.; ORMEROD, S. J. & KERBY, G. 2004. New paradigms for modelling species distributions?. *Journal of Applied Ecology,* 41: 193-200.

SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. 1999. *Las aves rapaces y relación con la estructura del paisaje en ambientes mediterráneos semiáridos.* Tesis Doctoral.

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.

SELAS, V. 1997. Nest site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. *Journal Raptor Research,* 31 (1): 16-25.

SELAS, V. & RAFOSS, T. 1999. Ranking behaviour and foraging habitats of breeding Sparrowhawks *Accipiter nisus* in a continuous forested area in Norway. *Ibis*, 141: 269-276.

SEOANE, J. & BUSTAMANTE, J. 2001. Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología*. 15: 9-21.

SERGIO, F. & BOGLIANI, G. 1999. Eurasian Hobby density, nest area occupancy, diet, and productivity in relation to intensive agriculture. *Condor,* 101: 806-817.

SERGIO, F.; BOTO, A.; SCANDOLARA, C. & BOGLIANI, G. 2002. Density, nest sites, diet, and productivity of Common buzzards (*Buteo buteo*) in the Italian pre-Alps. *Journal Raptor Research*, 36 (1): 24-32.

SERGIO, F.; PEDRINI, P. & MARCHESI, L. 2003. Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. *Biological Conservation*, 112: 351-362.

SIDERS, S. & KENNEDY, P. 1996. Forest structural characteristics of *Accipiter* nesting habitat: is there an allometric relationship?. *Condor,* 98: 123-132.

SIEGEL, S. & CASTELLANS, N. F. 1988. *Nonparametrics statistics for the behavioural sciences.* McGraw-Hill, New York.

SIMMONS, R. E. 2000. *Harriers of the world.* Oxford University Press, Oxford.

STEENHOF, K. & KOCHERT, N.M. 1988. Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *Journal of Animal Ecology*, 57: 37-48.

STEENHOF, K.; KOCHERT, N.M. & MCDONALD, T.L. 1997. Interactive effects of prey and weather on Golden eagle reproduction. *Journal of Animal Ecology*, 66: 350-362.

STEINER, H. 2000. Forest fragmentation, composition and climatic dependence im the Honey buzzard (*Pernis apivorus*). *Journal fur Ornithologie*, 141 (1): 68-76.

STERN, S. J. 1998. Field studies of large mobile organisms: scale, movement, and habitat utilization. En, D. L. Peterson & V. T. Parker (Eds.): *Ecological scale: theory and applications*, pp. 289-307. Columbia University Press, New York.

SUTHERLAND, W. J. 1997. *From individual behaviour to poulation ecology.* Oxford University Press, New York.

SUTHERLAND, W. J. 2000. *The conservation handbook. Research, management & policy*. Blackwell Science, London.

TAPIA, L.; DOMÍNGUEZ, J. & RODRÍGUEZ, L. 2004. Modelling habitat selection and distribution of Hen harrier *(Circus cyaneus)* and Montagu´s harrier *(Circus pygargus)* in a mountainous area in Galicia (NW-Spain). *Journal Raptor Research,* 38 (2): 133-140.

TELLA, J. L.; FORERO, M. G.; HIRALDO, F. & DONÁZAR, J. A. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel conservation european agricultural policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology,* 12 (3): 593-604.

THIRGOOD, S. J.; REDPATH, S. M.; GRAHAN, I. M. 2003. What determines the foraging distribution of raptors on heather moorland?. *Oikos,* 100: 15-24.

THOMPSON, W. L.; YAHNER, R. H. & STORM., G. L. 1990. Winter use and habitat characteristics of vulture communal roosts. *Journal Wildlife Managment,* 54 (1): 77-83.

TITUS, K. 1990. Statistical considerations in desing of raptor population surveys. En, *Proceedings Southeast Raptor Management Symposium and Wokshop,* pp. 201-206. Natl. Wildl. Fed, Washington. D. C.

TOBALSKE, C. & TOBALSKE, B. W. 1999. Using atlas data to model the distribution of woodpecker species in the Jura, France. *Condor,* 101: 472-483.

TUCKER, G. M. & EVANS, M. I. 1997. *Habitat for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment.* Birdlife International, Cambridge.

VAN HORNE, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal Wildlife Management,* 47 (4): 893-901.

VÁZQUEZ-PUMARIÑO, X. 1995. Introducción a la situación de las poblaciones nidificantes del Género *Circus* en la provincia de Lugo. En, J.J. Ferrero (Ed.): *Aguiluchos Ibéricos*, pp. 161-167. *Alytes*, Vol. VII. Extremadura, España.

VEIGA, J. P. 1985. *Ecología de las rapaces de un ecosistema mediterráneo de montaña. Aproximación a su estructura comunitaria.* Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.

VENIER, L. A. & FAHRIG, L. 1996. Habitat availability causes the species abundance-distribution relationship. *Oikos,* 76: 564-570.

VERDEJO, J. 1991. *Las aves de presa diurnas y nidificantes en el alto Palancia (S.O. Castellón).* Tesis Doctoral, Universidad de Valencia.

VILLAGE, A. 1990. *The Kestrel.* T. & A. D. Poyser, London.

VILLARINO, A., GONZÁLEZ, S. & BARCENA, F. 2002. Vertebrados da Limia, dende a Lagoa de Antela ós nosos días. Tomo 1. Limaia Produccions, Ourense.

WATSON, J. 1997. *The Golden Eagle.* T. & A. D. Poyser, London.

WIDEN, P. 1997. How, and why, is Goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern Forest management in Fennoescadia?. *Journal Raptor Research,* 31(2): 107-113.

WIENS, J. A. 1989. *The Ecology of Bird Communities*. Cambridge University Press, Cambridge.

WIENS, J. A.; ROTENBERRY, J. T. & VAN HORNE, B. 1987. Habitat occupancy patterns of North American shrbusteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos*, 48: 132-147.

XUNTA DE GALICIA (Ed.). 2002. Proposta Galega de Lugares de Importancia Comunitaria. Consellería de Medio Ambiente. Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural, Santiago de Compostela.

ZUBEROGOITIA, I. 2002. *Ecoetología de las rapaces nocturnas de Bizkaia.* Tesis Doctoral, Universidad del País Vasco.

ZUBEROGOITIA, I; RUIZ MONEO, J. F. & TORRES, J. J. (coord.). 2003. *El Halcón peregrino.* Departamento de agricultura, Diputación Foral de Bizkaia.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

CAPÍTULO 7

EL ÁGUILA REAL (Aquila chrysaetos) EN OURENSE: ESTATUS, SELECCIÓN DE HÁBITAT EN UN ÁREA DE BAJA DENSIDAD Y PROBLEMÁTICA DE CONSERVACIÓN

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

1. INTRODUCCIÓN

El Águila real es una rapaz cosmopolita, distribuida por todas las masas continentales del Hemisferio Norte, incluyendo Norteamérica, Eurasia y el norte de África (DEL HOYO *et al*., 1994; WATSON, 1997). En Europa es considerada rara, con declives poblacionales en gran parte de los países, aunque algunas poblaciones se encuentran estables o localmente en incremento (HALLER & SACKL, 1997). Sus principales amenazas están asociadas con el hombre, por caza y envenenamientos, especialmente en áreas con presencia de ganado (CRAMP & SIMMONS, 1980; HALLER & SACKL, 1997; WATSON, 1997; BECHARD & MCGRADY, 2002).

Se trata de una especie generalista, ocupando en la península Ibérica ambientes rupícolas, principalmente en los sistemas montañosos. Puede adaptarse a una amplia variedad de hábitats, aunque muestra preferencia por paisajes abiertos, como son hábitats rocosos y de matorral mediterráneo así como pastizales de montaña, evitando áreas forestales cerradas (CRAMP & SIMMONS, 1980; TUCKER & EVANS, 1997; ARROYO, 2003). Las poblaciones ibéricas se redujeron en los años 70 del siglo XX, pero en la actualidad parecen mantenerse estables (DÍAZ *et al*., 1996, ARROYO, 2003) y son de las más importantes de todo el Paleártico occidental (DEL HOYO *et al*., 1994; BIRDLIFE INTERNACIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, 2000). En todo el noroeste de la península Ibérica, y particularmente en Galicia, es escasa. Tras una posible regresión de su población en la década de 1980 (GUITIAN *et al*., 1991; ARROYO, 2003) los datos disponibles apuntan una cierta recuperación y estabilidad en la comunidad gallega (ROMERO, 1995; MARTÍNEZ *et al*., 2003b). Actualmente las parejas reproductoras se asientan en la provincia de Ourense, hecho probablemente asociado a sus mejores condiciones ambientales (ver Capítulo 2). Sin embargo, esta población tiene actualmente numerosos problemas de conservación, debido a las propias limitaciones físicas del medio y a factores fundamentalmente derivados de la presión humana (GUITIÁN *et al*., 1991). El núcleo que incluye al LIC Baixa-Limia, limítrofe con el Parque Nacional portugués de Peneda-Gêrés, se encuentra al borde de la desaparición. Su población desapareció como reproductora en la vertiente española a finales de la década de 1970, producto de la caza, expolios, envenenamientos y baja disponibilidad trófica (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000). En los últimos años se han emprendido iniciativas de manejo por parte de los equipos gestores de ambos espacios protegidos. Sin embargo, las actuales malas condiciones del hábitat (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000) y la dificultad de abordar un plan de reintroducción exitoso (O´TOOLE *et al*., 2002) hacen albergar pocas esperanzas de recuperación.

Los análisis de las relaciones entre las especies y sus hábitats son primordiales para establecer planes adecuados de gestión y son uno de los principales objetivos en muchos estudios de conservación (MORRISON *et al*., 1998; JONES, 2001). Los trabajos de

modelización de distribución de falconiformes y otras especies de vertebrados han proliferado en los últimos años, dadas sus posibilidades como herramienta de gestión del medio natural (BUSTAMANTE, 1997; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999; FRANCO *et al*., 2000; ROJAS *et al*. 2001; NAVES *et al*., 2003; SERGIO *et al*., 2003; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004; SERGIO *et al*., 2004; entre otros), si bien no están exentos de importantes limitaciones (FIELDING & HAWORTH, 1995; BEUTEL *et al*., 1999; BRITO *et al*., 1999; SEOANE & BUSTAMANTE, 2001; RUSHTON *et al*., 2004).

Las falconiformes son habitualmente selectivas con el hábitat que ocupan, sobre todo en cuanto a las áreas adecuadas para nidificar y cazar (JANES, 1985). Emplean territorios más o menos amplios que incluyen hábitats y paisajes heterogéneos para la reproducción y como áreas de campeo (NEWTON, 1979; JANES, 1985; WATSON, 1997; PEDRINI & SERGIO, 2002; MARTÍNEZ *et al*., 2003a; SERGIO *et al*., 2003). Este hecho es especialmente importante en especies que presentan grandes territorios como el Águila real (WATSON, 1997). Incluso las características a nivel de macrohábitat (tipos de vegetación, topografía, presión humana, disponibilidad de presas, etc) son importantes componentes en la selección del área de nidificación (JORDANO & TORRES-ESQUIVIAS, 1981; JANES, 1985; MOSHER *et al*., 1987; BOSAKOWSKI & SPEISER, 1994; FINN *et al*., 2002; STERN en FINN *et al*., 2002; McGRADY *et al*., 2002a, b; MARTÍNEZ *et al*., 2003a; SERGIO *et al*., 2004). La selección de zonas de nidificación por el Águila real depende tanto de la existencia de sustratos de nidificación adecuados como de la optimización del rendimiento de la caza o de una menor presión humana (WATSON, 1997), aspectos que serán fundamentales a la hora de desarrollar planes de manejo y conservación.

Los estudios sobre el Águila real se han centrado en las relaciones de sus poblaciones con la abundancia de presas y las condiciones atmosféricas y sus hábitats, tanto en Norteamérica (STEENHOF *et al*., 1997; BATES & MORETTI, 1994; MARZLUFF *et al*., 1997; McINTYRE, 2002; entre otros) como en Europa (TJERNBERG, 1984; BORLENGHI, 1992; WATSON & DENNIS, 1992; WATSON, 1997; PEDRINI & SERGIO, 2001, 2002; McGRADY *et al*., 2002a). En la península Ibérica se han hecho estudios sobre las características tanto de los cortados de nidificación como a escalas espaciales mayores, pero habitualmente en áreas de alta densidad de la especie y fundamentalmente en ambientes mediterráneos (FERNÁNDEZ, 1986; DONÁZAR *et al*., 1989; FERNÁNDEZ, 1993a; SÁNCHEZ-ZAPATA & CALVO, 1999; CARRETE *et al*., 2000; RICO-ALCÁZAR *et al*., 2001; entre otros). Sin embargo, en el noroeste ibérico es mucho más escasa y presenta importantes problemas de conservación. Aquí la información disponible sobre preferencias de hábitat es más limitada, ciñéndose a algunos aspectos descriptivos de los cantiles de nidificación en Galicia, norte de Portugal y otras áreas del Macizo Galaico leonés (PIMENTA, 1980; ARROYO *et al*., 1990; ROMERO *et al*., 1995). Los estudios de selección hábitat a nivel de características de macrohábitat son inexistentes.

Los objetivos del presente estudio son analizar la situación histórica y presente del Águila real en la provincia de Ourense, con una mención especial para el núcleo de las sierras suroccidentales, y establecer los patrones de distribución y de selección de hábitat que presenta a partir de variables explicativas seleccionadas, generando un modelado cartográfico predictivo de las áreas de distribución potencial (ANDERSON & GUTZWILLER, 1994; ROJAS *et al*., 2001; CARRASCAL & LOBO, 2003; SILLERO *et al*., 2003). Estos modelos cartográficos se obtendrán mediante un Sistema de Información Geográfica, identificando las áreas de hábitat potencialmente más adecuado y prioritarias para su conservación, que podrían a su vez ser indicadoras y propuestas como áreas de alta biodiversidad (SERGIO *et al*., 2004).

Se analizan y discuten igualmente problemas de conservación asociados a las limitaciones del propio hábitat y que pueden estar condicionando su capacidad de carga, como son la disponibilidad trófica y de sustratos de nidificación, cambios en los usos del suelo y presión humana. Se establecen las pautas de manejo encaminadas a la mejora de la población en Galicia, exponiéndose finalmente un plan de manejo específico elaborado para las sierras suroccidentales de Ourense.

USC UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

2. ÁREA DE ESTUDIO

La provincia de Ourense tiene una superficie de 7.278 km^2 (huso 29T de la proyección UTM). Su territorio presenta una quebrada orografía, con un rango de altitudes desde 60 m en el valle del Miño hasta 2.124 m en Pena Trevinca. El sistema hidrográfico está constituido por las cuencas principales del Miño-Sil, Limia y Támega. La precipitación media anual oscila entre 700 mm y 1.900 mm, y la temperatura media anual entre 8 y 16º C. Litológicamente destacan mayoritariamente las rocas graníticas, las pizarras y filitas (MACIAS & CALVO, 2001). La cobertura vegetal comprende formaciones eurosiberianas, sobre todo en las sierras centrales y occidentales, y de carácter mediterráneo en el resto de la provincia (IZCO, 1987; MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999).

En el presente capítulo se hará una mención especial para el LIC Baixa-Limia (33.920 ha), situado en las sierras suroccidentales de Ourense. Topográficamente se trata de sistemas montañosos de mediana altitud, con cimas de unos 1.500 m, formados mayoritariamente por materiales graníticos. La presencia humana es relativamente escasa. La temperatura media anual es de 8-12 ºC, siendo la precipitación anual acumulada de 1.200-1.600 mm, con fuerte estacionalidad pluviométrica (MARTÍNEZ-CORTIZAS & PÉREZ-ALBERTI, 1999).

Las formaciones vegetales más comunes son las comunidades de matorral (*Ulex* sp., *Pterospartum tridentatun, Erica* sp.), que constituyen el mayor porcentaje de la cubierta vegetal. Los bosques se encuentran muy fragmentados, con predominio de robledales y pinares (PULGAR, 1999, 2003).
(Una descripción más detallada de las características botánicas de las sierras suroccidentales se expone en el Capítulo 2).

3. METODOLOGÍA

3.1. LIC Baixa-Limia.

3.1.1. Distribución.

Durante los períodos reproductivos comprendidos entre 1997 y 2000 se realizaron recorridos sistemáticos en el LIC Baixa-Limia, registrando y ubicando todas las observaciones de Águila real. Se utilizó como unidad de muestreo la retícula de 1 x 1 km, georeferenciando todas las observaciones con ayuda de GPS. A partir de estas observaciones se estableció el correspondiente estatus reproductivo (cría posible, probable y segura) en base a las categorías propuestas por el EOAC (*European Ornithological Atlas Committee*) (HAGEMEIJER &

BLAIR, 1997). El período de recogida de datos comprendió del 15 marzo al 15 de julio de cada año, aunque para las zonas de mayor altitud se consideraron datos válidos hasta el 30 de julio. Con esta información se elaboró un mapa de distribución en los límites del LIC Baixa-Limia, empleando la malla de 2 x 2 km (ver Capítulo 3) y la de 1 x 1 km. La cartografía fue generada mediante un Sistema de Información Geográfica (GIS-ARCVIEW 3.1., Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA). Se hizo una búsqueda de nidos, centrada en las zonas potencialmente más adecuadas dentro del área de estudio (áreas de cantiles rocosos) y donde existía constancia histórica de su reproducción. La prospección de los cantiles se realizó con ayuda de telescopios terrestres, registrando la presencia de plataformas o cualquier otro indicio de existencia de nidos.

3.1.2. Abundancia.

Con la finalidad de reflejar la abundancia, se estableció una red de estaciones de censo en zonas montanas y de transectos en automóvil por las zonas alta y baja (ver Capítulo 3).

3.1.3. Disponibilidad trófica.

La disponibilidad de recursos tróficos es un factor clave, limitante de las densidades de falconiformes y determinante de la capacidad de acogida del hábitat y de otros parámetros como el éxito reproductivo (NEWTON, 1979, 1998; WATSON *et al*., 1992; WATSON, 1997). Se evaluó la disponibilidad de tres de las especies-presa más importantes para el Águila real: Perdiz roja (*Alectoris rufa*), Liebre ibérica (*Lepus granatensis*) y Conejo (*Oryctolagus cuniculus*) (DELIBES *et al*., 1975) (ver Capítulo 4).

3.2. Provincia de Ourense.

3.2.1. Distribución y abundancia.

Durante los períodos primaverales de 1997 a 2002 fueron realizadas prospecciones en diferentes áreas montañosas de Ourense con hábitat potencialmente adecuado para la nidificación de la especie, con la finalidad de detectar la presencia de territorios de cría. Igualmente se contó con la información bibliográfica disponible (LÓPEZ & GUITIAN, 1983; GUITIAN *et al*., 1991; ROMERO *et al*., 1995; S.G.H.N., 1995; ARROYO, 2003; MARTÍNEZ *et al*., 2003b; Anuarios Ornitológicos de Galicia, 1994-2001), así como la facilitada por biólogos, naturalistas y técnicos de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia. Las áreas prospectadas fueron las sierras suroccidentales y meridionales (1997-2000) y Macizo Central,

Sierras orientales de Ourense y Valle del Sil (2001-2002). Como unidad de prospección se eligió el municipio.

Con el objetivo de obtener datos acerca de la abundancia se diseñó un muestreo de transectos en automóvil durante la temporada de cría de 2001 (ver Capítulo 3).

3.3. Análisis estadístico.

3.3.1. LIC Baixa-Limia.

3.3.1.1. Caracterización de los cantiles de nidificación.

En el caso de nidos antiguos, conocidos por información de entrevistas con los biólogos y naturalistas conocedores de la zona (Concha Domínguez, Pablo Rodríguez y Serafín González), así como guardas forestales o paisanos, se obtuvieron *in situ* o mediante cartografía 1:25.000 las siguientes variables del cantil: **(ALT)** altitud sobre nivel del mar tomada en la base del cantil (m); **(DNM)** desnivel máximo, tomado como la diferencia entre la cota más elevada y la más baja en un radio de 500 m alrededor del cantil (m); (AC) altura del cantil (m); **(OR)** orientación de la pared, tomando en consideración la orientación dominante y anotando las 8 direcciones de 1 a 5: NW, 1; N y W, 2; NE y SW, 3; E y S, 4; SE, 5; **(DPNA)** distancia a la pista no asfaltada más próxima (m); **(DAP)** diferencia altitudinal entre el nido y la pista no asfaltada más próxima (m); **(LTP)** longitud total de las pistas no asfaltadas en 1000 m alrededor del nido (m); **(LTC)** longitud total de las carreteras asfaltadas en 1.000 m alrededor del nido (m); **(DCA)** distancia a la carretera asfaltada más próxima (m); **(DAC)** diferencia altitudinal entre el nido y la carretera asfaltada más próxima (m); **(DCH)** distancia a la casa habitada más próxima (m); **(DPM)** distancia al pueblo más próximo (tomada como la existente al centro del pueblo) (m); **(NHC)** número de habitantes del ayuntamiento de ubicación del antiguo nido.

3.3.1.2. Modelo de uso del hábitat a partir de observaciones.

El objetivo del modelo fue reflejar las zonas del LIC Baixa-Limia donde se obtuvo mayor presencia de la especie y las áreas con hábitat más adecuado como zonas de campeo. Ello se realizó a partir de un modelo de distribución cualitativa y técnicas de interpolación espacial (Estimador de Distancia Inversa Ponderada). En estos modelos los valores de la variable respuesta se estiman en función de su ubicación geográfica con respecto a los puntos vecinos muestreados (SEOANE & BUSTAMANTE, 2001) (para detalles metodología ver Capítulo 4, apartado 3.3.1).

En el Capítulo 6, apartado 4.1.10., se expone el modelo de Regresión Logística para la probabilidad de presencia del Águila real en el LIC Baixa-Limia durante el período reproductivo.

3.3.2. Provincia de Ourense.

3.3.2.1. Modelos de selección de hábitat.

Con el objetivo de establecer las características del hábitat del Águila real y los patrones que determinan su distribución fueron seleccionadas una serie de variables ambientales. Se eligieron por representar el grado de humanización, irregularidad topográfica (fisiografía), diferentes usos del suelo y la heterogeneidad del medio (Tabla 1), asignando valores para cada una de ellas en las cuadrículas de 10 x 10 km. Este tamaño de retícula se usó por ser habitual en estudios de falconiformes (WATSON *et al*., 1992; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; CARRETE *et al*., 2000; SERGIO *et al*., 2004) y por considerarse adecuado para relacionar su presencia, dominios vitales y movimientos de caza con las características del medio. En este sentido, en estudios de radioseguimiento se puso de manifiesto que la mayor parte de los movimientos del Águila real se hacían a menos de 6 km del centro de su territorio (WATSON, 1997; McGRADY e*t al*., 2002a).

La información relativa a las diferentes variables ambientales fue extraída de cartografía digital 1:50.000 (resolución de 250 x 250 m) mediante un Sistema de Información Geográfica (GIS-ARCVIEW 3.1.). Las variables continuas (pendiente y altitud) se obtuvieron a partir de un análisis estadístico en cada una de las cuadrículas utilizando un modelo raster de 250 x 250 m de resolución. El resto de las variables se obtuvo directamente utilizando modelos de representación de datos vectoriales. La información relativa a los tipos de vegetación se condensó en dos variables, vegetación arbolada y vegetación no arbolada, obtenidas a partir del Tercer Inventario Nacional Forestal (D.G.C.N., 2000). Las superficies de matorral, pastizal y cultivos se trataron conjuntamente como una única variable, debido a la escasa extensión ocupada por los pastizales y áreas cultivadas, así como a la resolución de la cartografía digital empleada. En el conjunto de Ourense las parcelas agrícolas son en general de pequeña extensión, exceptuando alguna zona como la Comarca de A Limia. Esto se debe a la existencia de un minifundio generalizado, entremezclándose las áreas agrícolas y de pastizales con áreas de matorral y bosque.

Código Variable	Descripción de la variable
NNP	Número de núcleos de población
ANP (m^2)	Superficie de núcleos de población
LC (m)	Longitud de carreteras
AMI (m)	Altura mínima
AMX (m)	Altura máxima
DA (m)	Diferencia altitudinal
AME (m)	Altura media
PMI (grados)	Pendiente mínima
PMX (grados)	Pendiente máxima
DP (grados)	Diferencia de pendiente
PME (grados)	Pendiente media
SMA (m^2)	Superficie de matorral y pastizal
SBO (m^2)	Superficie de bosque
SEM (m^2)	Superficie de embalses
BMB (m)	Longitud de borde de matorral-bosque
BMA (m)	Longitud de borde matorral-embalse
BBA (m)	Longitud de borde bosque-embalse

Tabla 1. *Variables independientes utilizadas en los modelos de regresión logística de preferencia de hábitat del Águila real. Entre paréntesis se indica la unidad de medida.*

La modelización se efectuó considerando tres períodos temporales diferentes: 1) Áreas de nidificación ocupadas en la actualidad (presencia de nidos ocupados en el período 1997-2002); 2) Áreas antiguas de nidificación (presencia de nidos conocidos fehacientemente en las décadas de 1960 y 1970) y 3) Áreas actuales y antiguas de nidificación. Para establecer las áreas con presencia actual o antigua de nidos e integrarlas posteriormente en los análisis de selección de hábitat se estableció el siguiente criterio: las cuadrículas de 10 x 10 km consideradas con presencia fueron aquellas que incluían más de un 25% de superficie de los ayuntamientos de Ourense en los que había constancia de nidos actuales, antiguos o combinación de ambos (Figura 1). La información referente a las áreas de nidificación actuales y antiguas procede de la información obtenida con la metodología expuesta en el apartado 3.2.1.

Debido a los importantes cambios en los usos del suelo experimentados en los últimos 25-30 años en Ourense (PRECEDO, 1995), en la modificación de selección de hábitat en el que se consideraron las áreas antiguas de nidificación se realizó un segundo análisis en el que se prescindió de las variables relacionadas con los diferentes usos del suelo, de heterogeneidad del

medio y de longitud de vías de comunicación, por considerase que éstas pudieron variar durante este período, utilizándose sólo las fisiográficas y las relativas a los asentamientos humanos.

Para establecer las diferencias entre las variables ambientales en cuadrículas en las que se detectó y en las que no presencia de nidos de Águila real se realizó un análisis univariante de comparación de medianas (prueba de Mann-Whitney) (SIEGEL & CASTELLAN, 1988). Éste sirvió de paso previo a la modelización, permitiendo resumir las variables analizadas en aquellas con mayor interés biológico. El nivel de significación utilizado fue de $P < 0,05$.

Se usó como técnica de análisis la Regresión Logística de datos dicotómicos con el procedimiento de paso a paso hacia adelante (JOVELL, 1995; PARDO & RUIZ, 2002). Éste tiene en cuenta la colinealidad entre las variables predictoras al introducirlas en el modelo. La variable dependiente fue la presencia/ausencia del Águila real y las independientes las mencionadas en la Tabla 1. La expresión analítica de la función logística es $P = e^y/1 + e^y$ ó $1/1 + e^y$ donde p es la probabilidad estimada de la presencia de la especie, y es una función del tipo:

$-(k+ax_1+ax_2+....+zx_n)$, siendo x_1, x_2,....x_n cada una de las variables seleccionadas. La significación de las variables finalmente incluidas en el modelo se determinó mediante la prueba de Wald, para detectar así si se produjo un aumento significativo del ajuste del modelo al incluir una variable (JOVELL, 1995; PARDO & RUIZ, 2002). Para los modelos significativos obtenidos mediante las regresiones logísticas se incluyó el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo, que analiza el ajuste de cada modelo a la curva logística y su nivel de significación (P). El nivel de significación considerado fue de $P < 0,05$. Como medida estadística de poder predictivo dentro de la regresión se utilizó el Test de Nagelkerke. En los análisis estadísticos se usó el programa SPSS-11.1. (PARDO & RUIZ, 2002).

En el caso de las áreas de nidificación ocupadas en la actualidad y con la finalidad de hacer una aproximación más fina, la selección del mejor modelo se hizo mediante dos vías diferentes:

1. Regresión Logística clásica en el modelo saturado (incluye el total de variables en el análisis).

2. Utilización del criterio de Akaike (AIC), siendo:

AIC_c = -2 log Likelihood + 2K + $\frac{2K(K+1)}{(n-K-1)}$ (ANDERSON *et al*., 2000) y donde K = número de parámetros (número de variables incluidas en el modelo + 2) y n = tamaño de muestra (BURNHAM & ANDERSON, 1998). Esta expresión modificada de AIC se utilizó por ser n/K < 40 (ANDERSON *et al*., 2000). Junto al valor de AIC de cada modelo se obtuvo el valor de Δ_i, siendo $\Delta_i = AIC_i - AIC_{\text{modelo mínimo}}$ y el peso de cada modelo W_i, siendo:

$$w_i = \frac{\exp\left(-\frac{1}{2}\Delta_i\right)}{\sum_{r=1}^{R}\exp\left(-\frac{1}{2}\Delta_r\right)}$$ (ANDERSON *et al*., 2000).

La suma de los pesos de todos los modelos es igual a la unidad, y el valor de cada uno de ellos es una medida de la evidencia de que el modelo i es el mejor modelo Kulback-Leibler del conjunto (ANDERSON *et al*., 2000). Con el criterio de Akaike ningún modelo es el modelo nulo, ni se establece un nivel de significación a priori, por lo que se elige entre un conjunto de modelos candidatos (hipótesis) bien definidos y con sentido biológico (ANDERSON *et al*., 2000; SEOANE & BUSTAMANTE, 2001). La evidencia de la importancia de cada variable independiente se obtuvo sumando los pesos de Akaike en el conjunto de modelos donde esa variable estuvo presente (BURNHAM & ANDERSON, 1998). La suma de los pesos de cada variable se consideró consecuencial cuando $\sum wi > 0,5$ (TAYLOR & KNIGHT, 2003). Los modelos candidatos fueron los resultantes de la inclusión de tres variables ambientales (Altura máxima, Pendiente media y Superficie de matorral) por separado y las combinaciones resultantes entre ellas, así como sus interacciones, contabilizándose finalmente un total de 10 modelos. Las variables Altura máxima, Pendiente media y Superficie de matorral fueron seleccionadas siguiendo los siguientes criterios: 1) Altura máxima por ser la incluida mediante el análisis de Regresión Logística en el modelo saturado, 2) Pendiente media por ser la relativa a la heterogeneidad topográfica que presentaba una mayor significación mediante la prueba U de Mann-Whitney, 3) Superficie de matorral por ser la única relativa a usos del suelo significativa en el análisis univariante, 4) las tres variables presentaban interés desde un punto de vista biológico.

A partir de los modelos logísticos obtenidos en los períodos diferenciados, se evaluó el hábitat disponible en el conjunto de la provincia mediante la creación de mapas de distribución potencial con ayuda de un Sistema de Información Geográfica (GIS-ArcView 3.1.; Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA). Para ello se calcularon los valores mínimos y máximos de las variables ambientales retenidas por los modelos y que afectaron a su distribución, mostrándose la combinación de las capas temáticas correspondientes a las variables de los modelos matemáticos obtenidos.

La extensión de los resultados al conjunto del área de estudio se hizo suponiendo que los lugares adecuados eran aquellos cuyos valores de todas las variables predictoras estaban dentro de los rangos en los que se detectó la rapaz. En los modelos cartográficos obtenidos se obtuvo un rango de probabilidades de aparición o de presencia en la malla de 10 x 10 km.

En estudios de conservación destinados a determinar áreas importantes para una especie es interesante conocer su distribución correctamente, sobre todo para aquellas más escasas o de difícil detección, pues si ésta es incompleta las medidas propuestas pueden ser imprecisas

(PALOMO & GISBERT, 2002). En el presente estudio se consideró que la distribución del Águila real en Ourense era conocida de un modo preciso, no existiendo sesgos derivados de falsas ausencias (HIRZEL *et al*., 2002; BUSTAMANTE & SEOANE, 2004).

4. RESULTADOS.

4.1. Aspectos generales y situación en Galicia.

4.1.1. Distribución en periodo reproductivo y tamaño poblacional.

En la actualidad (período 1997-2002) las parejas presentes en Galicia se localizan exclusivamente en la provincia de Ourense (Figura 1), concretamente en los ayuntamientos de Carballeda, Rubiá, Manzaneda, Viana do Bolo y A Mezquita (Figura 1). La población en Ourense se estima actualmente en 5 parejas, aunque no se descarta la existencia de una sexta pareja. Esta población ocuparía un territorio de 2.000-2.500 km^2, compartiendo algunos territorios con Castilla León, lo cual supone una densidad media de 1 pareja/300-500 km^2.

A lo largo de los últimos 30 años parece que la población de Águila real ha permanecido constante en Galicia. Así, en la década de 1970 se calculaba la existencia de 4-6 parejas en todo el territorio, la cual aparentemente se mantuvo a lo largo de la década de 1980. No obstante, no fue posible detectar ninguna pareja reproductora al final de esta década.

Los datos disponibles sobre presencia de individuos (Anuarios Ornitológicos de Galicia 1993-2001) fuera de estas áreas de cría (Figura 1), correspondería a individuos en dispersión postgenerativa y ejemplares detectados en las sierras orientales de Lugo (Serra de Ancares principalmente) que podrían criar en la vertiente leonesa.

En los itinerarios de censo por carretera realizados se obtuvo un IKA de 0,07 aves/100 km.

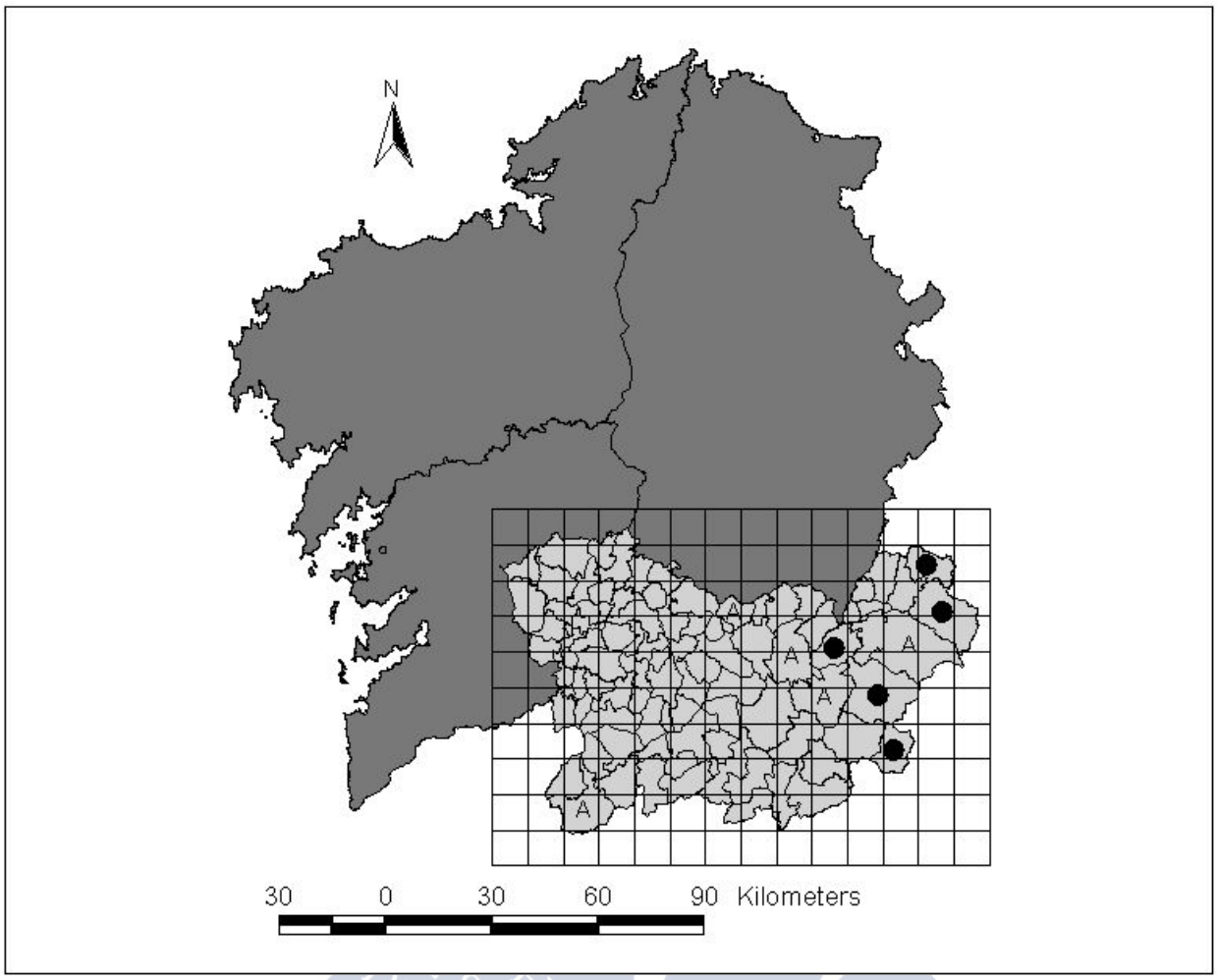

Figura 1. *Mapa de Galicia con los ayuntamientos de la provincia de Ourense con presencia actual de nidos (●) y con presencia antigua (A).*

4.2. El Águila real en el LIC Baixa-Limia.

4.2.1. Distribución y selección de hábitat (ver Capítulo 6).

Se observó fundamentalmente por encima de la cota altitudinal de 800 m, seleccionando como áreas de campeo las grandes altiplanicies cubiertas de formaciones arbustivas y con limitada cobertura arbórea. Así, se mostró más común en las sierras del sector norte, fundamentalmente en la Serra de Queguas, Serra de Laboreiro y en menor medida en la Serra do Quinxo (ver Capítulo 2 y Figuras 2 y 3), las cuales ofrecen buenas condiciones como zonas de búsqueda de alimento, con importantes extensiones de matorral, bajo uso humano y posiblemente las mejores densidades de especies-presa de toda el área de estudio (ver Capítulo 4). En la zona sur y oriental, se mostró mucho más escasa e incluso no fue detectada (Figuras 2 y 3). Esta ausencia o muy reducida presencia probablemente se deba a las peores condiciones

globales que ofrecen estas sierras con relación a los factores mencionados anteriormente: disponibilidad de presas, características y estructura de la vegetación, orografía y perturbaciones antrópicas.

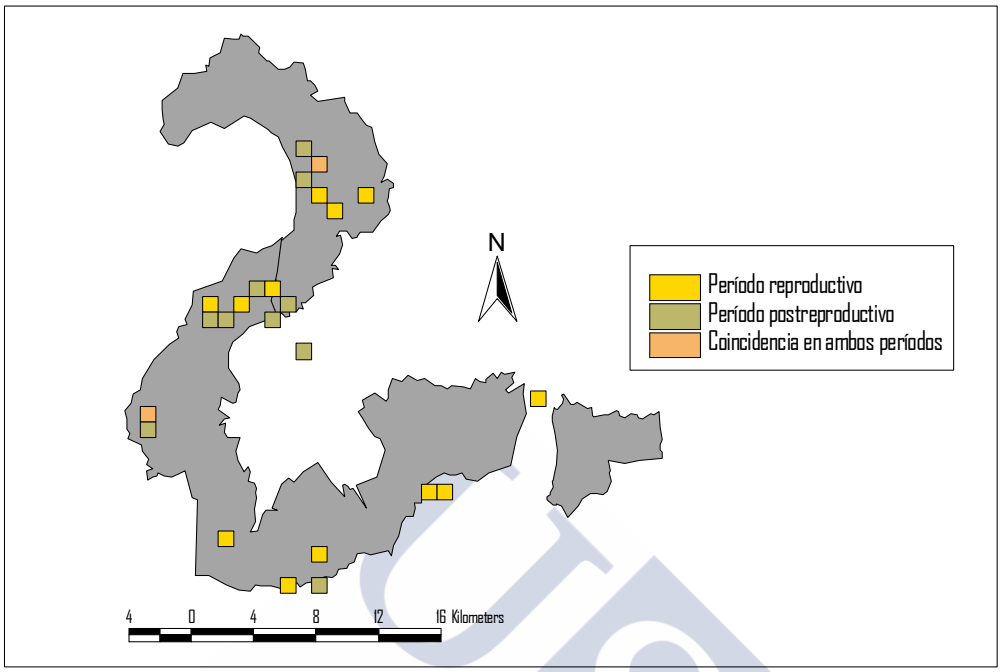

Figura 2. *Cuadrículas de 1 x 1 km del LIC Baixa-Limia en las que se realizaron observaciones de Águila real.*

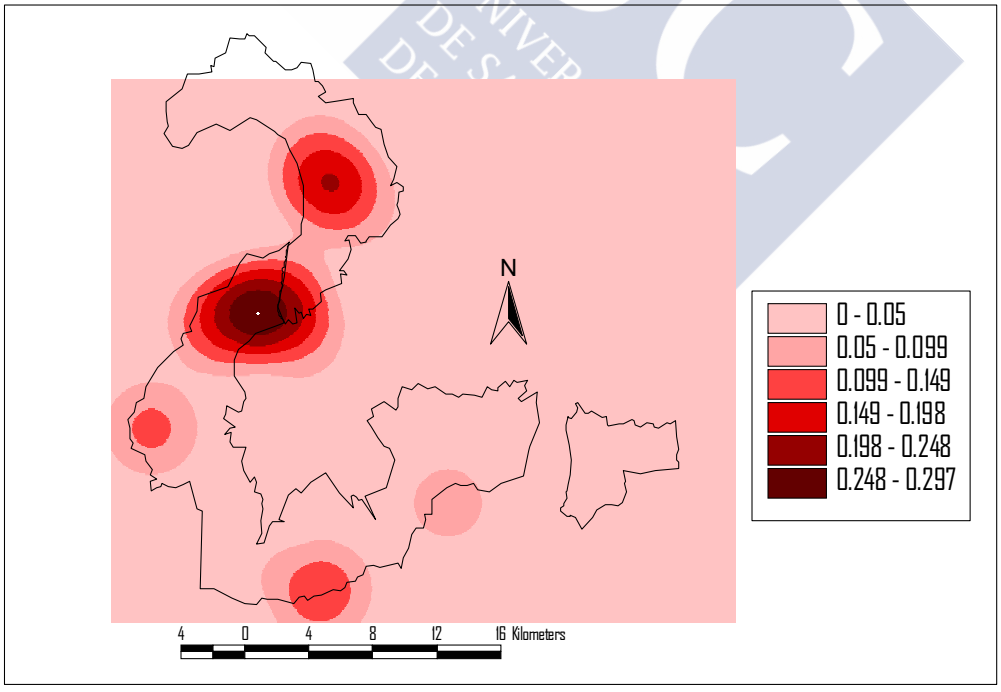

Figura 3. *Áreas de presencia de Águila real en el LIC Baixa-Limia obtenidas mediante el estimador de "Distancia Inversa Ponderada".*

4.2.2. Abundancia.

Como se indicó anteriormente, esta falconiforme no se ha detectado como reproductora durante el período de realización del trabajo de campo. Los registros correspondieron a individuos reproductores de la zona portuguesa o juveniles en dispersión. Se observó en tres de los transectos con estaciones efectuados en la zona alta, siendo estas abundancias relativas ligeramente superiores en el norte del área de estudio (Serra de Laboreiro). En las estaciones de control de la zona alta se obtuvieron índices de abundancia positivos en los cuatro trimestres del ciclo anual. De nuevo se mostró más abundante en el sector norte. La casi total ausencia de observaciones en los itinerarios de censo de la zona baja, sin duda se relacionó con las preferencias hacia las áreas situadas por encima de la cota altitudinal de 800 m (para detalles de datos de censos ver Capítulo 3).

4.2.3. Mortalidad no natural.

Producto de entrevistas con biólogos, naturalistas, paisanos, guardería y el equipo técnico del Parque Natural Baixa-Limia-Serra do Xurés, se ha recopilado toda la información posible y fidedigna sobre episodios de mortandad y de expolio de nidos de Águila real en el LIC Baixa-Limia. En las últimas décadas este núcleo se ha visto muy negativamente afectado por diversos factores, entre los cuales se incluyen los causantes de mortalidad directa. Entre estos, los tres identificados como más relevantes fueron: envenenamientos, caza ilegal y expolio de nidos (Tabla 2).

En total se ha confirmado la muerte 8 individuos, siendo la causa más importante la del envenenamiento. Algunos ejemplares muertos se conservaban disecados en la década de 1980 en algunas casas de la zona. El expolio humano de nidos también se perfila como una importante causa de fracaso reproductivo y de mortandad de pollos en las décadas de 1950 y 1960. Es el caso de los nidos de “O Fitoiro” y del “Altar dos Cabrons” en la Serra do Xurés (ver Figura 4 y Tabla 3), que fueron reiteradamente expoliados durante ese período.

Año	Lugar	Nº	Causa	Fuente
1976	Serra de Queguas	2	veneno	Concha Domínguez & Pablo Rodríguez
1980	Serra do Quinxo	1 juv*.	veneno	Concha Domínguez & Pablo Rodríguez
80	Serra de Santaeufemia	1	veneno	Guardería Parque Natural
90	Serra do Laboreiro	1	veneno	Francisco Alvares
2002	Serra do Laboreiro	1	veneno	Equipo técnico Parque Natural
1978	Serra do Laboreiro	1 ad*.	caza	Concha Domínguez & Pablo Rodríguez
1980	Serra do Quinxo	1	caza	Concha Domínguez & Pablo Rodríguez
50	Serra do Xurés		Expolio nidos	Guardería Parque Natural
1962	Serra do Xurés		Expolio nido	Serafín González

Tabla 2. *Episodios de mortandad y persecución de Águila real registradas en la Baixa-Limia. (Nota: El asterisco indica las aves que se conservaban disecadas; 80 y 90 hacen referencia a la década en la que fueron muertos los individuos ya no fue posible precisar el año).*

4.2.4. Reproducción.

El Águila real no nidificó en el área de estudio durante el período de estudio. No obstante, existen testimonios fidedignos (ver apartado 3.3.1.1.) que acreditan que esta falconiforme fue nidificante habitual en el territorio actual del LIC Baixa-Limia. Dichos testimonios permiten establecer al menos 4 puntos concretos de nidificación en la Serra do Xurés (Altar dos Cabróns, Pión de Parede y O Fitoiro), otro en la Serra de Queguas (Castelo de Guxinde) y otros dos no bien definidos, donde existían plataformas, correspondientes a la Serra de Santaeufemia y extremo sur de la Serra de Laboreiro (Pena Grande) (Figura 4).

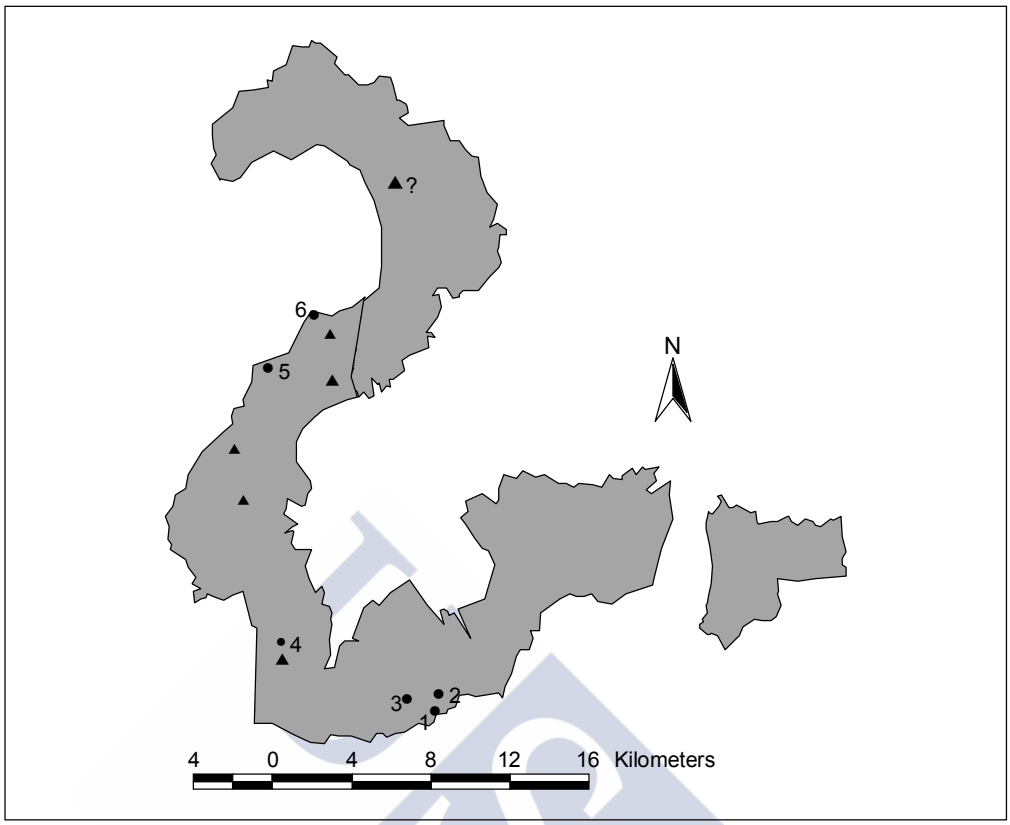

Figura 4. *Ubicación de los nidos antiguos de Águila real en el LIC Baixa-Limia (punto) y localidades donde se constató la muerte de individuos por disparo o envenenamiento (triángulo). El símbolo de interrogación (?) corresponde a un ejemplar envenenado para el que no se conoce la localización exacta donde apareció el cadáver.* ***Nidos****: 1, Altar dos Cabróns; 2, Pión de Parede; 3, O Fitoiro; 4, Cortados de Santa Eufemia; 5, Castelo de Guxinde; 6, Pena Grande.*

4.2.4.1. Caracterización de nidos antiguos.

Como se indicó anteriormente, hay 4 puntos para los que existe certeza de ubicación de nidos en décadas pasadas (Altar dos Cabróns, O Fitoiro, Pión de Parede y Castelo de Guxinde) (ver Tabla 3). Existen otras dos localizaciones, Pena Grande y Cantiles de Santa Eufemia, donde se ha comprobado la existencia de episodios de reproducción, aunque no se conoce con exactitud la ubicación de los nidos.

Las características más relevantes de estos cantiles son las siguientes:

- *Altar dos Cabróns.* Cantil ubicado en las proximidades de una antigua mina de wolframio, con orientación general NW. Su situación, muy alejada de núcleos humanos habitados y de pistas y carreteras transitadas, sugiere que puede ser uno de los puntos óptimos para una hipotética recolonización del LIC Baixa-Limia como zona de reproducción.

- *O Fitoiro.* Situado cerca del anterior, con orientación general NE. Presenta también buenas condiciones potenciales, aunque su mayor proximidad a una pista forestal constituye un factor negativo para su posible reutilización.

- *Pión de Parede.* Cantil ubicado muy próximo al anterior, con orientación general W. Por sus características y posición se estima como muy adecuado para la recolonización reproductora del LIC Baixa-Limia.

- *Castelo de Guxinde.* Cantil ubicado en las proximidades de la frontera portuguesa. Su proximidad a una carretera de gran tránsito de vehículos hace altamente improbable su posible reutilización como cantil de nidificación.

- *Pena Grande.* Éste es uno de los 2 emplazamientos para los que se recogió información que indica la ubicación de plataformas en épocas pasadas, pero no ha podido concretarse con precisión donde estuvieron. Cabe señalar que este cantil está muy próximo a uno situado en territorio portugués que presenta características aparentemente propicias para acoger plataformas de Águila real.

- *Cantiles de Santaeufemia.* Se ha obtenido información de lugareños que apuntan a la posibilidad de existencia de un punto de nidificación en la Serra de Santaeufemia. Este nido se ubicaría previsiblemente en la vertiente oeste, cerca de la frontera con Portugal, zona aparentemente propicia. La nidificación en esta zona tuvo lugar posiblemente hasta finales de la década de 1960, tratándose quizás de una pareja que rotaría la utilización de sus diferentes nidos a uno y otro lado de la frontera.

Denominación Cantil	ALT (m)	DNM (m)	AC (m)	OR	DPNA (m)	DAP (m)	LTP (m)	LTC (m)	DCA (m)	DAC (m)	DCH (m)	DPM (m)	NHC
Fitoiro	1.100	150	100	NE	500	140	7.000	0	375	750	4.000	4.000	2.797
Altar dos Cabróns	1.400	298	90	NO	1.400	448	700	0	5.750	850	5.500	5.750	2797
Castelo de Guxinde	850	208	50	N	1.000	100	1.900	2.000	250	150	1.300	1.500	1.523
Pión de Parede	1.300	157	100	O	750	287	800	0	5.200	900	4.900	5.000	2.797

Tabla 3. *Parámetros característicos de cantiles donde hay constancia de nidos antiguos de Águila real en el LIC Baixa-Limia. (Para el significado de las abreviaturas ver metodología apartado 3.3.1.1.). Entre paréntesis se indica la unidad de medida.*

4.3. Selección de hábitat en Ourense.

4.3.1. Selección de hábitat en áreas de nidificación ocupadas en la actualidad.

En el análisis univariante se obtuvieron diferencias significativas para las variables Altura máxima, Diferencia altitudinal, Altura media, Pendiente máxima, Diferencia de pendiente, Pendiente media y Superficie de matorral (Tabla 4). La rapaz seleccionó positivamente las áreas de mayor altitud y pendiente y con mayor superficie de matorral.

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 16	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 85	U	P
NNP	5,31 ± 1,01	8,02 ± 0,79	569,5	0,302
ANP	637.187,5 ± 127.539,18	780.117,64 ± 89.288,96	637,5	0,692
LC	41.160,75 ± 6.693,16	56.309,69 ± 4.479,54	554,0	0,241
AMI	569,85 ± 49,78	468,11 ± 30,43	770,0	0,051
AMX**	1.517,42 ± 77,01	1.075,53 ± 35,63	211,0	0,000
DA**	947,57 ± 79,97	607,42 ± 28,33	279,0	0,000
AME**	1.025,51 ± 65,96	746,20 ± 30,86	295,0	0,000
PMI	$5{,}52x10^{-2} \pm 1{,}58^{-2}$	$5{,}09x10^{-2}$	498,0	0,087
PMX**	47,32 ± 1,88	38,85 ± 1,22	329,0	0,001
DP**	47,26 ± 1,87	38,80 ± 1,22	331,0	0,001
PME**	11,68 ± 0,88	7,94 ± 0,35	297,0	0,000
SMA*	52.887.031,34 ± 4.836.602,99	37.359.705,92 ± 2.516.222,13	408,0	0,011
SBO	26.918.281 ± 355.136,5	32.546.147 ± 2.542.694	608,5	0,506
SEM	466.250 ± 352.856,65	516.470,59 ± 191.514,14	582,0	0,222
BMB	187.190,14 ± 21.603,43	185.429,49 ± 13.437,02	649,0	0,773
BMA	2.520,93 ± 1.776,74	1.656,04 ± 592,48	577,0	0,199
BBA	1.308,62 ± 847,08	1.053,69 ± 318,54	574,0	0,186

Tabla 4. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas actualmente por nidos de Águila real en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
constante	-6,666	1,426	21,838	0,000
AMX	0,004	0,001	14,995	0,000

Tabla 5. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de nidos actuales de Águila real en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido para las áreas de nidificación actuales incluyó únicamente con valor positivo la Altura máxima. Este modelo pronosticó correctamente un 84,2% y explicó un 32% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,321).

Y	χ^2	P
6,666-0,004AMX	9,51	0,301

Tabla 6. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para las áreas de nidificación actuales de Águila real en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

Modelo	R^2	K	AIC	Δ_i	W_i
AMX	0,32	3	73,6	0	0,33665
PME + SMA	0,33	4	75,1	1,5	0,159025
AMX x **PME**	0,33	4	75,1	1,5	0,159025
AMX + PME	0,32	4	75,77	2,17	0,113756
AMX + SMA	0,32	4	75,77	2,17	0,113756
PME x **SMA**	0,30	4	77,47	3,87	0,048621
AMX + PME + SMA	0,32	5	77,99	4,39	0,037489
PME	0,24	3	78,96	5,36	0,023082
AMX x **SMA**	0,25	4	80,99	7,39	0,008365
SMA	0,10	3	88,22	14,62	0,000225

Tabla 7. *Modelos de regresión logística obtenidos en las áreas actuales de nidificación empleando el criterio de Akaike (AIC).*

El modelo más parsimonioso de los obtenidos fue el que incluyó únicamente la Altura máxima (Tabla 7). Las variables concluyentes de las predictoras empleadas fue la Altura máxima y la Pendiente media con signo positivo (Tabla 8).

	PREDICTOR		
	AMX	**PME**	**SMA**
Presencia/ausencia Águila real	**0,769 +**	0,540 +	0,377+

Tabla 8. *Valores de importancia (calculados sumando para cada variable los pesos de Akaike en todos los modelos) y dirección de los efectos de las variables predictoras empleadas para modelizar la presencia/ausencia de Águila real en la provincia de Ourense. Valores superiores a 0,5 se consideran consecuenciales y se indican en negrita.*

4.3.2. Selección de hábitat en áreas antiguas de nidificación (décadas de 1960 y 1970).

A. Modelización con todas las variables ambientales.

Se obtuvieron diferencias significativas para variables topográficas y para la superficie de matorral (Tabla 9), además de las variables relacionadas con la presencia de embalses.

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 26	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 75	U	P
NNP	5,26 ± 0,85	8,40 ± 0,86	768,5	0,108
ANP	577.500,00 ± 95.375,27	819.866,66 ± 98.690,49	834,0	0,273
LC	44.242,64 ± 5.776,94	57.261,16 ± 4.879,64	829,0	0,257
AMI	544,76 ± 43,57	463,24 ± 32,84	759,0	0,093
AMX**	1.511,49 ± 55,84	1.018,66 ± 33,96	207,0	0,000
DA**	966,73 ± 47,43	555,42 ± 27,16	214,0	0,000
AME**	1.013,11 ± 51,39	713,26 ± 31,32	382,0	0,000
PMI	$4{,}66x10^{-2} \pm 1{,}04x10^{-2}$	$5{,}33x10^{-2} \pm 1{,}42x10^{-2}$	800,0	0,170
PMX**	48,71 ± 1,06	37,24 ± 1,28	298,0	0,000
DP**	48,66 ± 1,066	37,19 ± 1,28	298,0	0,000
PME**	11,79 ± 0,60	7,41 ± 0,34	286,0	0,000
SMA**	56.055.769,2 ± 4.016.701,57	34.190.900,0 ± 2.487.793,17	463,0	0,000
SBO	26.094.712 ± 2.666.252,4	33.582.033 ± 2.812.865,0	827,5	0,252
SEM**	1.152.980,8 ± 542.974,02	285.100,0 ± 124.204,54	629,0	0,000
BMB	178.202,81 ± 15177,05	188.310,34 ± 15.004,55	945,0	0,816
BMA**	4.625,15 ± 1.940,20	811,25 ± 313,79	617,0	0,000
BBA**	2.064,68 ± 738,98	757,60 ± 303,02	638,0	0,000

Tabla 9. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por nidos antiguos de Águila real en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
constante	-9,002	2,286	15,505	0,000
NNP	-0,288	0,099	8,503	0,004
DA	0,008	0,002	12,86	0,000
SMA	$6,58x10^{-8}$	0,000	9,595	0,002
BBA	0,0003	0,000	6,518	0,011

Tabla 10. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de nidos antiguos de Águila real en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido incluyó el Número de núcleos de población con signo negativo; la Diferencia altitudinal, Superficie de matorral y Longitud de borde entre el bosque y embalses, todas con signo positivo. Pronosticó correctamente un 74,3% y explicó un 73,4% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,734).

Y	χ^2	P
$9,002+0,288NNP-0,008DA-6,58x10^{-8}SMA-0,0003BBA$	3,87	0,868

Tabla 11. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para las áreas de nidificación antigua de Águila real en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

B. Modelización con las variables que no sufrieron cambios.

Se obtuvieron diferencias significativas para las variables topográficas que definen a áreas montañosas de elevada altitud y de quebrada orografía. Éstas fueron la Altura máxima, Diferencia altitudinal, Altura media, Pendiente máxima, Diferencia de pendiente y Pendiente media (Tabla 12).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 26	Cuadrículas no ocupadas 10X10 n = 75	U	P
NNP	5,26 ± 0,85	8,40 ± 0,86	768,5	0,108
ANP	577.500,00 ± 95.375,27	819.866,66 ± 98.690,49	834,0	0,273
AMI	544,76 ± 43,57	463,24 ± 32,84	759,0	0,093
AMX**	1.511,49 ± 55,84	1.018,66 ± 33,96	207,0	0,000
DA**	966,73 ± 47,43	555,42 ± 27,16	214,0	0,000
AME**	1.013,11 ± 51,39	713,26 ± 31,32	382,0	0,000
PMI	$4{,}66x10^{-2} \pm 1{,}04x10^{-2}$	$5{,}33x10^{-2} \pm 1{,}42x10^{-2}$	800,0	0,170
PMX**	48,71 ± 1,06	37,24 ± 1,28	298,0	0,000
DP**	48,66 ± 1,066	37,19 ± 1,28	298,0	0,000
PME**	11,79 ± 0,60	7,41 ± 0,34	286,0	0,000

Tabla 12. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por nidos antiguos de Águila real en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
constante	-10,08	2,07	23,59	0,000
DA	0,07	0,002	9,98	0,000
AME	0,04	0,001	23,59	0,002

Tabla 13. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de nidos antiguos de Águila real en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido en las áreas antiguas de nidificación (teniendo en cuenta sólo las variables que no sufrieron cambios en los últimos 25-30 años) incluyó la Diferencia altitudinal y la Altura media con signo positivo. Pronosticó correctamente un 74,3% y explicó un 62,5% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,625).

Y	χ^2	P
10,08-0,07DA-0,04AME	8,14	0,420

Tabla 14. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para la nidificación antigua de Águila real en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

4.3.3. Selección de hábitat en las áreas actuales y antiguas de nidificación.

Se obtuvieron diferencias significativas para las variables topográficas que determinan las áreas de mayor altitud y de orografía más abrupta, así como una respuesta positiva hacia las zonas con mayor superficie de matorral y áreas con presencia de embalses (Tabla 15).

Variable	Cuadrículas ocupadas 10 x 10 n = 30	Cuadrículas no ocupadas 10 x 10 n = 71	U	P
NNP	5,10 ± 0,75	8,64 ± 0,90	814,5	0,062
ANP	554.583,33 ± 84.816,49	843.204,22 ± 103.351,64	872,0	0,151
LC	42.412,80 ± 5.156,48	58.767,77 ± 5.081,66	850,0	0,110
AMI**	575,20 ± 40,67	445,78 ± 33,43	690,0	0,005
AMX**	1.495,28 ± 50,94	997,75 ± 33,68	204,0	0,000
DA**	920,07 ± 48,06	551,96 ± 28,21	309,0	0,000
AME*	1.018,44 ± 45,37	694,11 ± 31,36	348,0	0,000
PMI	$4,37x10^{-2} \pm 9,17x10^{-2}$	$5,49x10^{-2} \pm 1,50x10^{-2}$	881,0	0,167
PMX**	47,42 ± 1,26	37,14 ± 1,33	403,0	0,000
DP**	47,37 ± 1,25	37,08 ± 1,33	403,0	0,000
PME**	11,34 ± 0,58	7,35 ± 0,35	366,0	0,000
SMA**	54.294.000,0 ± 3770784,02	33.703.485,9 ± 2.567.214,32	527,0	0,000
SBO	25.647.833 ± 2.442.626,6	34.192.676 ± 2.937.487,5	872,5	0,153
SEM**	1.006.333,3 ± 474.476,05	298.169,01 ± 131.051,55	724,0	0,001
BMB	179.004,88 ± 14.475,98	188.540,88 ± 15.648,13	1038,0	0,841
BMA**	4.073,33 ± 1.698,23	829,55 ± 330,59	709,0	0,000
BBA**	1.821,11 ± 649,67	786,87 ± 319,64	729,0	0,001

Tabla 15. *Valores medios y comparación de medianas (prueba U de Mann-Whitney) de las variables en cuadrículas de 10 x 10 km ocupadas y no ocupadas por nidos antiguos y actuales de Águila real en Ourense (Media ± E.T.). *, P < 0,05; **, P < 0,01.*

	B	ET	Wald	P
constante	-12,01	2,405	24,93	0,000
AMX	0,004	0,001	8,872	0,003
PME	0,391	0,142	7,606	0,006
SMA	$5,97x10^{-8}$	0,000	9,248	0,000

Tabla 16. *Modelo de regresión logística para la probabilidad de presencia de nidos antiguos y actuales de Águila real en Ourense en la retícula de 10 x 10 km.*

El modelo final obtenido en las áreas antiguas y actuales de nidificación incluyó la Altura máxima, Pendiente media y Superficie de matorral, las tres con signo positivo. Pronosticó correctamente un 70,3% y explicó casi un 68% de la variabilidad total (R^2 de Nagelkerke = 0,678).

Y	χ^2	P
$12,01-0,004AMX-0,391PME-5,97x10^{-8}SMA$	13,38	0,099

Tabla 17. *Modelo obtenido mediante la regresión logística para las áreas de nidificación antiguas y actuales de Águila real en Ourense, incluyendo el Chi-cuadrado (χ^2) del modelo y su significación (P) (Prueba de Hosmer y Lemeshow). El modelo corresponde a la función Y que incorpora a la función logística.*

En resumen, los análisis de regresión logística realizados para los tres casos diferenciados incluyeron 7 variables ambientales, en dos casos la Altura máxima y la Superficie de matorral y en una ocasión el Número de núcleos de población, Diferencia altitudinal, Longitud de borde entre embalses y bosque, Pendiente media y Altura media. Todas con signo positivo, salvo el Número de núcleos de población con signo negativo.

4.3.4. Modelos cartográficos de disponibilidad de hábitat y distribución potencial (probabilidad de aparición) del Águila real en Ourense.

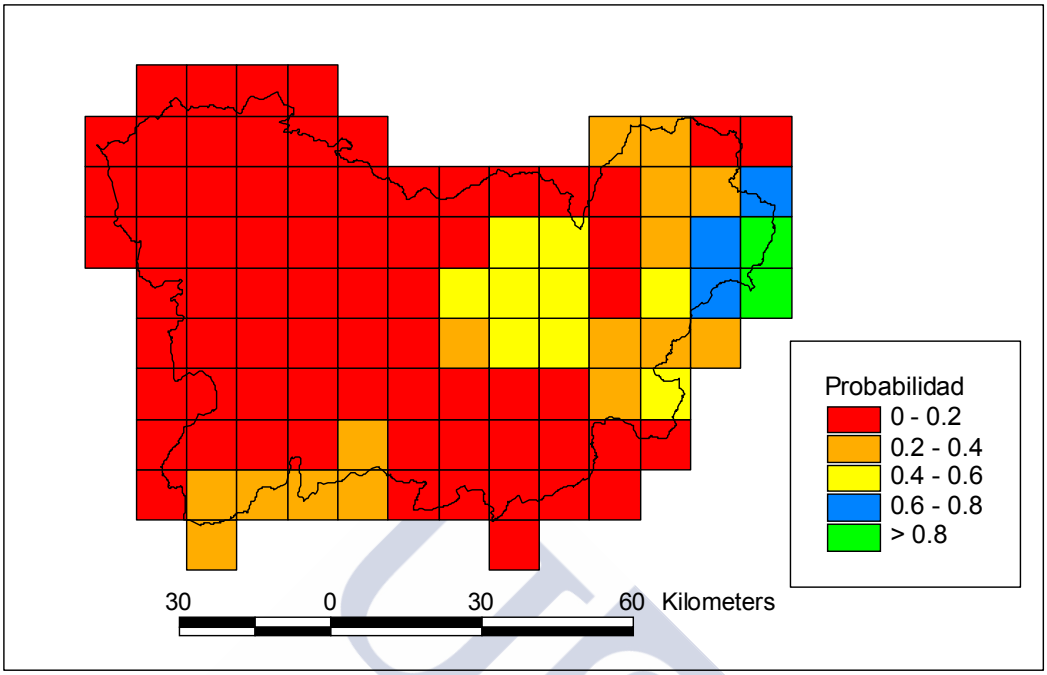

Figura 5. *Modelo de probabilidad de aparición del Águila real en Ourense obtenido a partir de las áreas de nidificación ocupadas en la actualidad, empleando el modelo logístico más simple seleccionado con el criterio de Akaike.*

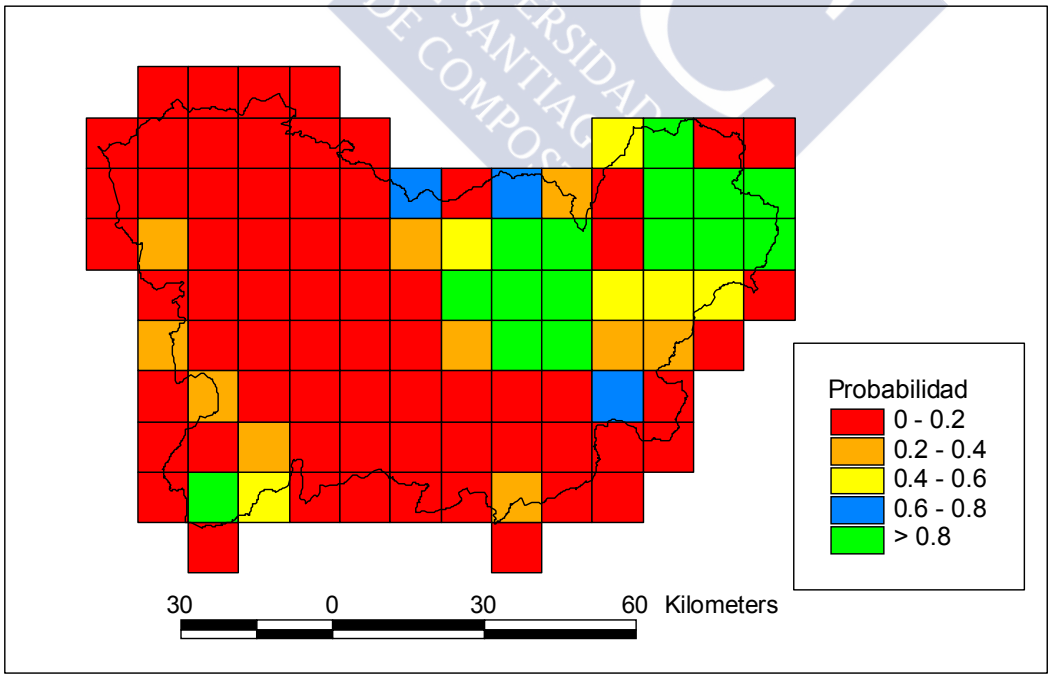

Figura 6. *Modelo de probabilidad de aparición del Águila real en Ourense obtenido a partir de las áreas de nidificación antiguas empleando todas las variables ambientales.*

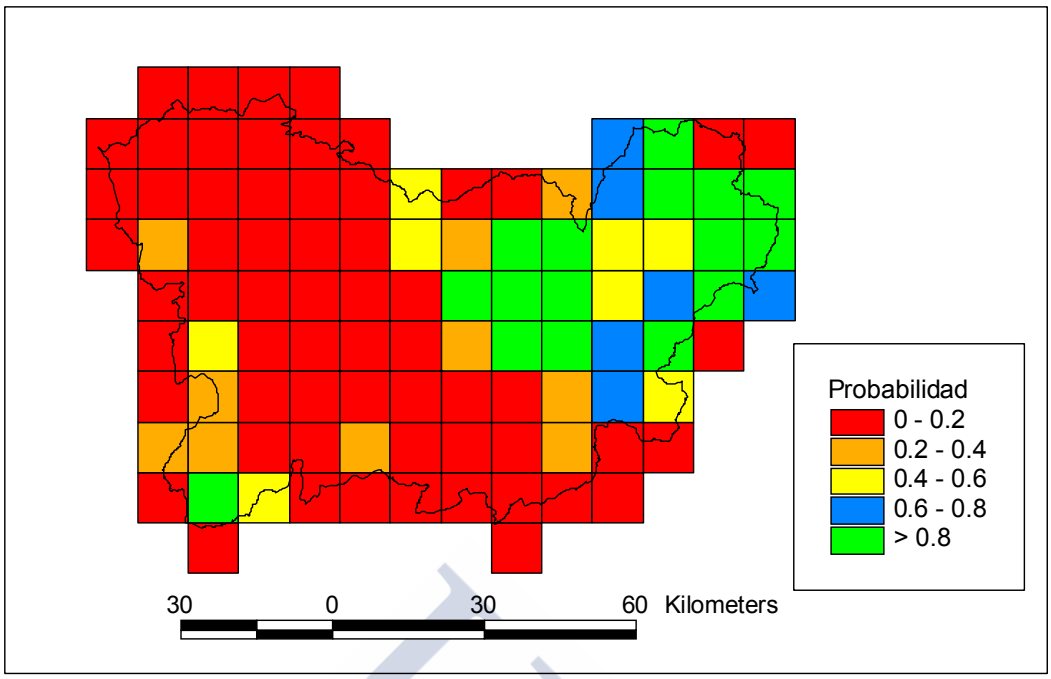

Figura 7. *Modelo de probabilidad de aparición del Águila real en Ourense obtenido a partir de las áreas de nidificación antiguas y ocupadas en la actualidad.*

En base a los tres modelos cartográficos desarrollados (Figuras 5, 6 y 7) se identificaron dos áreas de condiciones ambientales potencialmente adecuadas para el Águila real, coincidentes fundamentalmente con la mitad oriental y sector suroccidental de la provincia.

A partir de las probabilidades de aparición en los modelos se desprende que existe una menor disponibilidad de hábitat adecuado para el Águila real en los obtenidos a partir de las áreas ocupadas actualmente (Figura 5), que a partir de las de antigua ocupación y combinación de ambas (Figuras 6 y 7).

5. DISCUSIÓN

La población gallega de Águila real, que supone únicamente alrededor del 0,4 % de la población española (ARROYO, 2003), nunca debió de ser muy numerosa, dadas las características fisionómicas de esta región. Entre los factores limitantes (ver Capítulo 2) cabe citar la escasez de cortados rocosos adecuados para la nidificación, la gran presión humana y la escasa disponibilidad de presas naturales. Además, en las últimas décadas las repoblaciones forestales masivas, con apertura incontrolada de pistas y cortafuegos, ocasionaron importantes perturbaciones en las zonas donde tradicionalmente han construido sus nidos.

Esta población pudo alcanzar sus mínimos a finales de la década de 1980, probablemente por la mortandad experimentada a causa del veneno y la persecución directa en décadas anteriores (GUITIAN *et al*., 1991; ROMERO *et al*., 1995; DOMÍNGUEZ *et al*., 2000).

No obstante, la reducción de estas prácticas permitió, a partir de finales de 1980, una ligera recuperación cuyos efectos podrían tener reflejo en la actualidad. Sin embargo, el retorno del uso de veneno a partir de mediados de 1990 (HERNÁNDEZ, 2001) aumentó la mortalidad en toda la Península, lo que puede poner de nuevo en peligro la supervivencia de la población gallega.

El Águila real posee una elevada esperanza de vida y bajas tasas reproductoras, espaciamiento territorial regular por parte de las parejas nidificantes en medios estacionalmente predecibles y elevada filopatría (HALLER & SACKL, 1997; WATSON, 1997; NEWTON, 1998; CARRETE *et al*., 2001). La incidencia de la mortalidad no natural sobre las parejas nidificantes repercutirá en el éxito reproductivo, existiendo un riesgo cierto de desaparición a medio plazo en esta Comunidad.

En las sierras suroccidentales de Ourense (LIC Baixa-Limia) la persecución directa ha sido muy acusada en las últimas décadas y aunque los datos disponibles son escasos y no permiten ser concluyentes (PIMENTA, 1980), la productividad posiblemente haya sido muy baja, dadas las continuas agresiones y limitada disponibilidad de alimento (ver Capítulo 4; DOMÍNGUEZ *et al*., 2000). Sólo la elevada longevidad de esta falconiforme (WATSON, 1997) ha permitido atenuar la negativa incidencia de estos factores, encontrándonos actualmente ante su virtual extinción en el área de estudio. Por otra parte, se trata de un núcleo con un cierto grado de aislamiento y fragmentación respecto del área de distribución peninsular, implicando con ello problemas de conservación asociados, como son "Efecto Alle", de tipo genético o estocásticos (CAUGHLEY, 1994; SUTHERLAND, 2000; GREENE & STAMPS, 2001; FERRER, 2004). La ejecución de un plan de manejo efectivo implicaría la eliminación de las causas de mortalidad no natural y ahondar en las razones de una posible baja productividad (ver Anexo).

A nivel provincial, los datos disponibles sobre éxito reproductivo y pollos volanderos son limitados (MARTÍNEZ *et al*., 2003b) y no permiten ser concluyentes para establecer tendencias de dinámica, estructura y viabilidad poblacional, que son claves para poner de manifiesto el grado de fragilidad de la población así como los factores que desencadenan la mortalidad no natural (SUTHERLAND, 2000; BEISSINGER & McCULLOUGH, 2002; BALBONTIN *et al*., 2003). Por ello, sería preciso ahondar más en el seguimiento de diferentes parámetros poblacionales, así como en el éxito reproductivo de las parejas presentes y en la estructura de edad. Sin embargo, al igual que en otras zonas europeas de baja densidad (ZOCCHI & PANELLA, 1996), esta población podría no presentar necesariamente una productividad baja, siendo la densidad de presas suficiente para mantener un número limitado de parejas con grandes territorios de caza, ya que la competencia por el recurso sería menor (BOSCH, 2003). En este sentido, de haber existido una baja productividad en las últimas

décadas, con valores inferiores a 0,5 pollos/pareja, posiblemente no habría podido mantenerse una población estable en el área (ver KROPIL & MADJA, 1996).

La actual población de Águila real en Galicia puede ser reflejo de la recuperación que experimentó a partir de finales de la década de 1980, debido fundamentalmente a su protección más efectiva, abandono progresivo del campo y, sobre todo, la erradicación casi completa del veneno. La reaparición de éste en los últimos años podría llevar a la población provincial a una situación similar a la constatada para el núcleo del LIC Baixa-Limia, dado que se trata de una población pequeña, fragmentada y aparentemente aislada de los principales núcleos reproductores de la península Ibérica (ARROYO *et al*., 1990; ARROYO, 2003). El veneno es un factor especialmente peligroso, ya que no es selectivo e incide sobre todo en la población adulta reproductora (FERRER, 2004). El porcentaje de individuos encontrados muertos por el veneno se sitúa sólo en torno a un 10% (HERNÁNDEZ, 2003), lo que sugiere que el número real de ejemplares afectados en las montañas ourensanas sería bastante superior al reflejado para el LIC Baixa-Limia (ver Tabla 2).

Las perturbaciones humanas, tales como incendios forestales, actividades de minería (canteras), explotación silvícola y actividades de ocio en las inmediaciones de los nidos, son las que pudieron y pueden estar desplazando a las águilas a zonas menos óptimas para nidificar y cazar, con el consiguiente gasto energético y posible diversificación de la dieta hacia especies menos rentables (DELIBES *et al*., 1975; FERNÁNDEZ, 1993b; RICO & MARTÍN, 1998), lo que también repercutiría negativamente en el éxito reproductivo (WATSON, 1996; PEDRINI & SERGIO, 2002). La ubicación de las áreas de nidificación a gran escala, además de por la existencia de un sustrato de nidificación adecuado, puede ser reflejo de otros factores como la presión humana, igualmente fundamentales a la hora de desarrollar y planificar planes de manejo y conservación de esta rapaz en Ourense y que pueden enmascarar las características y potencialidad real de los hábitats presentes.

En esta especie el espaciamiento entre los nidos y territorios suele ser regular y suele responder a fenómenos de competencia intraespecífica (SOLONEN, 1993; WATSON, 1997; CARRETE *et al*., 2001). No obstante, existen otros factores, como la limitación de cortados rocosos, disponibilidad de presas y presión humana, que pueden hacer que esa distribución no sea regular (WATSON, 1997). En áreas de baja densidad, donde el sustrato de nidificación es escaso y limitante, como es el caso del noroeste de la Península (HEREDIA *et al*., 1988), éste puede ser el primer factor determinante de la densidad y presencia. En Ourense los territorios de cría presentan varios nidos cada uno (MARTÍNEZ *et al*., 2003b), y su conservación es fundamental, ya que permite a las águilas amortiguar la presión humana y cambiar de ubicación (ÁLVAREZ & DÍAZ, 1997).

5.1. Modelos de selección de hábitat.

Dado que la totalidad de las parejas de Águila real presentes en Ourense nidifican en cortados rocosos (ROMERO *et al.*, 1995), las variables topográficas asociadas a los relieves más escarpados y montañosos, tales como la Altura máxima, Diferencia altitudinal y Pendiente media, son las que más condicionan la presencia de áreas de cría. A la escala analizada (provincial) existe una respuesta positiva a las grandes áreas montañosas, al igual que sucede en otras zonas de la península Ibérica (CARRETE *et al*., 2000). Esta tendencia se pone más claramente de manifiesto considerando las áreas actuales de nidificación ya que, posiblemente debido a la persecución de las últimas décadas, la especie se ha refugiado principalmente en las áreas más montañosas y con menor presencia humana.

La disponibilidad trófica explica la mayoría de las variaciones en las densidades de falconiformes, excepto donde los lugares de nidificación están limitando las poblaciones (NEWTON, 1979; STEENHOF *et al*., 1997; WATSON, 1997; PEDRINI & SERGIO, 2002), como probablemente suceda en el área de estudio. Los medios abiertos de matorral son seleccionados positivamente por el Águila real como hábitat de caza, ya que la estructura de la vegetación favorece la detección de las presas y éxito de caza (MARZLUFF *et al*., 1997; WATSON, 1997; PETTY, 1998) y presentan a menudo las mejores densidades de especies-presa (Liebre ibérica, Conejo y Perdiz roja).

Se ha comprobado que en algunas áreas de la península Ibérica y Europa el Águila real no rehuye las áreas forestales asociadas a zonas de montaña, sobre todo si son abiertas y hay espaciamiento entre árboles (CARRETE *et al*., 2000; WATSON, 1997). Sin embargo, se han comprobado los efectos negativos de la reforestación de grandes extensiones de matorral, ya que en general disminuye las áreas adecuadas para cazar, así como las densidades de presas y, por consiguiente, el éxito reproductivo (McGRADY *et al*., 1997; WATSON, 1997; PEDRINI & SERGIO, 2001; WHITHFIELD *et al*., 2001; McGRADY *et al*., 2002).

En el modelo obtenido con las áreas antiguas de nidificación, la inclusión del número de núcleos de población con signo negativo y la longitud de borde entre bosque y embalses con signo positivo respondería al comportamiento reproductivo antropófobo de la especie (WATSON, 1997; PETTY, 1998; McGRADY *et al*., 2002). Ésta rehuye las zonas más densamente pobladas, empleando como áreas de cría zonas con presencia de cañones fluviales con cantiles donde actualmente existen embalses y abundantes formaciones boscosas. La inclusión de estas variables usando únicamente las áreas de nidificación antiguas podría deberse a la mayor presencia humana en las áreas rurales hace décadas, lo que condicionaba su presencia. Actualmente, debido al éxodo de la población rural se han despoblado extensas áreas que antaño presentaban mucha mayor densidad poblacional (PRECEDO, 1995), por lo que este factor puede haber perdido peso a la hora de determinar la distribución del Águila real en

Ourense. Podríamos incluso asistir a una etapa de recolonización de áreas donde había desaparecido antiguamente por dicha presión humana.

La inclusión de la Diferencia altitudinal y la Altura media en el modelo realizado a partir de las áreas antiguas de nidificación, descartando las variables que pudieron sufrir alteración en las últimas décadas, parece responder a la ocupación de áreas montañosas y escarpadas de elevada altura media.

En cuanto a las relaciones de la rapaz con los usos del suelo, el minifundio existente en Ourense y la consideración de grandes unidades fisionómicas (superficie arbórea y no arbórea), determinaron probablemente la inexistencia de relaciones negativas del Águila real con áreas agrícolas intensivas, que sí han puesto de manifiesto estudios de selección de hábitat para ésta y otras falconiformes en diferentes zonas de Iberia y de Eurasia (MARQUISS *et al*., 1985; TELLA *et al*., 1998; SÁNCHEZ-ZAPATA, 1999; CARRETE *et al*., 2000; CARRETE *et al*., 2002; SÁNCHEZ-ZAPATA *et al*., 2003). Dado que las prácticas agro-ganaderas tradicionales son un elemento fundamental en los ecosistemas de la península Ibérica (TUCKER & EVANS, 1997; TELLA *et al*., 1998), la modificación y revisión de la actual PAC (Política Agraria Comunitaria) desde una óptica conservacionista sería fundamental en el caso de Ourense (DE LA CONCHA, 2002).

A pesar de que estas prácticas de uso del suelo de baja intensidad y hábitats poco transformados se pueden considerar beneficiosas (DODD, 1988; GROVES & STEENHOF, 1988; KOCHERT *et al*. 1988; DONAZAR *et al*., 1996; KOCHERT *et al*, 1999; TUCKER & EVANS, 1997), en algunas áreas donde el pastoreo es demasiado intensivo se puede llegar a degradar la cubierta vegetal, disminuyendo las densidades de presas. Igualmente los fuegos demasiado intensos pueden provocar efectos negativos sobre las mismas (WATSON, 1997; CAMPRODON & PLANA, 2001).

Los hábitos carroñeros del Águila real (WATSON, 1997; GÓMEZ, 2001) son más marcados cuando escasean sus presas naturales. Se ha comprobado cómo en muchas áreas de Europa vive en zonas de ganadería extensiva (DONÁZAR *et al*., 1996; WATSON, 1997) y los cambios hacia usos más intensivos del suelo pueden causar una reducción en la disponibilidad alimento. Ésta a su vez puede provocar un bajo éxito reproductivo, una baja densidad o ambos hechos. El descenso experimentado en la cabaña ganadera en régimen extensivo de Ourense en los últimos 30 años (PRECEDO, 1995) puede haber limitado la disponibilidad trófica para el Águila real, ya que esta fuente de alimento desempeña un papel especialmente importante, sobre todo con los juveniles en período de dispersión (ZOCCHI & PANELLA, 1996; WATSON, 1997). Paradójicamente, a pesar de los beneficios expuestos de la ganadería extensiva, esta actividad fue ligada a un uso indiscriminado de venenos, lo que contribuyó a la disminución de la población gallega de Águila real.

Los modelos cartográficos obtenidos de áreas de hábitat adecuado constituyen una herramienta para la gestión de la especie, pues permiten identificar áreas de importancia y probablemente de alta biodiversidad (SERGIO *et al*., 2004). Igualmente pueden contribuir a la atenuación de los impactos de origen humano y la correcta planificación de infraestructuras futuras (MADDERS & WALKER, 2002; MARTÍNEZ *et al*., 2003a), así como para realizar actuaciones de mejora de hábitat (lucha contra el veneno, mejora en la disponibilidad de presas, limitación de las repoblaciones forestales) que podrían repercutir en la viabilidad de esta frágil población y de otras especies de vertebrados.

La población de Águila real en Ourense, aunque presenta una densidad baja (3,3 parejas/1.000 km^2) inferior a las registradas en otras zonas de la Península y de Europa (BENITO *et al*., 1993; PEDRINI & SERGIO, 2001; WATSON, 1997; SÁNCHEZ-ZAPATA *et al*., 2000; ARROYO *et al*., 2003), pudiera encontrase cercana a la densidad máxima posible, dada la capacidad de carga que el medio puede proporcionar. Esta capacidad vendría determinada por una limitación en la disponibilidad de los sustratos de nidificación, presión humana y baja densidad de presas. No obstante, a la vista de los modelos cartográficos obtenidos a partir de áreas antiguas y de combinación de áreas antiguas y actuales de nidificación, parece plausible considerar que el hábitat potencialmente disponible permitiría albergar un mayor número de parejas reproductoras. Para ello habría que corregir las condiciones de presión humana (perturbaciones, veneno, caza) y disponibilidad de presas.

Las medidas de conservación basadas únicamente en la protección de los lugares de nidificación han sido consideradas habitualmente inadecuadas para las grandes falconiformes, ya que la mayoría de los espacios protegidos son demasiado pequeños para soportar poblaciones viables de éstas. Por ello, la conservación y manejo de amplias áreas ha sido propuesta como una herramienta de conservación más efectiva (WIDEN, 1994; TUCKER & EVANS, 1997; PEDRINI & SERGIO, 2002). En este sentido, en Ourense sería fundamental un manejo adecuado de los espacios protegidos existentes, como los Parques Naturales Baixa-Limia-Serra do Xurés, Serra da Lastra, Invernadeiro y los LICs del Macizo Central, Cañon de río Sil y Pena Trevinca, que han sido identificados por los modelos cartográficos como áreas importantes para el Águila real en Ourense.

La información referida a la ubicación de las áreas de nidificación ha de ser actualizada anualmente, para así poder generar nuevos modelos de áreas idóneas y evaluar la posible evolución espacio-temporal de la población (McLEOD *et al*., 2002). En este sentido, los estudios que se consideran fundamentales para establecer un plan de conservación en Ourense serían:

1. Demográficos, de evaluación de las tasas reproductivas, conocimiento de las clases de edad presentes en el área y análisis de viabilidad de la población (PVA) en el futuro (REAL *et al*., 1991; REAL & MAÑOSA, 1997; HUNT, 1998; ANTOR, 2003).

2. Profundización en el conocimiento de la dispersión de los jóvenes, hábitats que seleccionan, su relación con las poblaciones de reclutamiento y las tasas y causas de mortalidad para reducir la mortandad pre-adulta (FERRER & HARTE, 1997; O´TOOLE *et al*., 1999).

6. ANEXO

Plan de manejo del Águila real en el LIC Baixa-Limia

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

6.1. Introducción.

Las poblaciones de falconiformes se encuentran entre las más estables en cuanto a número de individuos reproductores a lo largo del tiempo. Estas poblaciones pueden mantenerse constantes a lo largo de muchos años sin apenas mostrar cambios significativos, gracias a su posición en la cima de las cadenas tróficas y a su gran longevidad (NEWTON, 1979), si bien para que tal situación ocurra no deben incidir acciones de origen antrópico que actúen negativamente sobre las poblaciones, hábitats de nidificación y recursos tróficos.

Las grandes rapaces como el Águila real, típicas estrategas de la K, se caracterizan por presentar madurez sexual tardía, alta longevidad, bajas tasas reproductoras, espaciamiento territorial regular por parte de las parejas nidificantes en medios estacionalmente predecibles y no suelen sufrir alteraciones demográficas relevantes, a no ser que exista una alta mortalidad adulta debido a persecución directa o efecto de pesticidas (NEWTON, 1979; HALLER & SACKL, 1997; WATSON, 1997; NEWTON, 1998; CARRETE *et al*., 2001).

La elevada filopatría por sus lugares de nidificación hace de la comunidad de falconiformes una comunidad de depredadores cuyos problemas en su conservación giran en torno a dos aspectos fundamentales:

1) Disponibilidad de lugares adecuados para la nidificación.
2) Disponibilidad de recursos tróficos suficientes (NEWTON, 1979).

Ambos aspectos actúan sobre las densidades y distribución y constituyen factores limitantes clave de sus tamaños poblacionales específicos, implicando la necesidad de una buena conservación del medio y buena calidad de hábitat en extensiones grandes o muy grandes, dados los dominios vitales de muchas de estas especies. Estos requerimientos se acompañan de un comportamiento habitualmente antropófobo, que implica que los territorios tengan que estar libres de perturbaciones humanas significativas, especialmente durante el período reproductivo.

Tales planes de manejo plantean notables dificultades de índole práctica, ya que estas especies:

1) Precisan habitualmente de grandes superficies en las cuales suelen darse fenómenos de fragmentación de hábitats ligados a actuaciones humanas (agricultura, ganadería, incendios) que inciden negativamente.
2) Tienen requerimientos de nidificación bastante estrictos.
3) Compiten con el hombre por determinados recursos tróficos (Lagomorfos, Galliformes), lo que lleva a situaciones de conflicto con actividades humanas difíciles de resolver.

El Plan de manejo del Águila real elaborado para el LIC Baixa-Limia se fundamenta por un lado en el conocimiento de la problemática actual de la zona de estudio, y por otro en el

análisis de escenarios comparados que permite extraer medidas aplicadas en programas de gestión de diferentes falconiformes (CUGNASSE & LEBRUN, 1987; CADENAS, 1996; HEREDIA, 1998). Conviene recalcar que este plan de manejo puede tener efectos positivos en las poblaciones locales de otras falconiformes, especialmente aquellas de hábitos rupícolas y que cazan en espacios abiertos. En cuanto a los problemas de conservación identificados en el área, se podría establecer la siguiente combinación de factores que derivan un alto riesgo de extinción para la especie (NEWTON, 1998): pequeña área de distribución, escaso hábitat adecuado disponible y baja densidad.

6.2. Identificación de problemas de conservación.

Los principales problemas de conservación y amenazas para el Águila real en el área de estudio son los siguientes:

1. Tamaño poblacional crítico. La situación actual de la población de Águila real en el LIC Baixa-Limia y en la vertiente portuguesa del Parque Nacional Peneda-Gerês puede considerarse crítica. En el territorio portugués la estima poblacional actual es incierta, aunque todo parece indicar que en los primeros años del presente siglo la especie desapareció como reproductora (Francisco Alvares y Alfredo Rua com. pers.) En la parte gallega no hay actualmente parejas reproductoras asentadas. Aunque no parece que esta población sea totalmente cerrada, no cabe excluir la existencia de un cierto aislamiento geográfico que favorezca la ocurrencia de factores de riesgo asociados a pequeñas poblaciones (SUTHERLAND, 2000). De ser así, el tamaño poblacional probablemente sea inviable para la recuperación de la especie (SUTHERLAND, 2000; BEISSINGER & McCULLOUGH, 2002).

2. Incidencia de caza ilegal. Aunque no se tiene constancia de casos recientes de mortalidad por caza, sí hemos recogido informaciones de épocas no demasiado lejanas que denotan que esta actividad continúa siendo un factor de riesgo para la exigua población local.

3. Uso ilegal de venenos. La utilización de estricnina y otros venenos para el control de determinados depredadores, fundamentalmente del Lobo (*Canis lupus*), continúa siendo actualmente una práctica habitual, incluso dentro de los límites del Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés. Se ha podido recoger información fidedigna de varios casos de envenenamientos de Águilas reales

(ver apartado 4.2.3), que sin duda deben corresponder a una pequeña fracción de los individuos realmente afectados (HERNÁNDEZ, 2001, 2003). Dado el comportamiento carroñero que habitualmente desarrolla el Águila real (WATSON, 1997), esta actividad resulta extremadamente peligrosa para la viabilidad de la población local.

4. Infraestructuras potencialmente peligrosas. En este apartado cabe englobar construcciones humanas que impliquen riesgo de incremento de mortalidad y/o de perturbaciones en áreas de búsqueda de alimento. Se han identificado en el territorio de estudio las siguientes:

-Postes eléctricos con apoyos susceptibles de provocar electrocuciones. No se han constatado casos de mortalidad por electrocución en el área de estudio, si bien sería necesario un muestreo específico destinado a cuantificar su incidencia. Aunque no se ha efectuado un inventario exhaustivo de todos los postes de tendido eléctrico en el área del LIC, se han localizado fundamentalmente en la zona de la Serra do Quinxo y estribaciones de la Serra de Queguas.

-Tendido eléctrico de alta tensión correspondiente a la línea del Embalse de Lindoso. Este tendido sale del mencionado embalse, transcurre a lo largo del LIC en su zona occidental y atraviesa la Serra do Laboreiro. Existe un riesgo evidente de muerte de ejemplares por colisión, máxime teniendo en cuenta que el sector norte (Serra do Laboreiro) constituye la principal área de campeo para el Águila real (ver Figura 3).

-Parques eólicos. Aunque en este momento no está instalado ningún parque eólico en el territorio de estudio, de acuerdo con el Plan Eólico Estratégico elaborado por la Dirección Xeral de Industria de la Consellería de Industria, está prevista la instalación de alguno dentro de los límites del LIC, en concreto en la Serra do Laboreiro.

5. Perturbaciones humanas en puntos críticos para la reproducción. Los datos recogidos acerca del uso humano (DOMÍNGUEZ *et al*., 2000) reflejan una intensidad de uso escaso en las zonas de máximo interés para la ubicación de posibles nidos de Águila real: Zona de Altar dos Cabróns, Fitoiro y Pión de Parede (ver Figura 4). No obstante, esta intensidad de uso en meses

primaverales y la ausencia de un control efectivo de tránsito por la zona pueden ser suficientes para dificultar enormemente, o incluso impedir definitivamente, la posible recolonización de estos cantiles.

6. Disponibilidad de especies-presa. El estudio de distribución y abundancias de Lagomorfos y Perdiz roja en el territorio situado por encima de la cota de 800 m revela una situación muy mala, casi crítica (ver Capítulo 4). Siendo la disponibilidad de estas presas habituales en la dieta de esta falconiforme un factor de primer orden a la hora de asegurar su persistencia en la zona, no cabe sino recalcar la necesidad de arbitrar medidas para paliar esta mala situación actual.

7. Degradación de hábitats. Entre los factores de alteración de hábitat negativos cabe mencionar:

- Repoblaciones forestales masivas en zonas que utiliza para cazar (Serra do Laboreiro). Distintos autores han puesto de manifiesto el efecto negativo de esta actividad en las poblaciones de esta ave rapaz (WATSON, 1997).
- Cambio de los usos del suelo y abandono del campo, que ha dado al traste con hábitos agrícolas muy beneficiosos para ciertas especies presa, como son los cultivos tradicionales de centeno, cebada y algunas leguminosas (TUCKER & EVANS, 1997).
- Incendios, que aunque no inciden directamente sobre la población de águilas pueden provocar altas mortandades de especies-presa.
- Apertura de pistas y carreteras dentro del área de estudio, que posibilitan una mayor accesibilidad a determinadas áreas importantes de antigua nidificación y de campeo.

8. Guardería adscrita al Parque Natural. El contacto a lo largo del trabajo de campo con la guardería adscrita al Parque Natural BaixaLimia-Serra do Xurés lleva a efectuar las siguientes consideraciones:

- Numéricamente resulta insuficiente para cubrir satisfactoriamente la vigilancia del Parque Natural.
- Debería dotarse de medios materiales suficientes para maximizar su labor (material óptico, GPS, etc).

- La mayoría carece de suficiente formación en aspectos relevantes como la identificación de especies o técnicas básicas en el muestreo de poblaciones animales.

6.3. Estrategias de manejo para el Águila real en el LIC Baixa-Limia.

El objetivo fundamental de este plan de manejo es el de incrementar el número de ejemplares hasta conseguir un núcleo poblacional estable y suficiente en su área de distribución actual, de modo que se favorezca la colonización de los territorios considerados como hábitat potencial y se garantice la viabilidad de la población. La consecución de este objetivo permitirá que la especie se recupere en el área de la situación crítica actual.

6.3.1. Actuaciones orientadas a favorecer el asentamiento de parejas reproductoras en el LIC Baixa-Limia.

6.3.1.1. Minimización del impacto humano sobre puntos críticos para la nidificación. El Águila real es una de las especies más sensibles a las perturbaciones de origen humano durante el período de selección de cantil de nidificación y fase de incubación de la puesta. PETTY (1998) señala que el área libre de perturbaciones humanas alrededor del nido para esta falconiforme ha de ser de, al menos, 225 ha, fijando la distancia mínima de presencia de personas en 900 m. Con estos parámetros parece aconsejable reducir al máximo la influencia humana en las zonas potencialmente más adecuadas para una posible recolonización reproductora por parte del Águila real. La aplicación de estas medidas se vería facilitada en ocasiones por estar incluidos tramos de pista dentro de la zona de reserva integral Serra do Xurés (PRUX, DOGA nº 107 de viernes 5 de junio de 1998).

6.3.1.2. Actuaciones de reforzamiento de la población local.

A. De constatarse una mejora sustancial en la capacidad de acogida del área de estudio, se podría plantear la suelta de ejemplares procedentes de centros de recuperación, o nacidos en cautividad y criados *in situ* con técnicas de cría campestre.

Los programas de reforzamiento y reintroducción de Falconiformes y Estrigiformes conllevan grandes problemas, aunque en los últimos años se han realizado exitosos programas con diferentes especies de rapaces (RADLER & BERGERHAUSEN, 1988; TERRASE *et al.*, 1994; FREY *et al.*, 1994; MADERO & FERRER, 2002; O´TOOLE, 2002). Afrontar un

hipotético plan de reforzamiento de la población de Águila real en el área de estudio con unas mínimas garantías de éxito sería inviable en las actuales condiciones de amenazas directas y de conservación del hábitat.

En los últimos años se está desarrollando un plan de sueltas de ejemplares en el Parque Natural Baixa-Limia Serra do Xurés, nacidos en cautividad y adaptados al medio mediante técnicas de cría campestre. Éste fue el caso de tres individuos macho liberados en los años 2001, 2002 y 2004. El asentamiento de estos ejemplares presenta una gran dificultad, ya que en general las rapaces en general son malas recolonizadoras, máxime en zonas de hábitat subóptimo donde las agresiones han sido y son intensas y se han reducido las tasas reproductoras (ver DOMÍNGUEZ *et al*., 2000). Este hecho queda totalmente de manifiesto ante la localización de uno de estos citados ejemplares envenenado en el verano de 2002 en la zona norte del LIC (Serra de Laboreiro) (ver Tabla 2). En este escenario parece totalmente imposible pensar en una recuperación, de no tomarse las medidas adecuadas de protección y vigilancia. Siendo fundamental conservar núcleos como los de las sierras centro-orientales de Ourense, evitando su fragmentación y favoreciendo su expansión e interconexión futura con otros núcleos como el de las sierras suroccidentales.

B. Mejora del éxito reproductivo en posibles parejas asentadas dentro del LIC Baixa-Limia. De producirse algún intento futuro de nidificación en el territorio del LIC Baixa-Limia, se sugieren las siguientes actuaciones destinadas a incrementar el éxito reproductivo de las parejas:

- Aporte artificial de presas vivas o de carroña en lugares querenciados por los adultos reproductores. Como medida transitoria se sugiere el aporte puntual de presas vivas, cuando se constate que los intentos de nidificación fracasan por la baja disponibilidad trófica. Los aportes se realizarían 2 meses antes del momento de la puesta. Esta técnica ha sido empleada en diversas localidades ibéricas con otras grandes falconiformes (REAL, 1989; FERNÁNDEZ *et al*., 1998).

- Medidas de manejo de huevos y/o pollos para incremento del éxito reproductivo. Estas medidas sólo serían posibles de producirse un asentamiento estable de parejas reproductoras en el área del LIC y se orientarían a incrementar el éxito reproductivo de dichas parejas.

6.3.1.3. Actuaciones destinadas a reducir la mortalidad no natural de adultos y subadultos.

A. Balizamiento de la línea de alta tensión procedente del Embalse de Lindoso a su paso por el Parque Natural y Serra do Laboreiro.

La colisión contra conductores de líneas de transporte eléctrico es un episodio poco frecuente en las rapaces, ya que el grosor de estos cables puede facilitar su detección a distancias seguras para las aves. La mayor parte de los accidentes suceden con el cable de tierra, que es más fino que los conductores y por lo tanto más difícil de ver para los ejemplares en vuelo (ALONSO & ALONSO, 1999). No obstante, se ha constatado en distintas zonas españolas la ocurrencia de casos de mortalidad de falconiformes y estrigiformes de gran tamaño por colisión (ALONSO & ALONSO, 1999). Teniendo en cuenta la gran importancia de la Serra do Laboreiro como área de campeo del Águila real y el estado crítico de la población local, se hace imprescindible la aplicación de estas medidas que minimicen al máximo el riesgo de mortalidad no natural.

B. Eliminación total de las prácticas de envenenamiento y caza ilegal.

El objetivo de esta medida es el de eliminar esta posible fuente de mortalidad no natural en la población local (ver apartado 4.2.3). El logro de este objetivo está estrechamente ligado a la ejecución de otra serie de medidas, que serían:

-Intensificación de la vigilancia sobre el terreno, tanto por parte de la guardería del Parque como del SEPRONA, especialmente en la zona de Serra do Quinxo–Queguas y Serra do Laboreiro.

-Realización de campañas informativas (colegios, asociaciones de cazadores, etc) en los núcleos de población ubicados en el interior del LIC Baixa-Limia, destinadas a divulgar los efectos desastrosos de la utilización de venenos para el ecosistema (Programa Antídoto y sus protocolos de actuación, etc).

Como se indicó en el apartado 4.2.3., en los últimos 25 años se han constatado episodios de muerte de Águilas reales en la zona de estudio, tanto por envenenamiento como por caza ilegal, siendo seguramente el número real de estos episodios mucho mayor del registrado. Cabe pensar que la situación en los últimos años, especialmente a raíz de la declaración del Parque Natural, haya mejorado con relación a la caza ilegal, práctica que puede suponerse erradicada. Sin embargo, no es así con la utilización de cebos envenenados, puesta de manifiesto durante la realización del trabajo de campo y en años posteriores.

6.3.1.4. Actuaciones orientadas a la protección y mejora de la calidad del hábitat.

A. Actuaciones de índole legislativa.

-Ampliación de los límites actuales del Parque Natural. Se sugiere la ampliación de los límites actuales del Parque Natural Baixa-Limia-Serra do Xurés para la inclusión de la Serra do Laboreiro y Serra da Pena (actuales límites del LIC Baixa-Limia). El Parque ampliado se extendería por los municipios de Bande, Padrenda, Lobeira, Lobios, Calvos de Randín, Quintela de Leirado, Entrimo, Muiños y Verea, abarcando una superficie de aproximadamente 34.300 ha.

B. Actuaciones sobre el hábitat (manejo del hábitat).

- Paralización de las repoblaciones forestales en las zonas altas de las sierras (> 800 m de altitud). Las partes altas de las sierras de Queguas y Laboreiro constituyen la principal área de campeo en el LIC Baixa-Limia. Numerosos estudios (WATSON *et al*., 1987; MACGRADY *et al*., 1997; PETTY, 1998; WATSON, 1992; WATSON, 1997; WHITFIELD *et al*., 2001) han puesto de manifiesto que la capacidad de acogida del medio se correlaciona negativamente con la extensión de territorio masivamente reforestado. Ambas evidencias justifican la medida de gestión sugerida.

- Mantenimiento y fomento de los usos ganaderos tradicionales. La actividad del pastoreo repercute de diferentes modos sobre las falconiformes (KOCHERT *et al*., 1988; DONÁZAR *et al*., 1996). En el caso del LIC Baixa-Limia, existe una actividad ganadera en régimen extensivo que se considera beneficiosa para las rapaces y sus poblaciones de especies-presa (THIRGOOD *et al*., 2000). Por lo que se sugiere el mantenimiento, incluso incentivado, de usos ganaderos tradicionales (pastoreo extensivo), especialmente en la parte alta de las sierras.

Una parte importante de la dieta del Águila real en muchas localidades europeas la componen los cadáveres abandonados (WATSON, 1997). Esta fuente de alimento es de gran importancia para mantener sus densidades, especialmente durante el invierno (WATSON & LANGSLOW, 1989), y sobre todo para los jóvenes inexpertos en la etapa de dispersión postgenerativa. Esta relevancia se ve incrementada en el territorio de estudio al ser un área de baja disponibilidad de presas naturales (ver capítulo 4).

- Paralización total de apertura de nuevas pistas en las Serras de Queguas y Laboreiro. Se sugiere la prohibición de apertura de nuevas pistas en todo el territorio del LIC Baixa-Limia ubicado por encima de la cota altitudinal de 800 m, así como en zonas más bajas de especial interés (áreas declaradas de Reserva Integral o de Protección Especial en el PRUG (Plan Rector de Uso y Gestión) del Parque Natural.

- Incremento de las poblaciones de especies-presa del Águila real. En este apartado cabe contemplar tres tipos principales de medidas: relativas al manejo de la vegetación, la gestión cinegética y la política de sueltas de Lagomorfos y Galliformes (ver Capítulo 4).

6.3.1.5. Veto a la posibilidad de construcción de un Parque Eólico en la Serra do Laboreiro.

Se sugiere la no instalación de parques eólicos en la Serra do Laboreiro o cualquier otra zona ubicada en el interior del LIC Baixa-Limia. La Serra do Laboreiro resulta de vital importancia para la viabilidad de la población local de Águila real. La construcción de un parque eólico en esta Sierra está prevista en el Plan Eólico Estratégico elaborado por la Consellería de Industria de la Xunta de Galicia. Su ejecución supondría la necesidad de incrementar las infraestructuras viarias (red de pistas), provocando un incremento potencial muy notable de la presencia de personas en ese territorio, con un impacto negativo que interferiría en el comportamiento de búsqueda de alimento de los ejemplares (MADDERS & WALKER, 2002). Por último, cabe recalcar que esta zona está incluida en la propuesta de espacios naturales de Galicia para formar parte de la Red Natura 2000 (DOGA nº 216 de 9 de noviembre de 1999).

6.3.1.6. Mejora en la prevención y combate contra incendios en áreas críticas para el Águila real.

El actual sistema de prevención y vigilancia de incendios en el territorio del LIC Baixa-Limia ha alcanzado un nivel muy aceptable. No obstante, dada la problemática de la zona se sugiere, en la medida de lo posible, el reforzamiento de las medidas de vigilancia y en su caso de combate de los incendios forestales en todo el territorio.

Los grandes incendios forestales son extremadamente negativos para la fauna, fundamentalmente para algunas especies de pequeños vertebrados, y causan grandes mortandades en diferentes especies-presa como los Lagomorfos (GROOVES & STEENHOF, 1988; CAMPRODON & PLANA, 2001), pudiendo afectar a la ocupación de territorios así como al éxito reproductivo del Águila real (KOCHERT *et al*, 1999). En este sentido, el incendio que afectó a unas 5.000 ha del Parque Natural durante el verano de 1998 pudo tener una repercusión muy negativa para las poblaciones de las especies-presa del Águila real.

6.3.2. Actuaciones destinadas a mejorar la acción de la guardería adscrita al Parque Natural.

Se sugiere la necesidad de articular un programa de formación que mejore la capacidad técnica de la guardería adscrita al Parque Natural en los siguientes aspectos: reconocimiento de

especies de falconiformes, métodos de búsqueda y seguimiento de nidos, métodos de monitorización de especies-presa e intensificación en la lucha contra la colocación de cebos envenenados.

Los criterios actuales de gestión de las áreas protegidas en países desarrollados establecen la necesidad de contar con una guardería que, además de labores estrictamente policiales, realice labores de seguimiento de las poblaciones de determinadas especies (GRIER & FYFE, 1987; PETTY, 1998). Igualmente es necesario la mejora de los medios materiales (material óptico, GPS, etc) a disposición de la guardería.

6.3.3. Desarrollo de líneas de investigación y seguimiento que permitan mejorar la estrategia de conservación de la especie.

A. Monitorización de la población reproductora de Águila real. A pesar de que en el momento presente el Águila real no nidifica en el territorio de estudio, se hace imprescindible un seguimiento anual de las zonas potenciales de reproducción, con el fin de detectar posibles intentos de nidificación. Este seguimiento se extenderá desde principios de febrero y a lo largo de la primavera, y sería realizado prioritariamente por la guardería adscrita al Parque Natural. El esquema temporal de ejecución de este seguimiento se indica en el Cuadro1.

PERÍODO	ACTUACIONES A DESARROLLAR
OCTUBRE-NOVIEMBRE	Decisión por parte del Equipo Técnico del Parque de las áreas prioritarias a controlar durante el período reproductivo siguiente. Establecimiento de dos niveles de búsqueda: - Nivel 1. Territorios de cría ya conocidos de años anteriores (de ser el caso). - Nivel 2. Nuevas zonas potencialmente adecuadas para la especie.
FEBRERO-ABRIL	Búsqueda de posibles parejas asentadas, incluyendo la delimitación espacial del territorio prospectado.
JULIO-SEPTIEMBRE	Procesado de la información. Volcado de datos a una base de datos Elaboración de mapas de prospección y, en su caso, de ubicación de territorios de nidificación.

***Cuadro 1**. Temporalización anual del Plan de seguimiento de la población reproductora de Águila real en el LIC Baixa-Limia.*

B. Detección de mortalidad no natural asociada a líneas y postes de tendido eléctrico. Se sugiere la necesidad de efectuar un seguimiento de la mortalidad no natural causada por choques de falconiformes, incluida Águila real, con líneas de alta tensión y electrocuciones por apoyo en postes peligrosos.

C. Desarrollo de líneas de investigación orientadas al conocimiento de aspectos de la bioecología del Águila real relevantes para su gestión.

Se sugieren los siguientes aspectos de estudio:

-Selección de hábitat

-Conocimiento del espectro trófico y sus variaciones a lo largo del ciclo anual.

-Conocimiento de las estrategias de dispersión posgenerativa de juveniles, y de adultos en período reproductivo y posreproductivo, contemplado la posibilidad de utilización de técnicas de radiomarcaje. Este estudio implicaría la colaboración estrecha con los gestores del Parque Nacional portugués.

-Conocimiento de las causas de mortalidad no natural en adultos y pollos.

-Estudio de otros aspectos básicos de la reproducción, mediante el seguimiento de nidos ocupados: selección de hábitat de nidificación, parámetros reproductores.

-Colaboración con Centros de Investigación nacionales o extranjeros para el intercambio de experiencias e información y sobre el manejo del Águila real.

6.3.4. Desarrollo de campañas de información en el territorio del Parque Natural Baixa-Limia Serra do Xurés.

Producción de publicaciones escritas, folletos y vídeos, en colaboración con el Parque Nacional portugués, acerca de aspectos generales y de necesidad de conservación del Águila real en todo el territorio.

7. BIBLIOGRAFÍA

ALONSO, J.A. & ALONSO, J.C. 1999. Colisión de aves con líneas de transporte de energía eléctrica en España. En, M. Ferrer & G.F.E. Janss (Eds.): *Aves y líneas eléctricas*, pp. 61-88. Ed. Quercus, Madrid.

ÁLVAREZ, M. & DÍAZ, J. 1997. Seguimiento y conservación de Águilas reales y perdiceras en el Sistema Central. *Quercus*, 141: 18-22.

ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. & THOMPSON, W. L. 2000. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *Journal Wildlife Management,* 64 (4): 912-923.

ANDERSON, S. H. & GUTZWILLER, K. J. 1994. Habitat evaluation methods. En, T. A Bookhout (Ed.): *Research and management techniques for wildlife and habitats*, pp. 254-271. The Wildlife Society, Bethesda.

ANTOR, R. J. 2003. El impacto del veneno en la población no reproductora de Quebrantahuesos. *Quercus*, 212: 14-20.

ARROYO, B. 2003. Águila Real, *Aquila chrysaetos.* En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. pp. 188-189. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

ARROYO, B.; FERREIRO, E. & GARZA, V. 1990. *El Águila real (Aquila chrysaetos) en España. Censo, distribución, reproducción y conservación*. Serie Técnica, ICONA, Madrid.

BALBONTIN, J.; PENTERIANI, V. & FERRER, M. 2003. Variations in the age of mates as an early warning signal of changes in populations trends? The case of Bonelli´s eagle in Andalusia. *Biological Conservation*, 109: 417-423.

BATES, J. W. & MORETTI, M. O. 1994. Golden eagle (*Aquila chysaetos*) population ecology in eastern Utah. *Great Basin Naturalist*, 54 (3): 248-255.

BECHARD, M.J. & MCGRADY, M. J. 2002. Status and conservation of Golden Eagles. *Journal Raptor Research,* (1 Suplement): 2.

BEEISINGER, A. R. & McCULLOUGH, D. R. 2002. *Population viability analysis.* The University of Chicago Press, Chicago.

BENITO, J. L.; BALLESTEROS, F.; GIL, J. & GONZÁLEZ-QUIROS, P. 1993. Situación, problemática y conservación del Águila real (*Aquila chrysaetos*) en Asturias. *Alytes,* 7: 105-115.

BEUTEL, T, S.; BEETON, R, J. & BAXTER, G, S. 1999. Building better wildlife-habitat models. *Ecography*, 22 (2): 219-223.

BIRDLIFE INTERNACIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, 2000. *European bird populations: estimates and trends*. Cambridge, UK: BirdLife International (Birdlife Conservation Series Nº 10).

BORLENGHI, F. 1992. Riproduzione di tre coppie di Aquila reale, *Aquila chrysaetos*, nell´Apennino Centrale, in confronto con alcuni fattori antropici e di disturbo. *Rivista Italiana di Ornitologia„* 62(1-2): 29-34.

BOSAKOWSKI, T. & SPEISER, R. 1994. Macrohabitat selection by nesting Northern Goshawks: implications for managing eastern forests. *Studies in Avian Biology,* 16: 46-49.

BOSCH, J. 2003. Fenología y parámetros reproductivos de Aguililla calzada (*Hieraaetus pennatus*) en Cataluña Central (España). *Ardeola,* 50 (2): 181-189.

BRITO, J. C.; CRESPO, E. G. & PAULO, O. 1999. Modelling wildlife distributions: Logistic Multiple Regression vs Overlap Analysis. *Ecography,* 22: 251-260.

BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 1998. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag, New York.

BUSTAMANTE, J. 1997. Predictive models for Lesser kestrel (*Falco naumanni*) distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation,* 80: 153-160.

BUSTAMANTE, J. & SEOANE, J. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography*, 31: 295-306.

CADENAS, R. 1996. Resultados de la aplicación del plan de manejo del Aguila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*) en el P.N de Doñana entre 1986 y 1994. En, J. Muntaner, & J. Mayol, (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, pp. 211-217. Monografías nº 4. SEO, Madrid.

CAMPRODON i SUBIRACHS, J. & PLANA BACH, E. (Eds.). 2001. *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada*. Edicions de la Universitat de Barcelona, Barcelona.

CARRASCAL, L. M. & LOBO, J. M. 2003. Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. En, R. Martí & J. C del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España,* pp. 651-668. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

CARRETE, M; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. & CALVO, J. F. 2000. Breeding densities and habitat attributes of Golden eagles in southeastern Spain. *Journal Raptor Research,* 34 (1): 48-52.

CARRETE, M; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A.; MARTÍNEZ, J. E.; PALAZÓN, J. A. & CALVO, J. F. 2001. Distribución espacial del Águila-Azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) y del Águila real (*Aquila chrysaetos*) en la región de Murcia. *Ardeola*, 48 (2): 175-182.

CARRETE, M; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A.; MARTÍNEZ, J. E.; SÁNCHEZ, M. A. & CALVO, J. F. 2002. Factors influencing the decline of a Bonelli´s eagle *Hieraaetus fasciatus* population in southeastern Spain: demography, habitat or competition?. *Biodiversity and Conservation,* 11: 975-985.

CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63: 215-244.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (Eds.). 1980. *The Birds of the Western Palearctic, vol. II.* Oxford University Press, Oxford.

CUGNASSE, J.M. & LEBRUN, O. 1987. Techniques de gestion applicables a la protection de l´aigle royal durant sa periode de reproduction. En *Proceedings 1º Symposium on Golden eagle in Europe*, pp. 142-146.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (Eds.) 1994. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl.* Lynx Edicions, Barcelona.

DELIBES, M.; CALDERON, J. & HIRALDO, F. 1975. Selección de presa y alimentación en España del Águila Real (*Aquila chrysaetos*). *Ardeola*, 21: 285-303.

D.G.C.N. (Dirección General de Conservación de la Naturaleza). 2000. *Tercer Inventario Forestal Nacional (1.997-2.006): Galicia*.

DE LA CONCHA, I. 2002. La nueva PAC debe contemplar más medidas para el desarrollo rural. *La Garcilla,* 113: 28-30.

DÍAZ, M.; ASENSIO, B. & TELLERÍA, J.L. 1996. *Aves Ibéricas I. No Paseriformes*. Ed. E.M.Reyero, Madrid.

DODD, N.N. 1988. Fire management and southwestern raptors. En, *Proceedings Southwest raptor management symposium and* workshop, pp. 341-347. Natl. Wildl. Fed. Washington. D.C.

DOMÍNGUEZ, J.; TAPIA, L. & ROMEU, M. 2000. *Estudio y gestión de la comunidad de grandes aves rapaces del Parque Natural Baixa-Limia-Serra do Xurés.* Convenio Consellería de Medio Ambiente-Universidad de Santiago. Informe Inédito.

DONÁZAR, J. A.; CEBALLOS, O & FERNÁNDEZ, C. 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. En, B. U. Meyburg & R. C. Chancellor (Eds.): *Raptors in the Modern World,* pp. 545-551. WWGBP, London.

DONÁZAR, J. A.; NAVESO, M. A.; TELLA, J. L. & CAMPION, D. 1996. Extensive grazing and raptors in Spain. En, J. Pain. & M. W. Pienkowski (Eds.): *Farming and birds in Europe,* pp. 117-149. Academic Press, London.

FERNÁNDEZ, A.; ROMÁN, J.; DE LA TORRE, J.A.; ANSOLA, L.M.; SANTAMARÍA, J.; VENTOSA, R.; ROMÁN, F. & PALMA, C. 1998. Demografía y conservación de una población de Águilas perdiceras (*Hieraaetus fasciatus*) en declive. En, R.D. Chancellor, B.U. Meyburg & J.J. Ferrero (Eds.): *Holartic Birds of Prey*. pp. 305-321. *Proceedings of an International Conference*, Calamonte.

FERNÁNDEZ, C. 1986. Caracterización de los nidos de Águila real (*Aquila chrysaetos*) en Navarra. *Munibe*, 38: 53-60.

FERNÁNDEZ, C. 1993a. Sélection de falaises pour la nidification chez L'áigle royal (*Aquila chrysaetos*). *Alauda,* 61 (1): 105-110.

FERNÁNDEZ, C. 1993b. Effect of the viral haemorrhagic pneumonia of the wild rabit on the diet and breeding success of the Golden eagle *Aquila chrysaetos* (L.). *Rev. Ecol.* (*Terre Vie*), vol. 48: 323-329.

FERRER, M. & HARTE, M. 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology,* 34: 1359-1364.

FERRER, M. 2004. La extinción del Águila real en Doñana. *Quercus,* 217: 16-21.

FIELDING, A. H. & HAWORTH, P. 1995. Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology*, 9 (6): 1466-1481.

FINN, S. P.; VARLAND, D. E. & MARZLUFF, J. M. 2002. Does Northern goshawk breeding occupancy vary with nest-stand characteristics on the Olympic Peninsula, Washington. *Journal Raptor Research,* 36 (4): 265-279.

FRANCO, A. M. A.; BRITO, J.C. & ALMEIDA, J. 2000. Modelling habitat selection of Common Cranes (*Grus grus*) wintering in Portugal using multiple Logistic regression. *Ibis*, 142: 351-358.

FREY, M.; BIJLEVELD, M. & LEXMOND, V. 1994. The reintroduction of the Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) into the Alps. En, B.U. Meyburg & R.D. Chancellor (Eds.): *Raptor Conservation Today*, pp. 459-464. Pica Press, London.

GÓMEZ, D. 2001. Hábitos carroñeros del Águila real. *Quercus,* 186: 12-14.

GREENE, C. & STAMPS, J. 2001. Habitat selection at low population densities. *Ecology*, 82 (8): 2091-2100.

GRIER, J. W. & FYFE, R. W. 1987. Preventing research and management disturbance. En, B.A. Giron Pendleton, B.A. Millsap, K.W. Cline & D.M. Bird (Eds): *Raptor management techniques manual*, pp. 173-182. National Wildlife Federation, Washington. D.C.

GROVES, C. R. & STEENHOF, K. 1988. Responses of mammals and vegetation to wildfire in shaqdscale communities of southwestern Idaho. *Northwest Science*, 62 (5): 205-206.

GUITIAN, J.; BERMEJO, T.; BAS, S.; FONTENLA, J.; BERMEJO, I; ECTOR, L. & CRAPPE, I. 1991. Datos sobre la situación del Águila real (*Aquila chrysaetos*) en Galicia. En, A. Fernández-Cordeiro & J. Domínguez (Eds.): *Actas do Primeiro Congreso Galego de Ornitología*, pp. 75-78. Universidade de Santiago.

HAGEMEIJER, E.J.M. & BLAIR, M.J. (Eds.) 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance.* T & A. D. Poyser, London.

HALLER, H. & SACKL, P. 1997. *Aquila chrysaetos* Golden Eagle. En, W.J.M. Hagemeijer & M.J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 170-171. T & A. D. Poyser, London.

HEREDIA, B. 1998. Plan de recuperación del Quebrantahuesos en Aragón. *I curso de recuperación y manejo de rapaces, Manual del Alumno,* pp. 15-29. Arbórea Gestión Ambiental, Salamanca.

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.H. Enderson, C.G. Thelander & C.M. White (Eds.)*: Peregine Falcon Population. Their Management and Recovery*, pp. 219-226. The Peregrine Fundation, Boise.

HERNÁNDEZ, M. 2001. *Informe anual sobre el grado de intoxicación de la fauna en España, 1990-2001.* Grupo de Trabajo de Ecotoxicología. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

HERNÁNDEZ, 2003. El futuro del quebrantahuesos en los Pirineos. *Quercus*, 203: 24-29.

HIRZEL, A. H.; HAUSSER, J.; CHESSEL, D. & PERRIN, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data?. *Ecology*, 83 (7): 2027-2036.

HUNT, W. G. 1998. Raptors floaters at Moffat´s equilibrium. *Oikos,* 82: 191-197.

IZCO, J. 1987. Galicia. En, M. Peinado Lorca & S. Rivas-Martínez (Eds.): *La vegetación de España,* pp. 387-424. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.

JANES, S, W. 1985. *Habitat selection in raptorial birds.* En, M. L. Cody. (Ed.): *Habitat selection in Birds*, pp. 159-188. Academic Press, San Diego.

JONES, J. 2001. Habitat selection in Avian Ecology: A critical review. *Auk*, 118 (2): 557-562.

JORDANO, P. & TORRES ESQUIVIAS, J. A. 1981. Importancia de la estructura de la vegetación en la selección de hábitat para la nidificación en una comunidad de rapaces diurnas mediterráneas. *Ardeola*, 28: 51-66.

JOVELL, A, J. 1995. *Análisis de regresión logística.* Centro de Investigaciones Sociológicas, Madrid.

KOCHERT, M.N., B.A. MILLSAP, & K. STEENHOF. 1988. Effects of livestock grazing on raptors with emphasis on southwestern U.S. En, *Proceedings Southwestern raptor management symposium and workshop*, pp. 325-333. Natl. Wildl. Fed., Washington. D.C.

KOCHERT, M.N.; STEENHOF, K.; CARPENTER; L.B. & MARZLUFF. J.M. 1999. Effects of fire on Golden eagle territory occupancy and reproductive success. *Journal Wildlife Management,* 63: 773-780.

KROPIL, R. & MADJA, M.. 1996. Causes of low productivity in the Golden eagle *Aquila chrysaetos* in the Central West Charpathians. En, B.U. Meyburg & R. D. Chancellor (Eds.): *Eagles Studies,* pp. 489-494. W.W.G.B.P, London.

LÓPEZ, Z. & GUITIÁN, J. 1983. *Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia. Parte II. Aves*. Universidad de Santiago de Compostela.

MACIAS, F & CALVO, R. 2001. *Atlas de Galicia. Los suelos.* Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.

MADDERS, M. & WALKER, D. 2002. Golden eagles in a multiple land-use environment: a case study in conflict management.. *Journal Raptor Research,* 3 (1 Supplement): 55-61.

MADERO, A. & FERRER, M. 2002. La reintroducción del Águila imperial en Andalucía. *Quercus*, 202: 19-21.

MARQUISS, M.; RATCLIFFE, D.A. & ROXBURG, R. 1985. The numbers breeding success and diet of Golden eagles in southern Scotland in relation to changes in land use. *Biological Conservation,* 33: 1-17.

MARTÍNEZ, J. A.; MARTÍNEZ, J. E.; ZUBEROGOITIA, I.; GARCÍA, J. T.; CARBONELL, R.; DE LUCAS, M. & DÍAZ, M. 2003a. La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola*, 50 (1): 85-102.

MARTÍNEZ J. M.; SÁNCHEZ, M.; SIERRA, P. 2003b. Evolución de la población nidificante de Águila Real (*Aquila chrysäetos*) en Galicia (1998-2002). En, S. González (Coor.): *Actas do V Congreso Galego de Ornitología*, pp. 119-124. Sociedade Galega de Historia Natural, Santiago de Compostela.

MARTÍNEZ-CORTIZAS, A. & PÉREZ-ALBERTI, A. 1999. *Atlas Bioclimático de Galicia*. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.

MARZLUFF, J. M.; KIMSEY, B. A.; SCHUEK, L. S.; MCFADZEN, M. E.; VEKASY, M. S. & BEDNARZ, J. C. 1997. The influence of habitat, prey abundance, sex, and breeding success on ranging behabior of Prairie falcons. *Condor,* 99: 567-584.

McGRADY, M. J.; MCLEOD, S. J.; PETTY, J. R. GRANT & BAINBRIDGE, I. P. 1997. *Golden eagles and forestry.* Res. Inform. Note 292. Forestry Commission Research Agency. Aberdeen, U.K.

McGRADY, M. J.; GRANT, J. R.; BAINBRIDGE, I. P. & McLEOD, D. R. A. 2002a. A model of Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) ranging behaviour. *Journal Raptor Res*earch, 3 (1 Supplement): 62-69.

McGRADY, M. J.; RODRÍGUEZ-ESTRELLA, R.; BECHARD, M. J. & IÑIGO-ELIAS, E. (Eds.). 2002b. The Golden eagle: Its status, conservation and management in 1999. *Journal Raptor Res*earch*,* 3 (1 Supplement).

McINTYRE, C. L. 2002. Patterns in nesting area occupancy and reproductive success of Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in Denali Nacional Park and Preserve, Alaska, 1988-99. *Journal Raptor Res*earch, 3 (1 Supplement): 50-54.

McLEOD, D. R. A.; WHITFIELD, D. P. & McGRADY, M. J. 2002. Improving prediction of Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) ranging in western Scotland using GIS and terrain modelling. *Journal Raptor Res*earch*.* 3 (1 Supplement): 70-77.

MORRISON, M. L., MARCOT, B. G. & MANNAN, R. W. 1998. *Wildlife-Habitat Relationships. Concepts and Applications*. University of Wisconsin Press, Madison.

MOSHER, J. A.; TITUS, K. & FULLER, M. R. 1987. Habitat sampling, measurement and evaluation. En, B.A. Giron Pendleton; B.A. Millsap; K.W. Cline & D.M. Bird (Eds.): *Raptor management techniques manual,* pp. 81-97. National Wildlife Federation, Washington. D.C.

NAVES, J.; WIEGAND, T.; REVILLA, E. & DELIBES, M. 2003. Endagered species constrained by natural and human factors: the case of Brown bears in northern Spain. *Conservation Biology,* 17 (5): 1276-1289.

NEWTON, I. 1979. *Population ecology of Raptors*. T & A. D. Poyser, London.

NEWTON, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press, London.

O´TOOLE, L.; KENNEDY, P. L.; KNIGHT, R. L. & McEWEN, L. C. 1999. Postfledging behavior of Golden eagles. *Willson Bulletin,* 11 (4): 472-477.

O´TOOLE, L.; FIELDING, A. H. & HAWORTH, P. F. 2002. Re-introduction of the Golden eagle into the Republic of Ireland, *Biological Conservation*, 103: 303-312.

PALOMO, J. & GISBERT, J. 2002 (Eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España.* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.

PARDO, A. & RUIZ, M. A. 2002. *SPSS 11 Guía para el análisis de datos.* McGraw Hill, Madrid.

PEDRINI, P. & SERGIO, 2001. Density, productivity, diet, and human persecution of Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in the Central-Eastern Italian Alps. *Journal Raptor Res*earch*,* 35 (1): 40-48.

PEDRINI, P. & SERGIO, F. 2002. Regional conservation priorities for a large predator: Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in the Alpine range. *Biological Conservation*, 103: 163-172.

PETTY, S.J. 1998. *Ecology and Conservation of Raptors in Forests*. Bulletin 118. TSO, London.

PIMENTA, M. 1980. Alguns dados sobre a reproduçao, alimentaçao e protecçao de *Aquila chrysaetus* na Peneda-Gerês. *Braña.* (1-2): 27-44.

PRECEDO, A. (Direcc.). 1995. *Comarcas.* O Correo Galego, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.

PULGAR, I. 1999. *La vegetación de la Baixa-Limia y Sierras del entorno*. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

PULGAR, I. 2003. *Guía de la flora del Parque Natural Baixa-Limia Serra do Xurés*. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.

RADLER, K. & BERGERHAUSEN, W. 1998. On the life history of a reintroduced population of Eagles owls (*Bubo bubo*). En, D.K. Garcelon & G.W. Roemer (Eds.): *Proceedings of the international symposium on raptor reintroduction*, pp. 83-94. Institute for Wildlife Studies. Acata, California.

REAL, J. 1989. Protección del Aguila perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en Cataluña. *Quercus*, 38: 24-29.

REAL, J. & MAÑOSA, S. 1997. Demography and conservation of western European bonelli´s eagle *Hieraaetus fasciatus* populations. *Biological Conservation,* 79: 59-66.

REAL, J.; MAÑOSA, S; DEL AMO, R.; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A.; SÁNCHEZ, M. A.; CARMONA, D. & MARTÍNEZ, J. E. 1991. La regresión del Águila perdicera: una cuestión de demografía. *Quercus*, 70: 6-12.

RICO, L. & MARTÍN, C. 1998. Situación y problemática del Águila real *Aquila chrysaetos* en Alicante. En, B. U. Meyburg, R. D. Chancellor & J. J. Ferrero (Eds.): *Holartic Birds of Prey,* pp. 279-289. Proceedings of an international conference. ADENEX-WWGBP, Badajoz.

RICO-ALCÁZAR, L.; MARTÍNEZ, J. A.; MORÁN, S.; NAVARRO, J. R. & RICO, D. 2001. Preferencias de hábitat del Águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Alicante (E de España) a dos escalas espaciales. *Ardeola,* 48 (1): 55-62.

ROJAS, A. B.; COTILLA, I.; REAL, R. & PALOMO, L. J. 2001. Determinación de las áreas probables de distribución de los mamíferos terrestres en la provincia de Málaga. *Galemys,* 13: 217-229.

RUSHTON, S. P.; ORMEROD, S. J. & KERBY, G. 2004. New paradigms for modelling species distributions?. *Journal of Applied Ecology,* 41: 193-200.

ROMERO, R. J. 1995. Censo de Águila real (*Aquila chrysaetos*) en Galicia durante el período 1990-1992. En, I. Munilla & J. Mouriño (Eds.): *Actas do II Congreso Galego de Ornitoloxía*, pp. 61-76. Universidad de Santiago de Compostela.

SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. 1999. *Las aves rapaces y relación con la estructura del paisaje en ambientes mediterráneos semiáridos.* Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.

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.; CALVO, J. F.; CARRETE, M. & MARTÍNEZ, J. E. 2000. Age and breeding success of a Golden Tagle *Aquila chrysaetos* population in southeastern Spain. *Bird Study*, 47: 235-237.

SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A.; CARRETE, M.; GRAVILOV, A.; SKLYARENKO, S.; CEBALLOS, O.; DONÁZAR, J. A. & HIRALDO, F. 2003. Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazkhastan. *Biological Conservation*, 111: 71-77.

SEOANE, J. & BUSTAMANTE, J. 2001. Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología*, 15: 9-21.

SERGIO, F.; PEDRINI, P. & MARCHESI, L. 2003. Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. *Biological Conservation*, 112: 351-362.

SERGIO, F.; MARCHESI, L. & PEDRINI, P. 2004. Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicador and top predator. *Journal of Biogeography,* 31: 619-628.

S.G.H.N. 1995. *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II.* Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela.

SHERROD, S,K.; JENKINNS, A.M. & CADE, T.J. 1990. Avian reintroductions as a management tool. En, *Proceedings Southeast Raptor Management Symposium and Workshop*, pp. 150-157. Natl. Wild. Fed. Washington. D.C.

SIEGEL, S. & CASTELLANS, N. F. 1988. *Nonparametrics statistics for the behavioural sciences.* McGraw-Hill, New York.

SILLERO, N.; MARTÍN-ALFAGEME, S. & CELAYA-IRIGOYEN, C. 2003. La metodología cartográfica y el empleo de los Sistemas de Información Geográfica en la distribución y análisis de la herpetofauna. En, J. M. Pleguezuelos, R. Márquez & M. Lizana (Eds.): *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*, pp. 535-547. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Asociación Hepetológica Española, Madrid.

SOLONEN, T. 1993. Spacing of birds of prey in southern Finland. *Ornis Fennica,* 70: 129-143.

STEENHOF, K.; KOCHERT, N.M. & MCDONALD, T.L. 1997. Interactive effects of prey and weather on Golden eagle reproduction. *Journal of Animal Ecology*, 66: 350-362.

STERN, S. J. 1998. Field studies of large mobile organisms: scale, movement, and habitat utilization. En, D. L. Peterson & V. T. Parker (Eds.): *Ecological scale: theory and applications*, pp. 289-307. Columbia University Press, New York.

SUTHERLAND, W. J. 2000. The *conservation handbook. Research, Management & Policy*. Blackwell Science, London.

TAYLOR, A. R. & KNIGHT, R. L. 2003. Wildlife Responses to Recreation and Associated Visitor Receptions. *Ecological Applications*, 13: 951-963.

TELLA, J. L.; FORERO, M. G.; HIRALDO, F. & DONÁZAR, J. A. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel conservation european agricultral policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology*, 12 (3): 593-604.

TERRASE, M.; BAGNOLINI, C.; BONNET, J.: PINNA, J.L. & SARRAZIN, F. 1994. Reintroduction of Griffon vulture (*Gyps fulvus*) in the Massif Central, France. En, B.U. Meyburg & R.D. Chancellor (Eds.): *Raptor Conservation Today*, pp. 479-491. Pica Press, London.

THIRGOOD, S. J.; REDPATH, S. M.; NEWTON, I. & HUDSON, P. 2000. Raptors and Red Grouse: Conservation Conflicts and Management Solutions. *Conservation Biology,* 14 (1): 95-104.

TJERNBERG, M. 1984. Spacing of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* nest in relation to nest site and food availability. *Ibis,* 127: 250-255.

TUCKER, G. M. & EVANS, M. I. 1997. Habitat for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Birdlife International, Cambridge.

WATSON, J. 1992. Golden eagle *Aquila chrysaetos* breeding success and afforestation in Argyll. *Bird Study*, 39: 203-206.

WATSON, J. 1996. Should Golden Eagles *Aquila chrysaetos* be food generalists or specialists?. En, B. U. Meyburg; R. D. Chancellor & J. J. Ferrero (Eds.): *Holartic Birds of Prey,* pp. 251-261. Proceedings of an international conference. ADENEX-WWGBP, Badajoz.

WATSON, J. 1997. *The Golden Eagle*. T. & A. D. Poyser, London.

WATSON, J. & LANGSLOW, D.R. 1989. Can food supply expalin variation in nesting density and breeding success amongst Golden eagles *Aquila chrysaetos.* En, B.U. Meyburg & R.D. Chancellor (Eds.): *Raptors in the modern world*, pp. 181-186. WWGBP. Pica Press, London.

WATSON, J.; LANGLOW, D.R. & RAE, S.R. 1987. The impact of land-use changes on Golden eagle in Scottish Higland. *Nature Conservancy Council*, 720: 1-49. Inverness, Scotland.

WATSON, J. & DENNIS, R.H. 1992. Nest-site selection by Golden eagles in Scotland. *British Birds,* 85 (9): 469-481.

WATSON, A.; RAE, S. R. & STILLMAN, R. 1992. Nesting density and breeding density and breeding success of Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in relation to food supply in Scotland. *Journal of Animal Ecology,* 61: 543-550.

WIDEN, P. 1994. Habitat quality for raptors: a field experiment. *Journal of Avian Biology,* 25: 219-223.

WHITFIELD, D. P.; MCLEOD, D. R. A.; FIELDING, A. H.; BROADS, R. A.; EVANS, R. J. & HAWORTH, P. F. 2001. The effects of forestry on Golden eagles on island of Mull, western Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1208-1220.

ZOCCHI, A. & PANELLA, A. 1996. Monitoring of the Golden eagle *Aquila chrysaetos* population in the Central Apennines (Italy) in 1982-1991. En, B.U. Meyburg & R. D. Chancellor (Eds.): *Eagles Studies,* pp. 495-503. W.W.G.B.P. Pica Press, London.

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

CAPÍTULO 8

CONCLUSIONES FINALES

USC
UNIVERSIDADE
DE SANTIAGO
DE COMPOSTELA

CAPÍTULO 3.

1. Se detectaron un total de 22 especies de falconiformes en la provincia de Ourense. En 13 de ellas se confirmó la cría, otra se consideró como de cría probable y 3 de cría posible. Siete de éstas fueron residentes, seis estivales y una invernante. El estatus de las restantes no está claro, tratándose de migradoras dispersivas o accidentales.

2. De las 22 especies, 15 fueron detectadas durante los itinerarios en automóvil. En cuanto a las especies residentes, la más abundante fue el Busardo ratonero, seguida del Cernícalo vulgar. Con abundancias inferiores estuvieron, por orden decreciente, Aguilucho pálido, Azor común, Gavilán común, Halcón peregrino y Águila real. En cuanto a las especies nidificantes estacionales, la más abundante fue el Aguilucho cenizo seguida de la Culebrera europea, Milano negro, Abejero europeo, Aguililla calzada y Alcotán europeo.

CAPÍTULO 4.

3. La Perdiz roja fue escasa en la Baixa-Limia, aunque mostró una distribución bastante homogénea. Las variables ambientales que explicaron dicha distribución y su abundancia fueron la superficie de matorral y las áreas de ecotono entre bosque y matorral.

4. En la Baixa Limia el Conejo se mostró escaso y localizado. Los modelos de selección de hábitat obtenidos indicaron que su abundancia estaría favorecida por la existencia de zonas de escasa superficie forestal a una menor cota altitudinal.

5. La Liebre ibérica en la Baixa Limia fue escasa y de distribución localizada. De acuerdo con el modelo logístico seleccionó áreas de elevada altitud media con pendientes suaves, dominadas por grandes superficies de matorral y áreas de ecotono entre bosque y matorral.

6. La escasez de especies-presa posiblemente ha repercutido negativamente en algunas falconiformes, por lo que sería prioritario emprender un plan de manejo relativo a la mejora del hábitat y la gestión cinegética.

CAPÍTULO 5.

7. Para la mayoría de las falconiformes se pudo establecer un patrón de selección de hábitat de caza en los medios montanos. Sin embargo, no fue posible obtener relación alguna entre la riqueza y las variables analizadas.

La mayor riqueza durante el periodo reproductivo respondió a la presencia de las especies estivales. En las especies residentes tan sólo se obtuvieron diferencias entre las abundancias de ambos periodos para Aguilucho pálido, lo cual sugiere que la disponibilidad trófica durante el período invernal sería suficiente para mantener las densidades de falconiformes.

CAPÍTULO 6.

8. En los modelos obtenidos a partir de los datos de distribución a las dos escalas de análisis estuvieron implicadas un total de 13 variables, siendo la superficie de matorral la que explicó la distribución de un mayor número de especies, un total de 6.

9. En los modelos obtenidos a partir de los datos de ICC y abundancia a las dos escalas de análisis estuvieron implicadas un total de 14 variables, siendo la Altura mínima, Superficie de matorral y Longitud de borde entre matorral y embalse las variables que explicaron ambas variables dependientes de un mayor número de especies, un total de 4.

10. La riqueza a la escala del LIC Baixa Limia mostró una respuesta negativa a la Diferencia de pendiente. Dicha respuesta, aunque muy débil, pudo responder al mayor número de especies detectadas en las áreas de matorral del sector norte, dominadas por relieves suaves de altiplanicie, idóneas como área de caza y cría.

A escala provincial, la respuesta negativa de la riqueza a la superficie de bosque se debió posiblemente a las limitaciones de la técnica de censo empleada. La inclusión de la Diferencia de pendiente con signo positivo presentaría bastante consistencia biológica a la escala considerada, ya que muchas falconiformes gustan de ocupar gran diversidad de hábitats, entre ellos los referidos a la heterogeneidad del relieve. Esta heterogeneidad se evidenciaría por la presencia de cortados rocosos, en ocasiones asociados a masas boscosas bien conservadas e inaccesibles, y zonas de relieve suave, habitualmente utilizadas como cazaderos.

11. El método de censo utilizado a escala provincial presentó una escasa fiabilidad para la localización de las especies forestales menos detectables o de otras muy escasas, al obtener tamaños muestrales muy bajos. Para éstas serían más convenientes métodos intensivos de muestreo, como los empleados en el LIC Baixa Limia.

En los recorridos en automóvil no se tuvieron en cuenta aspectos reproductivos, tan sólo de presencia/ausencia y abundancia como variables dependientes, por lo que los patrones de selección de hábitat estarían reflejando fundamentalmente aspectos relacionados con hábitats de caza.

CAPÍTULO 7.

12. La población de Águila real en Ourense se encuentra limitada por la escasez de cortados rocosos, la presión humana y la escasa disponibilidad de presas. En las últimas décadas las repoblaciones forestales masivas, con apertura incontrolada de pistas y cortafuegos, ocasionaron importantes perturbaciones en las áreas de cría. Esta población pudo alcanzar sus mínimos a finales de la década de 1980, probablemente por la mortandad experimentada a causa del veneno y la persecución directa en décadas anteriores.

13. Los modelos obtenidos para las áreas actuales de nidificación, antiguas y una combinación de ambas, incluyeron 7 variables ambientales, en dos casos la Altura máxima y la Superficie de matorral y en una ocasión el Número de núcleos de población, Diferencia altitudinal, Longitud de borde entre embalses y bosque, Pendiente media y Altura media. Todas con signo positivo, salvo el Número de núcleos de población con signo negativo.

14. Las variables topográficas asociadas a los relieves más escarpados y montañosos fueron las que más condicionaron la presencia de áreas de cría en la actualidad. El modelo final más parsimonioso obtenido incluyó con valor positivo la Altura máxima.