

REVISTA DE NATURALEZA DE
LA CORNISA CANTÁBRICA

DISEÑANDO REDES DE CONSERVACIÓN: LOS CORREDORES ECOLÓGICOS A TRAVÉS DE LOS MODELOS ESPACIALES.

El comité editorial de  está formado por los siguientes miembros:

Director
Carlos Nores Quesada
cnores@uniovi.es
INDUROT - Universidad de Oviedo

Secretario
Álvaro Bueno Sánchez
abueno@uniovi.es
INDUROT - Universidad de Oviedo

Consejo Editorial

Miguel Ángel Álvarez García, Ecología, Universidad de Oviedo
Pedro Farias Arquer, Geomorfología, Universidad de Oviedo
José Antonio Fernández Prieto, Biología vegetal, Universidad de Oviedo
Jorge Marquínez García, Geomorfología, Universidad de Oviedo

Consejo de Redacción

Julio Arrontes Junquera, Ecología, Universidad de Oviedo
Florentino Braña Vigil, Zoología, Universidad de Oviedo
Alejandro Cearreta, Paleontología, Universidad del País Vasco
Francisco Díaz Fierros, Edafología, Univ. de Santiago de Compostela
Tomás Emilio Díaz González, Botánica, Universidad de Oviedo
José Ramón Díaz de Terán, Geodinámica, Universidad de Cantabria
José Guitián Rivera, Ecología, Univ. de Santiago de Compostela
Jesús Izco, Botánica, Univ. de Santiago de Compostela
Javier Loidi Arregui, Botánica, Univ. del País Vasco
Estanislao de Luis Calabuig, Ecología, Universidad de León
Felipe Macías Vázquez, Edafología, Universidad de Santiago de Compostela.
Francisco Javier Ocharán Larrondo, Zoología, Universidad de Oviedo
Ángel Penas Merino, Botánica, Universidad de León
José María Salgado Costas, Zoología, Universidad de León
Luis Carlos Sánchez de Posada, Paleontología, Universidad de Oviedo

Maquetación e impresión

HiFer A.G. - OVIEDO - Dep. Legal AS-3888/2000



es una revista cuya temática cubre aspectos relacionados con la investigación aplicada a la catalogación y conservación de los recursos naturales en el dominio de la Iberia atlántica, vertebrada fundamentalmente a través de la Cordillera Cantábrica, especialmente aquellos de mayor relevancia para la gestión y conservación de los mismos. La periodicidad de esta revista es de un fascículo anual si bien, ocasionalmente pueden ser publicados números o fascículos especiales monográficos. Los ejemplares en soporte papel podrán obtenerse por compra o suscripción pudiendo dirigirse las solicitudes a la dirección postal de INDUROT, Universidad de Oviedo, Campus Universitario de Mieres, 33600 Mieres (Asturias) o a la dirección de correo electrónico indurot@indurot.uniovi.es Los artículos de la revista pueden consultarse también en la página web: <http://www.indurot.uniovi.es/areas/naturaliacantabricae>.

Diseñando Redes de Conservación: los corredores ecológicos a través de los modelos espaciales.

Pilar García.

INDUROT. Universidad de Oviedo. Campus de Mieres 33600 Mieres. Asturias. España. pilar@indurot.uniovi.es

García, P., 2008. Diseñando Redes de Conservación: los corredores ecológicos a través de los modelos espaciales. *Naturalia Cantabricae* 4:3-71.

Resumen: Se plantea un análisis de carencias (GAP) de la red de espacios protegidos del Principado de Asturias en el norte de España. Para ello se utiliza diferentes niveles de información disponible: 1) la localización de especies de fauna catalogadas, recogida en los últimos años, consideradas como especies focales; 2) la información sobre su hábitat y área de campeo. 3) la reconstrucción de su hábitat útil actual. 3) la cartografía de 79 unidades de vegetación actual en el territorio; 4) la situación de los espacios naturales protegidos y su zonificación en diferentes niveles de protección.

Con estos datos se construye información acerca de los puntos calientes de fauna catalogada y de la vulnerabilidad de los hábitats actuales de la misma. Con esta información se localizan las áreas de más valor para la fauna que aún no están protegidas convenientemente por la legislación actual. También se localizan las carencias de protección para las diferentes unidades vegetales, asignándoles un porcentaje esperable mínimo de protección en la actual red de espacios. Con la información elaborada de fauna y vegetación se dibujan los núcleos de una hipotética red de conservación.

En el segundo apartado del trabajo, se busca definir una red ecológica que conecte los núcleos utilizando tres niveles de escala. Para construir la red se tiene en cuenta la información de la matriz y los distintos niveles de impedancias que en ella existen. Se considera la resistencia debida a la vegetación; las grandes zonas agrícolas ganaderas; las grandes áreas libres de infraestructuras; y las barreras de tránsito creadas por infraestructuras de comunicación y edificaciones. Sobre esta matriz de impedancias se calcula la distancia efectiva a diferentes tipos de núcleos con un análisis de coste distancia. Sobre esta superficie se calculan los caminos óptimos para unir los diferentes núcleos en tres redes: a) red de primer nivel o corredor de montaña; b) red transversal de segundo nivel y c) red transversal de tercer nivel. La primera red (a) une los grandes núcleos a través de los caminos óptimos incorporando áreas de impedancia nula. La segunda red (b) une los núcleos medianos con los grandes de manera similar y la tercera red (c) une los pequeños fragmentos de hábitat con alguno de los núcleos medianos o grandes. En todas ellas se incorporan los tramos de baja impedancia en un entorno próximo que depende del tamaño de los núcleos que van a unir.

A esta red de núcleos y conectores se incorporan los ríos con 2 o más especies catalogadas, los tramos costeros y los humedales con alguna especie de interés.

El resultado es una red que incorpora el 33,9 % del total del territorio, poco más del 30,3 propuesto en el Plan de Ordenación de Recursos Naturales, vigente en la actualidad. El resultado recoge los mayores valores de flora, fauna y vegetación. Mejora el nivel de protección de todo el conjunto de especies de fauna catalogada y alcanza los niveles establecidos a priori para 77 de las 79 unidades de vegetación. Los conectores suponen 3873 km, el 84,9 % en la red de tercer nivel. También 1228 km de cauces fluviales, todos los humedales y el 75 % de la costa tienen ambas funciones (núcleo y corredor). Además se cumple con los objetivos de análisis GAP planteados en la primera parte del trabajo.

La adopción de esta propuesta implicaría la aplicación de inversiones económicas en la adecuación de los corredores y el acondicionamiento de pasos de fauna en las barreras, la aplicación de medidas de manejo ajustadas a las especies que habitan en cada zona y el uso con restricciones del territorio a proteger.

La gestión y comprensión del territorio tendría un fuerte apoyo en los Sistemas de Información con bases de datos georeferenciadas, sistemáticas y coordinadas. Las autoridades competentes deberían esforzarse en ampliar esta información, básica para la gestión medioambiental.

Palabras clave: análisis GAP, espacios protegidos, corredores biológicos, red ecológica, modelo espacial.

Design Conservation Networks: ecological corridors through spatial models.

Pilar García.

García, P., 2008. Design Conservation Networks: ecological corridors through spatial models. *Naturalia Cantabricae* 4:3-71

Summary: This study proposes an analysis of gaps in the network of protected areas in the Principality of Asturias in the north of Spain. This study uses different levels of available information: 1) the location of catalogued species of fauna collected in recent years and considered to be significant; 2) information on their habitat and territory; 3) the reconstruction of their current usable habitat; 3) cartography of 79 units of vegetation in the territory; 4) the condition of the protected natural areas and their division into different levels of protection.

This data is used to build information about hot spots for the fauna catalogued and of the vulnerability of their current habitat. This information is used to locate the areas with the greatest value for fauna which are not currently protected by current legislation. The information is also used to locate gaps in protection for different types of vegetation, assigning a minimum desirable percentage of protection in the current network of protected spaces. This information on fauna and flora is then used to designate the nuclei of a hypothetical conservation network.

The second part of the work aims to define an ecological network to connect these nuclei using three levels of scale. Information in the

matrix and the different levels of resistance which exist in it are used to construct the network. Resistance is considered to be due to vegetation; large areas for the farming of animals; large areas free of infrastructure; and barriers to transit created by communications infrastructure and buildings. This matrix of resistance is used in the calculation of the effective distance to each type of nucleus with an analysis of the cost-distance. This is then used to calculate the optimum routes for connecting the different nuclei in three networks: a) the first network or mountain pass; b) the second level transverse network and c) the third level transverse network

The first network (a) connects the main nuclei using the optimum routes incorporating areas with zero resistance. The second network (b) links the medium-sized nuclei with the large nuclei in a similar way and the third network (c) links the small fragments of habitat with one of the large or medium-sized nuclei. All of these use routes with low resistance in a close environment depending on the size of the nuclei being linked.

In addition to this network of nuclei and connectors, rivers which have 2 or more catalogued species, coastal areas and wetland with at least one species of interest are also included.

The result is a network which includes 33.9% of the total territory, which is slightly higher than the 30.3% proposed in the current Natural Resource Management Plan. This result covers the most valuable flora, fauna and vegetation. It improves the level of protection for the whole set of catalogued fauna, and meets the levels established a priori for 77 of the 79 units of vegetation. The connectors cover 3873 km, 84.9 % of the third level network. It also includes 1228 km of rivers; all marshland and 75% of the coast serve both functions (as both a nucleus and a corridor). In addition, this achieves the objectives of the gap analysis proposed in the first part of the work.

Adoption of this proposal would result in the application of investment in making the corridors adequate and in conditioning the route around barriers for fauna, the application of handling measures for the species which live in each zone and restrictions on the use of the protected territory.

Management and understanding of the land would be supported by information systems with systematic, coordinated, geo-referenced databases. The competent authorities would have to make an effort to expand this information, which is fundamental to environmental management.

Key words: GAP analysis, protected areas, biological corridors, ecological network, spatial model.

1. Introducción

1.1 Antecedentes

El desarrollo industrial que comenzó a finales del siglo XIX revolucionó el uso del territorio por el hombre. Además del rápido desarrollo urbano, aparece la utilización de la maquinaria en las tareas agrícolas y forestales, este importante cambio en las técnicas de manejo llevó aparejada la rápida pérdida de las condiciones naturales de grandes áreas y el aumento de las condiciones extremadamente artificiales en los entornos urbanos. Paralelamente a estas agresiones contra la naturalidad del paisaje surgen las primeras medidas paliativas de sus efectos en dos niveles: por un lado se promueven la declaración de grandes espacios protegidos en las zonas mejor conservadas y por otro se desarrolla en las grandes ciudades el concepto de planificación urbana y se acuñan términos como *corredores verdes* o *ciudad jardín* (Howard, 1902; Manchester, 1908).

Desde estas declaraciones de espacios protegidos hasta la actual concepción de los mismos han ocurrido importantes cambios en el objetivo de la protección de espacios, evolucionado desde la priorización de las razones estéticas y recreativas hasta la búsqueda de la protección de la biodiversidad y la función ecológica. La IUCN define un área protegida como *una superficie de tierra y/o mar especialmente consagrada a la protección y el mantenimiento de la diversidad biológica, así como de los recursos naturales y los recursos culturales asociados, y manejada a través de medios jurídicos u otros medios eficaces*, (Congreso Mundial de Parques Nacionales y Áreas Protegidas de 1992, Caracas) incluyendo las razones estéticas y de conservación.

En las últimas décadas el desarrollo de la teoría de islas

y del concepto de metapoblaciones (MacArthur y Wilson, 1967; Levins, 1970) promueven una evolución desde el interés en la conservación de espacios particulares al descubrimiento de la importancia del flujo de individuos y el intercambio genético entre poblaciones. Este intercambio de individuos y genes es imprescindible para garantizar la viabilidad y la funcionalidad de las poblaciones así como para entender la dinámica de las mismas.

En los años 80 se desarrollan los conceptos de la biología de la conservación, que se reconoce formalmente como una disciplina en los libros editados por Soulé y col. (1980, 1986 y 1987) y la ecología del paisaje (Forman y Godron, 1987; Forman, 1995) que contribuyen de manera esencial al actual significado de las políticas de protección ambiental.

El interés por las redes ecológicas se desarrolla apoyándose en estas teorías, que producen numerosas aportaciones científicas justificando la sustitución de espacios protegidos aislados por redes ecológicas de conservación (Noss, 1987; Scot y col., 1993; Lindenmayer y Nix, 1993; Forman, 1995; Beiber y Noss, 1998; Noss, 2003; Angelstam y col., 2003).

Las redes de conservación aportan un nuevo enfoque a la ecología del paisaje. Previamente se habían desarrollado los conceptos de los elementos de la red (núcleos, parches, corredores y áreas buffer), de su funcionalidad (movimientos, migraciones, flujos) y dinámica (fragmentación, conectividad).

El concepto de red de conservación requiere de la ordenación territorial a nivel regional o local (Jongman y Pungetti, 2004) para obtener un sistema funcional, compuesto de un conjunto de espacios poco degradados y conectados entre sí por corredores, a través de los cuales

pueden producirse los necesarios flujos de individuos e intercambios genéticos e inmersos en un paisaje con un uso humano compatible. Este concepto puede aplicarse a diferentes situaciones y escalas con resultados muy distintos

En zonas con un grado alto de humanización, generalmente no muy extensas, son necesarias escalas de detalle. La humanización lleva pareja una alta fragmentación del paisaje, que hace necesaria una también alta precisión, para poder contar con cualquier pequeño elemento natural que tenga valor. En este caso se utiliza frecuentemente los términos de *greenways*, *green corridors* y *greenways network* (Fabos, 1995 y 2004; Little, 1990) que traduciremos como vías verdes y trama verde, de uso frecuente en áreas metropolitanas y entornos urbanos (Arendt, 2004; Yoveva, 1998; Li, 2005; Jongman y col., 2004). La idea complementa la protección de los grandes espacios (bien conservados y frecuentemente lejanos), con la conservación de los valores naturales de los espacios humanizados, próximos a la población (Ahern, 2004). Muchas de las grandes ciudades mundiales (Londres, Moscú, Berlín, Praga, Budapest, Copenhague, etc.) tienen desarrollado este concepto, con fines principalmente recreacionales, para satisfacer las necesidades de la población, de contacto con medios de mayor naturalidad que los ofrecidos por los entornos urbanos. El concepto de trama verde ha ido convergiendo con el tiempo hacia las redes ecológicas, asignando más importancia a los objetivos ecológicos de movimiento de especies y poblaciones y a la conservación de la biodiversidad.

En Europa se ha aplicado con más frecuencia los términos *ecological network* y *landscape linkages* o *ecological corridors* (Noss, 1991; Harris y Scheck, 1991; Bennett, 1999), que en adelante llamaremos red ecológica y conectores ecológicos o corredores ecológicos. Las redes ecológicas se aplican a nivel continental, estatal o regional, a diferentes escalas, siendo también aptas para paisajes con alto grado de naturalidad. Sus conceptos se basan en la ecología del paisaje e incorporan sus definiciones, en este caso espacios núcleo y corredores tienen mayor dimensión y se utilizan en la composición de la red.

El diseño de grandes redes ecológicas recibe un gran impulso con las iniciativas desarrolladas por el gobierno de EE.UU. En 1993, el USGS [United States Geological Survey] desarrolla un método denominado análisis GAP, que consiste en una aproximación geográfica a la protección de la diversidad biológica (Scott y col., 1993), localizando las carencias de protección en el territorio a partir de sus valores biológicos. Este método se ha aplicado al diseño de redes biológicas en todo el mundo.

El diseño de redes puede llegar incluso a integrar los intereses de distintos países. Tal es el caso del Corredor Biológico Mesoamericano (CBM), que involucra a ocho países, desde Panamá hasta Méjico.

En Europa, la Directiva Hábitats (CEE 92/43) reconoce la importancia de conservar los hábitats naturales, la flora y la fauna silvestres en el espacio europeo y ordena la creación de una red ecológica europea, la Red Natura 2000, además de promover la gestión de elementos lineales continuos que mejoren la coherencia de la red. Recientemente la UE aprueba la lista de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y de Lugares de Interés Comunitario (LIC) que formarán parte de la red Natura 2000. Por otra parte en los países Europeos que no pertenecen a la UE, se está desarrollando la Red Esmeralda basada en los mismos principios que Natura 2000.

El Consejo de Europa (1996) plantea la estrategia paneuropea de la diversidad biológica y paisajística, que declara como uno de sus objetivos la *conservación mejora y restauración de ecosistemas claves, hábitats especies y elementos del paisaje para la creación y efectivo manejo de la red ecológica paneuropea*. Como consecuencia de esta estrategia se desarrolla la acción PEEN (Pan-European Ecological Network), que se articula mediante tres tipos de elementos bien definidos: áreas núcleo, corredores y áreas de amortiguación. Esta iniciativa se apoya en las redes Natura 2000 y Esmeralda. La EAF (Eeconet Action Fund) promueve acciones de emergencia para la conservación de sitios naturales en Europa para mantener la red PEEN, como la compra de territorios naturales o planes urgentes de protección y restauración, que está teniendo una gran importancia en Europa central y del Este (Bennett, 1998), algunos países como Dinamarca y Holanda incorporan a su planificación la reconstrucción de grandes zonas naturales a través del incremento de la superficie forestal o la creación de importantes zonas de amortiguación, canalizando el abandono del uso agrícola hacia la renaturalización del área. Algunos autores anotan el choque frecuente de estas ideas con los grupos de presión económicos (Jongman y Kristiansen, 1999).

Complementariamente existe un gran interés en conocer el impacto que producen las infraestructuras de transporte y su efecto sobre la fragmentación del paisaje. Esta preocupación lleva a la creación de un grupo de trabajo *Infra Eco Network Europa* (IENE) y a la Acción de la Comisión Europea COST 341 [Cooperation in the field of Scientific and Technical Research-341] sobre la fragmentación del hábitat causada por las infraestructuras de transporte, que se desarrolló entre los años 1998 y 2003, con la obtención de excelentes propuestas (Iuell y col., 2003).

Desde el punto de vista científico se han producido numerosas reflexiones sobre el diseño de redes y corredores en Europa, (Steffek y col., 1995; Bruinderink y col., 2003; Jongman y col., 2004).

En España, la Ley de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (1989) ha sido sustituida por la reciente Ley del Patrimonio Natural y de

la Biodiversidad que se adapta a la normativa europea y a las tendencias de conservación de la biodiversidad. Esta ley incorpora, en su artículo 20, la figura de corredor ecológico y en su artículo 40 incide en la coherencia y conectividad de la red.

En Asturias se aprueba en 1994 el primer Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Asturias (PORN), que establece una serie de espacios a proteger (ocupando mas del 30 % de la región) los procedimientos de las declaraciones, y las medidas preventivas en caso estar aún sin declarar, pero aún no introduce el concepto de red. Actualmente se esta revisando este PORN cuyo nuevo documento esperamos que incorpore más claramente el concepto de red y el de corredor.

Aunque la perspectiva de las administraciones ha ido evolucionando, pasando de considerar simplemente un conjunto de espacios protegidos aislados, a buscar la conexión entre ellos (red), lo cierto es que en la actualidad no existen verdaderas redes de espacios protegidos en España y pocas en el resto del mundo. Este enfoque requiere la adquisición y análisis de grandes cantidades de datos cuya precisión debe ser adecuada a los objetivos de la red, tanto desde el punto de vista geográfico como temático.

1.3 Área de estudio

Asturias es una región de 10 590 km² con 1 076 600 habitantes que ocupa un territorio muy montañoso en la costa cantábrica de España (Figura 1). En sus menos de 100 km de ancho se pasa de la cota 0 a los 2 650 m lo que, junto a una compleja y variada geología, le confiere un gradiente de diversidad que se ve aumentado por su situación en un ámbito geográfico de transición biogeográfica, en la Región Eurosiberiana, en contacto con la Región Mediterránea. Estas y otras características sitúan a la región entre las de mayor diversidad ecosistémica de Europa (Colina y col., 2003).

Las precipitaciones anuales oscilan localmente entre los 900 y los 2 000 mm con importantes variaciones entre el verano (50 mm/mes) y el invierno (140 mm/mes) (Marquín y col., 2003). Las temperaturas medias anuales oscilan entre 12 y 19 °C en la región y el periodo de leve sequía estival es corto.

La disposición orográfica con grandes altitudes, paralelas a la línea de costa y próximas a ella, y las abundantes precipitaciones, hacen que la región se caracterice por cortos pero caudalosos ríos, que transportan abundante carga gruesa y discurren con dirección predominante Norte Sur.

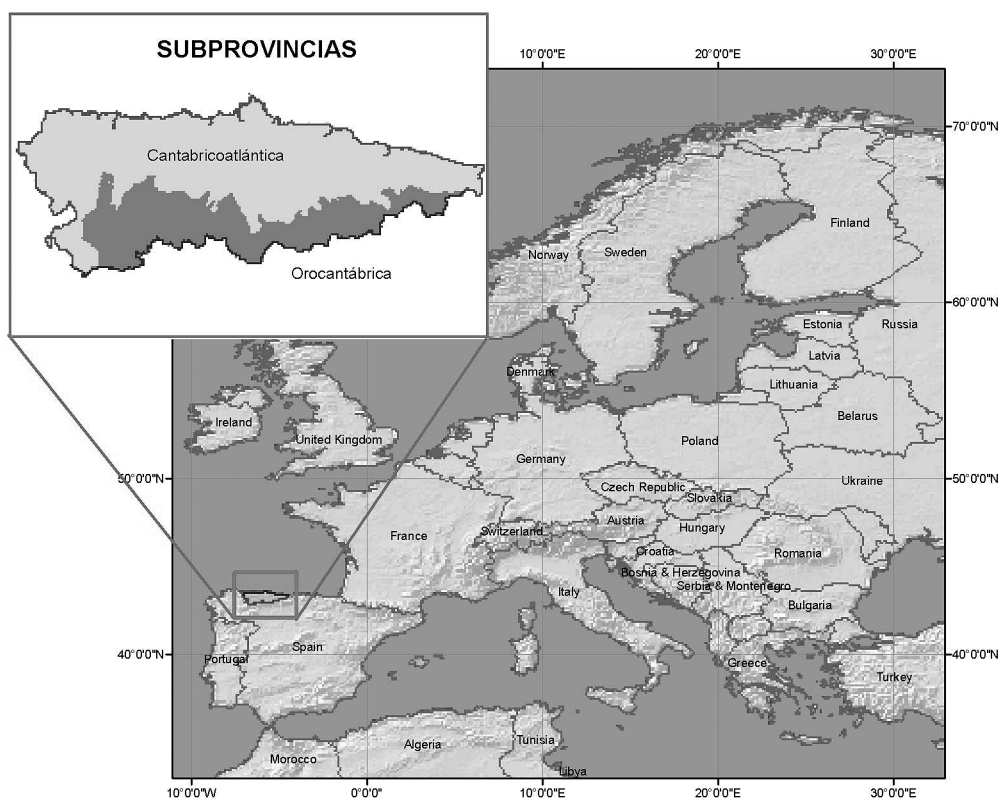


Figura 1. Situación del área de estudio y división de las subprovincias fitogeográficas.

El más importante de ellos es el río Nalón que drena 4 894 km² de la superficie Asturias. Si además consideramos el bajo grado de encajamiento que muestran los cauces en numerosos tramos de la red aluvial (Marquínez y col., 2006) se puede afirmar que la frecuencia e importancia de las inundaciones en los fondos de valle son muy elevadas, haciendo que los ríos muestren un alto dinamismo y unas peculiares condiciones biológicas.

Las zonas menos pobladas se caracterizan por una economía agrícola ganadera de pequeñas propiedades que modelan la estructura del paisaje, muy fragmentado. En las zonas bajas, especialmente en el área central, se concentra la población. El 52.6 % de la población se sitúa en la zona central ocupando el 4 % de la superficie, lo que implica una igualmente alta concentración de infraestructuras y construcciones.

Desde el punto de vista geológico la región tiene un sustrato constituido principalmente por rocas paleozoicas que se apoyan en un zócalo más antiguo de materiales precámbricos. En el tercio occidental las litologías dominantes son las silíceas, mientras en el oriente dominan las formaciones carbonatadas, alternando abruptamente con franjas de cuarcitas. Toda la parte central es por el contrario un complejo mosaico litológico en el que, no obstante, se diferencian dos unidades por su singularidad: los terrenos mesozoico-terciarios del sector centro-septentrional, con un relieve de escasas pendientes y la Cuenca Carbonífera Central.

Desde el punto de vista fitogeográfico la región pertenece a la provincia atlántica europea (territorios del occidente de Europa, con clima oceánico) y se divide en dos subprovincias (Figura 1): cantabroatlántica con un clima más oceánico, inducido por su mayor proximidad al mar y las menores altitudes y la orocantábrica de clima suboceánico o subcontinental, con marcada influencia mediterránea, al estar en la frontera de la Región del mismo nombre (Rivas Martínez y col., 2002)

Los bosques cubren un 24.2 % de la superficie de la región y se localizan principalmente en la cordillera donde lo abrupto de relieve ha dificultado la “domesticación” del paisaje. Las herbáceas, principalmente prados y pastos, ocupan un 26.9 % y los matorrales un 29.4. Las plantaciones arbóreas son frecuentes especialmente las de pino y eucalipto que se sitúan en zonas bajas. Todos estos porcentajes de representatividad vegetal se distribuyen en una intrincada estructura a lo largo de Asturias, en parches de pequeño tamaño (el 92.8 % de los parches tienen menos de 10 ha) y aportando una gran diversidad espacial en las unidades vegetales.

Los bosques más frecuentes son los hayedos (*Fagus sylvatica*), que se localizan en las laderas de orientación norte del piso montano, con nieblas frecuentes y diferentes

robledales, entre los que destacan los de *Quercus petraea*, principalmente orocantábricos, y los cantabroatlánticos de *Quercus robur*; *Quercus pyrenaica* se sitúa en las condiciones más xéricas. Los abedulares son frecuentes como etapa de sustitución de los bosques maduros, en terrenos silíceos, y como fase climática en el límite superior del hayedo silícicola. Los encinares (*Quercus ilex*) se sitúan preferentemente en zonas de influencia costeras en sustratos básicos mientras que los carrascales (*Q. rotundifolia*) tiene una distribución preferentemente interior, en los crestos calcáreos del piso montano. Ambos se consideran series edafófilas, refugiadas en suelos más secos. De los alcornoques (*Quercus suber*) sólo quedan pequeños reducidos en el valle del Navia. Tilares y bosques mixtos con robles dominan en terrenos de media o baja altitud y ricos en nutrientes, principalmente calcáreos. También hay algún resto de lauredal de pequeño tamaño. Las alisedas (*Alnus glutinosa*) son los bosques de ribera en los grandes ríos, mientras que en zonas con caudales más inestables (cabecezas, torrentes) se localizan principalmente saucedas arbustivas (*Salix atrocinerea*, *Salix cantabrica*, *Salix angustifolia*, etc.).

Esta gran variedad de bosques tiene una también amplia variedad de etapas de sustitución presentes en el área de estudio: entre los arbustos altos destacan las acebedas y avellanadas en suelos ricos o los matorrales de rosáceas o de *Rhamnus alaternus*. En suelos más oligótrofos destacan los madroñales y los piornales de *Genista florida* y en zonas más altas *G. obtusiramea* y los escobonales de *Cytisus multiflorus*, *C. cantabricus*, *C. striatus*, *C. oromediterraneus*

Los matorrales sobre sustrato ácido están dominados por los brezales (de *Erica aragonensis*, *E. arborea* y con menor frecuencia *Calluna vulgaris*) y por los tojales situados en suelos algo más ricos, de *Ulex galii* y *U. europaeus*. Estos pueden pasar a ser matorrales de carqueixa (*Chamaespartium tridentatum*) cuando el suelo está muy degradado por las sucesivas quemadas del terreno.

Sobre sustrato calcáreo los matorrales dominantes son los aulagares de *Genista hispanica* subsp. *occidentalis* y en las zonas altas los enebrales (*Juniperus alpina*) y *G. legionensis*.

Existen además buenas representaciones de los pisos subalpinos, tanto calcáreos como silíceos, con matorrales, céspedes y roquedos con una gran riqueza de flora endémica.

La larga costa asturiana, de aproximadamente 200 km en líneas rectas entre grandes cabos, es principalmente acantilada con diferentes tipos de sustrato que implica diferentes comunidades vegetales. Los estuarios son de pequeña entidad pero gran diversidad florística y de comunidades, especialmente en Villaviciosa y el Eo. Las dunas junto con las playas, generalmente pequeñas, acogen

comunidades de costas arenosas muy interesantes.

Entre las unidades de vegetación más manejada por el hombre, con intereses comerciales, dominan los prados de siega y diente que conservan un buen nivel de naturalidad al estar muy fragmentados por setos vivos, de uso tradicional como lindero de las propiedades. Sólo en las rasas costeras, donde el terreno ha permitido un uso más intenso, la extensión de los pastos continuos (sin setos) puede ser muy amplia. Un segundo uso comercial son las plantaciones arbóreas dominados por diferentes pinos y eucaliptos, especies alóctonas de la región, que se cultivan principalmente en las zonas medias y bajas.

Las zonas húmedas dulceacuícola, compuesta por escasas y pequeñas charcas, lagunas y zonas turbosas, cuentan con la presencia de poblaciones de un importante número de especies catalogadas, tanto de flora como de fauna, que se refugian en ellas.

La composición de la fauna asturiana no es bien conocida, especialmente en lo relativo a los invertebrados, que presentan una enorme diversidad en la región de los que sólo se conocen con profundidad unos pocos grupos. Dado que la taxocenosis mejor conocida es la de los vertebrados y que estos tienen un papel relevante en los ecosistemas, utilizaremos este grupo para la descripción.

En Asturias (2 % de la superficie de España) viven unas 400 especies de vertebrados continentales, que representan un 67 % de las que viven en toda España.

Desde el punto de vista del poblamiento de los vertebrados en Asturias hay clases relativamente pobres, con menos del 50 % de las especies españolas, como los peces, que en Asturias sólo presenta el 26 % de las especies estatales a causa de que las cuencas de sus ríos son proporcionalmente muy pequeñas y pendientes, pobladas con peces fundamentalmente de origen marino. Los anfibios y reptiles tampoco tienen hábitats adecuados a causa de la poca insolación y temperatura estival baja, de modo que solo hay el 35 % de las especies del Estado. Por el contrario, las aves y mamíferos presentan en Asturias una gran cantidad de las especies que hay en España (en torno al 75 %).

También es destacable el grado de naturalidad de la fauna en Asturias, de modo que sólo un 2 % de nuestra fauna de vertebrados tiene su origen en introducciones artificiales, lo que para la fauna española asciende hasta un 5 %.

Aunque la fauna en su conjunto no parece responder directamente a criterios de composición florística de las distintas formaciones vegetales, sino más bien a su estructura y productividad general, puede plantearse una perspectiva de tipo territorial dividiendo Asturias en cuatro sectores siguiendo la terminología de los pisos bioclimáticos. Estos sectores reflejan indirectamente distintos grados de influencia del hombre sobre el medio y determinan ade-

más, en forma de gradiente, variaciones de la riqueza específica y de la biomasa.

En el Sector litoral la fauna puede dividirse en tres grupos:

1. Especies estrictamente acuáticas propias del submareal o del intermareal
2. Especies que encuentran sus recursos en el mar (al menos en parte), en zonas intermareales o en aguas someras y completan en tierra firme algunos aspectos de su ciclo vital, como la reproducción y el descanso.
3. Especies que, sin ser marinas, pueden vivir ligadas a acantilados marinos (cuervo, halcón peregrino) y sus inmediaciones, a veces con singularidades insulares como el reptil *Podarcis muralis rasquinetti*.

El Sector colino ha sido transformado por el uso humano desde muy antiguo, de tal manera que el paisaje potencial es prácticamente irreconocible. En consecuencia, la fauna ha sido fuertemente alterada caracterizándose por la pérdida generalizada de los grandes vertebrados (herbívoros y carnívoros) y una disminución de las especies silvícolas en beneficio de las pratenses y antropófilas, de menor interés de conservación. De todas maneras la diversidad y la biomasa animal que soportan potencialmente estos biotopos son muy elevadas.

El sector montano incluye zonas menos transformadas, aunque grandes extensiones han sido degradadas, convirtiéndose en brezales, piornales y pastizales de montaña. Mantiene especies de gran fauna, en ocasiones de origen estrictamente montano (ratón leonado, urogallo, pico mediano, etc.) junto con otras de distribución más amplia, pero ahora relegadas a áreas más marginales (oso, corzo, ciervo...). Es, por tanto, el sector que mantiene los vertebrados de mayor trascendencia en su conservación y manejo, al incluir comunidades faunísticas forestales prácticamente completas.

El Sector subalpino (altimontano y subalpino) está caracterizado por especies capaces de soportar las condiciones extremas del clima de montaña (*Chionomys nivalis*, rebeco, gorrión alpino, treparriscos, etc.), aún cuando estén igualmente asociados a los niveles más altos del sector montano (cuando éste está deforestado), o incluso pueden manifestar erratismos temporales o migraciones a terrenos más bajos durante determinadas fases de su ciclo biológico (época invernal o reproducción).

En general, la riqueza específica de este sector es menor, así como su productividad general. Sin embargo, hay que señalar que, aunque el nivel de transformación humana de estos biotopos es bajo, la escasa entidad numérica del conjunto de sus poblaciones y la alta singularidad

de los elementos faunísticos que la componen confieren a este sector gran interés de conservación.

En la actualidad Asturias presenta un 30.2 % de su territorio propuesto como zonas a proteger por el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Asturias (PORN) y un 27.2 % ya protegido por alguna figura europea, nacional o regional.

La comparación de los datos de población y uso del territorio de diferentes países europeos con los de Asturias, colocan a la región en una situación privilegiada (Figura 2). Asturias posee por su situación biogeográfica, su relieve y su estructura económica unas propiedades que le confieren una gran diversidad, concentrándose los hábitats maduros y continuos en la cordillera y una también alta fragmentación, especialmente en las zonas de menor relieve. Esta compleja problemática es común a muchas zonas europeas montañosas y hace necesario abordar el planteamiento de una red de conservación desde diferentes escalas y aproximaciones, que permitan el detalle adecuado en cada zona, adaptando la resolución de los datos en función del grado de fragmentación.

2. Análisis de carencias de la red actual

2.1 Introducción

El análisis GAP (Scott y col., 1993) es un método muy utilizado a nivel mundial, para el análisis de las carencias en la representación de la diversidad biológica en las redes de espacios naturales. En las últimas décadas surgió la reflexión de algunos autores (Scott y col., 1987; Noss, 1990; Noss, 1991) sobre la necesidad de un análisis de escala de paisaje para completar los análisis detallados elaborados sobre grupos de especies, cuya utilidad estaba siendo puesta en duda (Hutto y col., 1987; Scot y col., 1987; Margulles, 1989). Los GAP se establecen con criterios de mantenimiento de las especies nativas y de los ecosistemas. Tal como fue descrito por sus autores, usa los tipos de vegetación actual, los vertebrados y otros taxones (de los que se disponga de datos de distribución suficientemente representativos) como indicadores de biodiversidad.

Este método ha sido adoptado por el USGS (United Stated Geological Survey). En un principio se diseñó como un sistema de análisis de escala de paisaje (1:250 000-1:100 000), a un nivel estatal y con una resolución de 100

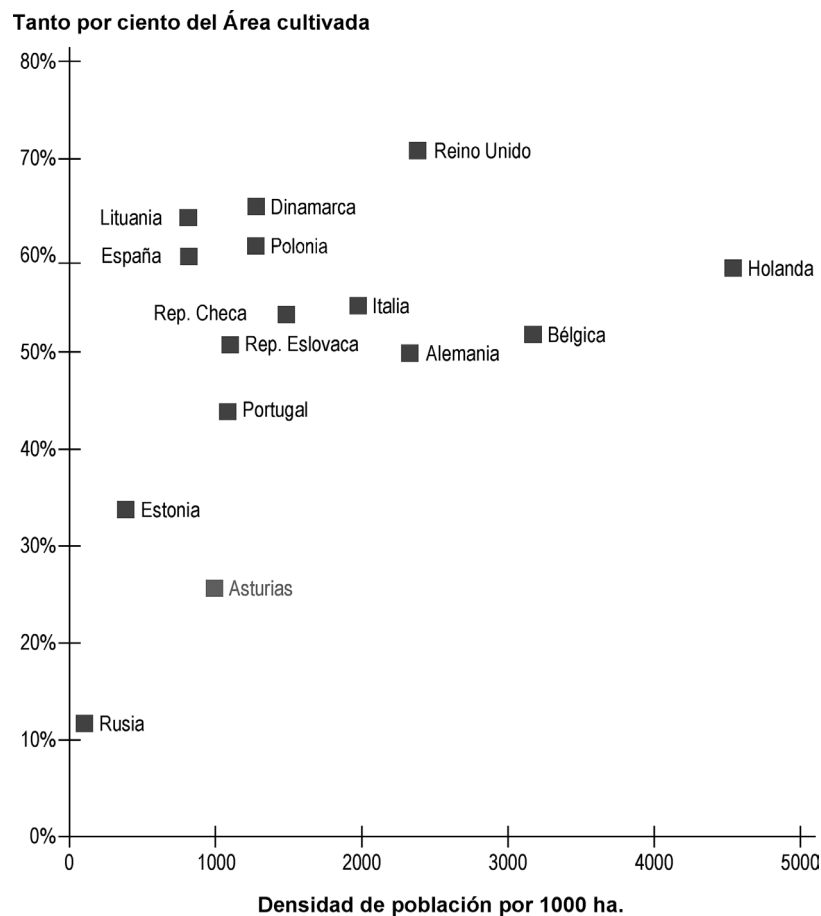


Figura 2. Situación del área de estudio respecto a los diferentes países en relación a su población y uso agrícola del territorio. Modificado de Jongman y Kristiansen (2000).

ha, en el que la fuente de los datos ha sido generalmente las imágenes del sensor Thematic Mapper (TM) del satélite LANDSAT y la herramienta de manejo los SIG.

A pesar de su éxito y utilidad (Schwartz, 1999) el método tiene algunas limitaciones derivadas de la precisión y la escala que algunos autores ya han comentado (Stoms y col., 1998; Maddock y col., 1999). Scott y Jennings (1998) reconocen como una de las limitaciones la precisión que se alcanza en la clasificación de los usos del suelo. Jennings (2000) comenta que el desarrollo del GAP pasa por mejorar la clasificación de vegetación utilizando información auxiliar como inventarios de zonas húmedas, foto aérea o mapas de suelo, algunas de estas mejoras ya han sido aplicadas por algunos autores (Pearlstone y col., 2002; Larson y Sengupta, 2004).

Los principales puntos débiles del análisis para su utilización a nivel europeo son: la utilización de imágenes de poca resolución espacial para la cartografía de usos del suelo (Cassidy y col., 2001); la poca precisión en los resultados de la cartografía de usos del suelo (alianzas) con TM (Dymond y Johnson, 2002; Menard y col., 2002); y el uso de unidades geográficas discretas de gran tamaño (unidades administrativas, celdas o hexágonos) como unidades geográficas de asignación de especies (Basset y col., 2003; Larson y Sengupta, 2004).

La calidad de los datos (escala y precisión) se puede convertir en una limitación importante (Wiens, 1989; Levin, 1992; Boone, 2000; Mayer y Cameron, 2003; 1996; Maes y col., 2004) que en ocasiones es imposible de superar, lo que lleva a desechar datos con una localización imprecisa o con un diseño de muestreo poco adecuado para un estudio a escala regional.

Por otra parte los niveles de protección analizados no tienen el mismo significado en América del norte y Europa. La larga historia de ocupación del suelo en Europa ha derivando también hacia una más generalizada propiedad privada, mientras que la historia americana, de colonización reciente del territorio, ha permitido que gran parte del suelo permanezca en manos públicas, lo que facilita enormemente su gestión en cuanto a las medidas de limitación de usos para proteger el medio natural. Estas diferentes características de la propiedad del suelo hacen necesaria una reinterpretación de las clases de protección frecuentemente utilizadas en el análisis GAP.

El mantenimiento de la biodiversidad se debe realizar integrando varios niveles de organización, es decir, considerando la variedad en los ecosistemas locales y no sólo las especies en peligro (Noss, 1991; Edwards y Scott, 1994). Muchos autores han desarrollado trabajos parciales abarcando flora (Rienmann y Ezcurra, 2005; Pfab, 2002), vegetación (Caicco y col., 1995; Crumacker y col., 1998; Stoms y col., 1998; Tappeiner y col., 1998; Wirght y col.,

2000), fauna (Allen, 2000; Angelstam, 2003; Benayas y de la Montaña, 2003), pero pocos trabajos se han hecho incluyendo todos los aspectos simultáneamente (Pearlstone y col., 2002; Hoctor y col., 2000; Scott y Jennings, 1998), debido a que esto requiere mucha información previa, no siempre disponible y el apoyo de muchas disciplinas.

2.2 Métodos

El método seguido tiene en cuenta todos los aspectos de la propuesta teórica de Scott y col. (1993), y analiza el grado de protección de la fauna y la vegetación actual (Figura 3), que se detallará en los capítulos sucesivos.

Se han introducido modificaciones del método mencionado para ajustar el detalle de los datos al tamaño del territorio analizado y para adaptar el método a las peculiaridades europeas. Además se han ensayado índices para valorar la fauna. En resumen las principales modificaciones son las siguientes:

- El método para la obtención de la información de hábitat se ha realizado a partir de mapas de vegetación a escala 1:25 000 elaborados sobre fotografía aérea (en lugar de la escala 100 000 sobre imágenes Landsat TM tradicionales), con un área mínima de representación de 0.25 ha y con una precisión temática superior al 90 %. Esto mejora la precisión del análisis de hábitat y del resto de las variables introducidas en el mismo (distribución de hábitat actual para especies de fauna).
- La utilización exclusivamente de datos de alta precisión en el registro de la fauna (localizaciones puntuales o UTM de 1 km²).
- El desarrollo de un modelo de vulnerabilidad del hábitat para la fauna, en la evaluación de las carencias.
- La adaptación de las categorías de propiedad y manejo del suelo, aplicadas en EE.UU., a la legislación española.

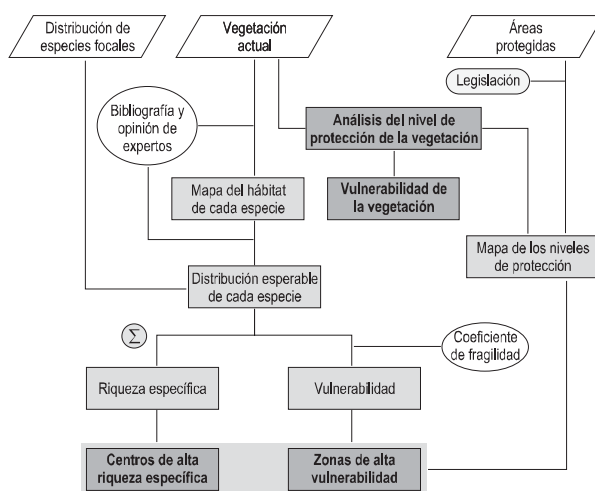


Figura 3. Esquema general del enfoque metodológico del estudio.

2.2.1 Niveles de protección actual en el territorio

La propuesta de Scott y col. (1993) para clasificar el status de manejo establece cuatro categorías en función de las figuras de propiedad del suelo y de protección que rigen en EE.UU. En este análisis hemos efectuado una adaptación de este método para poder aplicar las figuras estatales y autonómicas de la legislación española.

En Asturias, como en la mayor parte de España, la propiedad es principalmente privada con excepción de algunos montes de utilidad pública que son gestionados por entidades locales y de escasísimos territorios de propiedad autonómica. Esto limita la capacidad de intervención sobre el territorio, que tiene que ser realizada a través de la legislación de ordenación territorial. La principal norma que afecta a la gestión de la vida silvestre en su conjunto es el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN), que establece los espacios a proteger; su desarrollo posterior con los Decretos de declaración de los espacios protegidos (EP); y la aprobación del Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) que establece la zonificación del área protegida y distintas medidas para la gestión de cada zona.

Otras normas europeas como la Directiva Hábitat y la declaración de Lugares de Interés Comunitario (LIC), tienen también un importante efecto sobre la gestión de la vida silvestre.

El primer paso para establecer el análisis de las carencias de representación en el conjunto de espacios protegidos ha sido identificar las áreas que en el momento del trabajo¹ están incluidas en el PORN (Decreto 38/94 de 19 de mayo del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Asturias), identificando diferentes niveles de protección de acuerdo a la definición y gestión legal de cada espacio. Para ello, se han digitalizado los límites de todos los espacios PORN declarados y todas las zonificaciones realizadas en los espacios que tienen PRUG.

Se establecen cuatro niveles de protección: alto (P1), medio (P2), bajo (P3) y muy bajo (P4) y un categoría sin protección (P6). Los espacios que no tienen PRUG se asignan inicialmente al nivel P5 (Tabla 2) y posteriormente se reasignan porcentualmente a los niveles P2, P3 y P4 que le corresponderían en una zonificación que siguiera los criterios aplicados hasta el momento. La reasignación presupone que las zonas de mayor valor ambiental recibirán una mayor protección en el futuro Plan Rector de Uso y Gestión, tal y como viene sucediendo en los PRUG que se han redactado hasta la fecha. De esta manera, para los bosques, un 70 % de su área se contabiliza como en el nivel P2, mientras un 30 % se reasigna al nivel P3. La partición de los matorrales, y de prados y cultivos en los niveles P2 y P3 se realiza reasignando un 80 % y un 100 % respectivamente al nivel de protección P3. Las zonas urbanas se reasignan automáticamente al nivel P4.

1. Septiembre de 2005

Nivel de protección	Zona	Descripción
P1	<ul style="list-style-type: none"> Reserva Natural Integral Muniellos. Zonas de Reserva del P. Nac. de Los Picos de Europa, de la RNP. de la Ría de Villaviciosa, y del P. Nat. de Somiedo. Zona de Uso Restringido de la RNP. de Barayo. RNPs. de la Cueva del Lloviu, de Cueva Rosa, de la Cueva del Sidrón y de la Cueva de Las Caldas. 	<i>Espacios declarados y con alto nivel de protección</i>
P2	<ul style="list-style-type: none"> Zonas de Uso Restringido Especial y de Alta Montaña del P. Nat. de Somiedo. Zonas de Uso Restringido del P. Nac. de Los Picos de Europa, del P. Nat. de Redes, y de la RNP. de la Ría de Villaviciosa. Área de un espacio LIC que es hábitat del Anexo I de la Directiva Hábitats. Zonas de especial protección para las aves (ZEPAS). 	<i>Espacios declarados y con nivel de protección medio LIC con hábitat</i>
P3	<ul style="list-style-type: none"> Zonas de Uso Moderado del P. Nac. de Los Picos de Europa, del P. Nat. de Redes, y de las RNPs. de la Ría de Villaviciosa y de Barayo. Zona de Uso Agropecuario del P. Nat. de Somiedo 	<i>Espacios declarados y con nivel de protección bajo</i>

P4	<ul style="list-style-type: none"> • Monumentos Naturales. • Zonas de Uso General y Zona Periférica de las RNPs. de Barayo y de la Ría de Villaviciosa. • Zona de Asentamientos Tradicionales y de Uso especial del P. Nac. de Los Picos de Europa. • Zona de Uso General del P. Nat. de Redes. • Área de un espacio LIC que no esta incluida en el Anexo I de la Directiva Habitats. 	<i>Espacios declarados y protegidos en muy bajo nivel LIC sin hábitats</i>
P5	<ul style="list-style-type: none"> • Espacios Naturales Declarados Sin Plan Rector de Uso y Gestión. Se lleva acabo una asignación de los porcentajes de estos territorios a las clases p2-p3 que le corresponderían de acuerdo a una zonificación tradicional. 	<i>Espacios declarados sin zonificar</i>
P4	<ul style="list-style-type: none"> • Espacios PORNA no declarados o sin haber sido propuestos y que tampoco son LIC. 	Sin protección

Abreviaturas:

P. Nac.: Parque Nacional, **P. Nat.:** Parque Natural, **RNP.:** Reserva Natural Parcial, **LIC:** Lugar de Interés Comunitario

Tabla 2. Niveles de protección asignados a los distintos tipos de espacios incluidos en la red de ENP en Asturias, según la gestión del espacio y los usos legales permitidos.

También se ha incorporado la información de la última propuesta de LIC (Diario Oficial de la Comisión N° L387/1 de 29 dic 2004) y de los hábitats del Anexo I de la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992), cartografiados en el Inventario Nacional de Habitats (INH), existentes en los espacios LIC.

Se ha asignado cada uno de los espacios incluidos en la red de ENP (en septiembre de 2005) a uno de estos niveles. Finalmente se calcula el área total de Asturias incluida en cada nivel de protección

2.2.2 Fauna

La pérdida de riqueza específica asociada con la reducción de hábitat adecuado para el desarrollo de las comunidades naturales a lo largo del tiempo es un grave problema para la conservación de nuestro patrimonio natural. El diseño de una red de espacios protegidos debe considerar la necesidad de proteger tanto la diversidad geográfica de ecosistemas como la diversidad de comunidades, especies y poblaciones dentro de cada especie. Sin embargo, esto requiere conocer la distribución de todas las especies en el territorio, tarea ardua o casi imposible, para la precisión deseable en un plan de ordenación regional.

Las especies focales actúan como sustituto en la representación de la comunidad (Andelman y Fagan, 2000). Una especie focal, por tanto, se selecciona de acuerdo a su capacidad para representar el sistema que se desea conservar. Varios autores coinciden en la utilidad de las especies focales a la hora de designar espacios de conservación (Noss y col., 1996; Carroll y col., 2001; Bani y col., 2002; Benayas y Montaña, 2003; Roberge y Angelstam, 2004; Beazley y Cardinal, 2004). Este concepto es útil cuando el objetivo consiste en encontrar las zonas de mayor diversidad faunística y ver su representatividad en una red de espacios pro-

tegidos. El uso de una simple especie focal es criticado, aunque no está claro cuantas especies son necesarias o cuales son las mejores para representar satisfactoriamente una comunidad (Sauberer y col., 2004, Coppolillo y col., 2004). Así, en el diseño de redes para grandes mamíferos Bruinderink y col. (2003) utilizan los ungulados, mientras Carroll y col. (2001) se centran en los carnívoros.

En este trabajo se han usado especies focales para salvar la carencia de datos que existe, en general, acerca de la completa composición específica de las comunidades naturales. Para estudiar la representación de la diversidad faunística en la red de ENP, se toman como especies focales todas las especies de fauna incluidas en el CREA¹ (Catálogo Regional de Especies Amenazadas); las que actualmente se contemplan para engrosar dicho catálogo (catalogo pendiente de revisión en septiembre de 2004), siempre que se disponga de datos; todas las especies singulares del PORNA en vigor, salvo el búho real, por no existir suficientes datos disponibles (Benito, 2001; Martí y del Moral, 2003); y las especies incluidas en los Anexos II o IV de la Directiva Hábitats². Muchas de las especies están incluidas además en otros catálogos, directivas o convenios. La Tabla 3 (ver CD adjunto) agrupa todas las especies incluidas en el análisis y su catalogación, además de la clasificación dentro de las categorías de especie focal en la que se enmarcan según sus características biológicas. También se incluyen las áreas de campeo y la descripción del hábitat seleccionado para cada especie.

1. Decreto 32/1990, de 8 de marzo, por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Fauna Vertebrada del Principado de Asturias (BOPA 75, 30 de marzo de 1990)

2. Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitat naturales y de la fauna y flora silvestres.

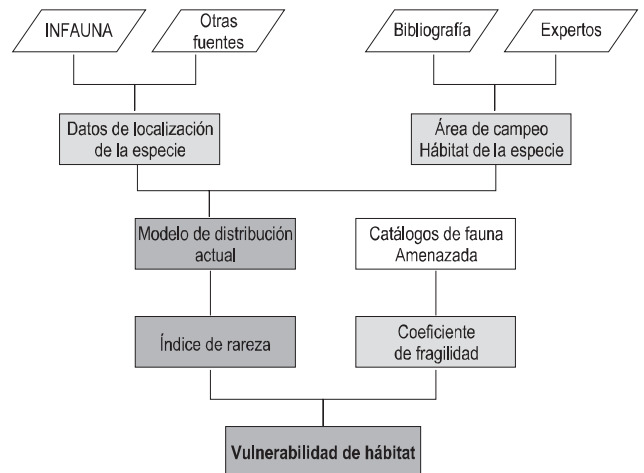
Los datos han sido tomados de todas las fuentes disponibles, aunque la mayoría consisten en citas puntuales tomadas de la base de datos INFAUNA. Estas citas se completan con otros datos presentados en informes e inventarios de especies concretas realizados para distintas administraciones, e incluso con datos ya elaborados, como es el caso de la calidad del hábitat para el oso pardo (García y col, 2002) o la localización de refugios para los quirópteros.

En el estudio se incluyen 45 especies de fauna. Todas fueron tratadas individualmente salvo los quirópteros que se trataron de manera conjunta debido a los pocos datos accesibles sobre la distribución puntual de cada especie (es decir, en la práctica, es como si se utilizaran 42 especies, ya que se agrupan las 4 especies de quirópteros catalogados).

La mayor parte de las especies son vertebrados, principalmente aves y mamíferos, salvo el coleóptero *Rosalia alpina*, y el mejillón de río (*Margaritifera margaritifera*). Ambas especies están incluidas en la Directiva Hábitat. La representación de otros grupos está limitada por la escasez o por la baja precisión de los datos disponibles.

A pesar de la heterogeneidad de las especies seleccionadas, el análisis sigue un esquema común que se resume en la Figura 4 y se ilustra en la Figura 5. En la mayoría de los casos, a partir de las citas puntuales se elabora un *modelo de distribución actual* de cada especie. Para ello, se toma la superficie comprendida en un círculo de radio obtenido en

Figura 4. Diagrama de flujo del tratamiento de la fauna.



función del área de campeo media para cada especie. A continuación, dentro de esta área se seleccionan las zonas de hábitat preferente de cada especie. No se incorpora todo el hábitat de la especie incluida en un área preestablecida (cuadrícula de 10 km² p.e) sino sólo aquel que está en un círculo de área equivalente a su área de campeo respecto a la cita registrada.



Figura 5. Ejemplo del método para el Pico menor en una zona de Asturias.

Tanto la información del área de campeo como la de tipo de hábitat se obtiene de la opinión de expertos o de fuentes bibliográficas. La localización geográfica del hábitat se obtiene principalmente de la capa de vegetación del Sistema de Información Ambiental del Principado de Asturias 1:25 000. Para el caso del oso o los quirópteros se utilizan datos ya elaborados (GAECM, 1991; Palomo y Gisbert, 2002; García y col., 2002). Cuando se trata de especies de ríos o de costa, los datos de *presencia-no detección* se dan por tramos lineales, asignando un área buffer (pasillo) en las proximidades de la línea de presencia.

El modelo de *distribución actual* de cada especie se convierte a formato grid de 50 m de resolución, en el que se señala la presencia o ausencia de la misma.

Mediante la adición de las capas de todas las especies consideradas se construye el mapa de riqueza específica, en el que cada celda tiene asignado el número esperable de especies presentes (*IRq*).

Cada uno de los 42 modelos de *distribución actual* se analiza para calcular el índice de *vulnerabilidad del hábitat* de cada especie (*IVH*) adaptado de Nores y García Álvarez (2000) que integra dos componentes importantes para estimar el grado de amenaza al que está sometida cada especie: el *coeficiente de fragilidad* (*CFG*), asignado en función de la situación de la especie en los principales catálogos de especies amenazadas y el *índice de rareza*

$$IR_i = \frac{SAst}{SH_i}$$

donde *IR* es el *índice de rareza* del hábitat útil de la especie en el territorio; *SAst* la superficie total de este territorio (Asturias) y *SH_i* el área del hábitat actualmente ocupado por cada especie *i*.

El índice de vulnerabilidad calcula de la siguiente manera:

$$IVH_i = IR \times CF_i$$

El *IVH* se reclasifica en valores cualitativos: muy alto (percentil 95), alto (percentil 90), medio (percentil 85) y bajo (el resto) Se utiliza los valores de vulnerabilidad muy alta a media, para evaluar las carencias.

La riqueza específica también se reclasifica: muy alta (6 ó más especies), alta (5 especies), media (4 especies) y baja (3 ó menos). Las clases de muy alta a media de son las que se utilizan para analizar las carencias en la protección

Para el análisis conjunto se combinan los valores de la *riqueza específica* y la *vulnerabilidad de hábitat*, resultando el mapa de *valor para la fauna*. Este mapa se obtiene uniendo las zonas de las clases muy alta a media cada uno de los índices y en caso de coincidencia espacial se aplica siempre el valor superior en cualquiera de los dos criterios

(función MAX de ArcInfo® grid).

Para estudiar las carencias en la protección se combinan (función COMBINE de ArcInfo® grid) los mapas de *riqueza específica*, *vulnerabilidad de hábitat* y *valor para la fauna* con el mapa de nivel de protección de forma que para cada punto del territorio conocemos ambos datos de forma simultánea, a partir de este resultado espacial se obtienen las tablas alfanuméricas que permiten analizar conjuntamente la información y analizar las superficies de cada categoría de riqueza específica que se incluyen en cada nivel de protección.

Paralelamente se combinan cada uno de los mapas de hábitat de las 41 especies estudiadas con el área protegida por cada método y se calcula el porcentaje de hábitat protegido para cada especie y método. Se analizan y comparan los tres índices, se utiliza una simple prueba de la t para el nivel de significación de las diferencias entre los métodos (prueba t pareada con 41 grados de libertad, Ho:μA - μB = 0).

2.2.4 Vegetación actual

En muchos ecosistemas, la vegetación refleja los gradientes en las condiciones climáticas, edáficas, y topográficas. A menudo, la distribución de la fauna también está correlacionada con la distribución de la vegetación, por lo que con frecuencia se utiliza para describir y cartografiar los ecosistemas terrestres (Crumpacker y col., 1998; Sierra y col., 2002).

Muchos estudios muestran que el análisis GAP es un método potente y eficaz para establecer la situación y el grado de protección de los tipos de cubierta vegetal y de la biodiversidad asociada a ella (Scott, 1994; Caicco y col., 1995; Edwards y col., 1995, Ramesh y col., 1997; Cassidy y col., 2000; Wrigth y col., 2001; Scott y col., 2001). Las carencias en la representatividad de las comunidades vegetales en los espacios protegidos pueden ser traducidas en pérdidas en la biodiversidad global, por lo que conviene conocer el nivel actual de esta representación para establecer los planes oportunos de futura protección de algunas unidades poco representadas.

La cartografía de vegetación de Asturias (SIAPA) es la base para el análisis GAP de la vegetación. Esta cartografía se realizó con criterios fitosociológicos y alcanza, para las etapas maduras, el nivel de asociación (Fernández Prieto y col., 1985) incluyendo 200 unidades cartografiadas en más de 200 000 polígonos. Los mapas se realizaron a escala 1:25 000 y con una resolución de 50 m y una precisión temática mayor al 90 %. El método y la descripción de esta cartografía ha sido desarrollado en las memorias técnicas que acompañan a cada hoja (<http://www.princast.es>) y en la memoria de dicha cartografía (INDUROT, 2002).

Las unidades de esta cartografía se han adaptado a los requerimientos del análisis en varios aspectos, generalmente

encaminados a unir clases muy próximas para facilitar la comprensión de los resultados. Como resultado de estos tratamientos se obtiene un mapa con 79 unidades cartografía-

das (Tabla 4). A partir de este mapa se genera un grid con celdas de 50 x 50 m con las unidades a utilizar en el análisis.

Unidad de vegetación	Umbral protección [%]	•5f (P1,P2) (%)	TOTAL (ha)	TOTAL (%)
BOSQUES CADUCIFOLIOS				
Hayedos	20.00	60.30	49 459.75	4.66
Bosques mixtos eútrofos con carbayo	20.00	6.92	5 972.00	0.56
Bosques oligótrofos con carbayo	20.00	4.68	35 625.75	3.36
Rebollares oligótrofos	20.00	24.79	8 491.25	0.80
Tilares	20.00	32.56	1 211.00	0.11
Robledales albares xerófilos	20.00	48.33	3 321.50	0.31
Bosques umbrófilos con roble albar	20.00	59.47	13 615.75	1.28
Bosques mixtos eútrofos con roble albar	20.00	35.04	2 125.75	0.20
Bosques mixtos oligótrofos con fresno y arce	20.00	28.22	1 928.00	0.18
Abedulares orocantábricos altimontanos	20.00	79.09	5 857.50	0.55
Total		39.20	127 608.25	12.03
BOSQUES HIGRÓFILOS				
Aliscadas	20.00	12.73	8 362.75	0.79
Fresnedas con arce	20.00	47.18	543.75	0.05
Bosques de sauce blanco	20.00	26.67	150.00	0.01
Aliscadas pantanosas	20.00	11.60	79.75	0.01
Total		14.99	9 136.25	0.86
CASTAÑEDOS	0.00	2.64	60 138.50	5.67
BOSQUES PERENNIFOLIOS				
Encinares	20.00	9.00	1 872.75	0.18
Carrascales	20.00	47.99	784.50	0.07
Alcornocales	20.00	30.80	59.25	0.01
Lauredales	20.00	0.00	13.00	0.00
Tejedales	20.00	37.70	78.25	0.01
Total		21.11	2 807.75	0.26
BOSQUES JÓVENES				
Bosques jóvenes con arce y fresno	20.00	14.02	2 957.25	0.28
Bosques jóvenes con abedul	20.00	8.60	11 885.25	1.12
Acbedas	20.00	37.68	1 345.50	0.12
Total		12.00	16 188.00	1.53
FORMACIONES ARBUSTIVAS				
Formaciones de serbal de cazadores	15.00	76.16	215.00	0.02
Formaciones de laurel	15.00	11.78	290.75	0.03
Formaciones de arraclán	15.00	21.96	184.00	0.02
Formaciones de avellano	15.00	26.47	7 061.00	0.67
Formaciones de roble rosado	15.00	67.03	1 567.00	0.15
Formaciones de rebollo	15.00	26.63	1 505.80	0.14
Madroñales	15.00	4.74	1 615.30	0.15
Formaciones de carbayo	15.00	0.00	262.25	0.02

Unidad de vegetación	Umbral protección [%]	•5f (P1,P2) (%)	TOTAL (ha)	TOTAL (%)
Formaciones de escuernacabras, agracejo y grosella	15.00	10.77	209.00	0.02
Formaciones de encina	15.00	16.08	390.25	0.04
Formaciones de <i>Phyllyrea media</i>	15.00	40.24	317.75	0.03
Total		28.26	13 618.00	1.28
SAUCEDAS				
Saucedas de salguera de hoja estrecha	15.00	47.06	8.50	0.00
Saucedas de salguera cantábrica	15.00	47.07	78.50	0.01
Saucedas de salguera negra	15.00	7.88	474.50	0.04
Total		13.95	561.50	0.05
PIORNALES				
Piornales de <i>Genista polygaliphylla</i> y <i>Cytisus scoparius</i>	10.00	56.92	12 921.00	1.22
Piornales de <i>Genista polygaliphylla</i> y <i>Cytisus cantabricus</i>	10.00	45.85	3 405.25	0.32
Formaciones de brezo blanco	10.00	34.42	10 606.50	1.00
Total		46.66	26 932.75	2.54
AULAGARES				
Aulagares de <i>Genista occidentalis</i> con <i>Ulex europaeus</i>	10.00	11.31	22 226.25	2.10
Aulagares de <i>Genista occidentalis</i> sin <i>Ulex europaeus</i>	10.00	48.63	15 183.25	1.43
Aulagares con <i>Genista legionensis</i>	10.00	69.63	14 675.75	1.38
Total		38.62	52 085.25	4.91
ESCOBONALES				
Escobonales de <i>Cytisus scoparius</i>	10.00	14.03	3 189.75	0.30
Escobonales de <i>Cytisus cantabricus</i>	10.00	77.62	52.50	0.00
Escobonales de <i>Cytisus multiflorus</i>	10.00	6.06	3 168.75	0.30
Escobonales de <i>Cytisus striatus</i>	10.00	0.10	1 555.50	0.15
Escobonales de <i>Cytisus oromediterraneus</i>	10.00	77.78	2.25	0.00
Total		8.58	7 968.75	0.75
BREZALES				
Brezales tojales con <i>Ulex europaeus</i>	10.00	0.44	21 713.00	2.05
Brezales tojales con <i>Ulex gallii s. l.</i>	10.00	17.95	87 930.50	8.29
Brezales tojales con <i>Ulex gallii s. l.</i> con <i>Erica mackaiana</i>	10.00	3.22	39 944.25	3.77
Brezales de brezo rojo	10.00	40.48	70 627.50	6.66
Matorrales de brechina	10.00	81.90	4 089.25	0.39
Total		21.89	224 304.50	21.15
HELECIALES Y ZARZALES	10.00	20.85	30 948.00	2.92
FORMACIONES HERBÁCEAS				
Prados	0.00	2.63	285 123.00	26.88
Pastos	10.00	37.83	21 442.00	2.02

Unidad de vegetación	Umbral protección [%]	•5f (P1,P2) (%)	TOTAL (ha)	TOTAL (%)
Lastonares calcícolas	10.00	36.90	6 951.25	0.66
Formaciones de <i>Sesleria caerulea</i> y <i>Carex sempervirens</i>	10.00	95.60	585.75	0.06
Cervunales	10.00	83.47	437.00	0.04
Total		6.08	314 539.00	29.66
COMPLEJOS DE VEGETACIÓN HALÓFILA				
Vegetación halófila de marismas y estuarios	20.00	40.44	997.75	0.09
Acantilados	20.00	24.08	2 471.75	0.23
Vegetación halófila de costas arenosas	20.00	18.30	567.00	0.05
Total		27.31	4 036.50	0.38
VEGETACIÓN DULCEACUICOLA	20.00	42.79	433.50	0.04
COMP. CASMOFÍTICA				
Vegetación casmofítica calcícola	20.00	50.65	15 585.75	1.47
Vegetación casmofítica silicícola	20.00	38.28	9 751.25	0.92
Depósitos aluviales de gravas y cantos	20.00	46.04	66.25	0.01
Total		45.89	25 770.50	2.43
COMP. SUBALPINOS				
Aulagares con <i>Juniperus alpina</i>	20.00	97.92	1 968.00	0.19
Piornales con <i>C. oromediterraneus</i> o <i>C. obtusiramea</i>	20.00	78.24	3 288.00	0.31
Vegetación subalpina calcícola	20.00	96.23	5 885.00	0.55
Vegetación subalpina silicícola	20.00	84.02	1 963.00	0.19
Vegetación alpina calcícola	20.00	100.00	487.00	0.05
Céspedes psicroxerófilos	20.00	26.49	1 991.00	0.19
Total		82.32	15 582.00	1.47
CULTIVOS E INVERNADEROS	0.00	0.93	10 417.50	0.98
PLANTACIONES ARBOREAS				
Plantaciones de frondosas	0.00	0.48	55 632.25	5.25
Plantaciones de coníferas	0.00	0.91	35 656.00	3.36
Total		0.65	91 288.25	8.61
MAR	0.00	-	-	-
RÍOS	20.00	28.11	1 715.50	0.16
EMBALSES	0.00	0.41	1 333.25	0.13
ÁREAS URBANAS E INDUSTRIALES	0.00	0.96	23 170.00	2.18

Tabla 4. Datos de las unidades de vegetación consideradas en el análisis GAP.

El mapa de vegetación obtenido representa distintos tipos de hábitats. Partiendo de esta información se organiza el siguiente esquema de trabajo (Figura 6):

1. Se combina la vegetación con el nivel de protección del territorio y como resultado se obtiene una capa única con ambas informaciones.
2. Se establecen unos objetivos mínimos de protección para cada unidad vegetal en función de su madurez serial (Tabla 4). Se considera que para los bosques y prebosques es *suficiente* una protección del 20 % en los niveles de protección 1 y 2; este mismo porcentaje se considera adecuado para los complejos de vegetación subalpina y para la vegetación halófila, dulceacu-

ícola y rupícola. Para las formaciones arbustivas altas o de porte arbóreo se considera *suficiente* un 15 %, mientras que para los matorrales y para las formaciones herbáceas naturales se considera como umbral el 10 %. Para el resto de unidades, con un grado de naturalidad bajo, no se considera ningún porcentaje (plantaciones arbóreas, prados de siega, vegetación de ambientes urbanos e industriales, etc.). Con estos porcentajes establecidos como objetivo, se extraen las unidades vegetales mal representadas en la red (primer tipo de carencias de protección)

3. Se seleccionan, por su rareza, aquellas unidades naturales cuya representación en Asturias es menor de 100 ha y se analiza su pertenencia o no a los espacios protegidos. Se considera que las unidades de extensión tan reducida deben tener medidas de conservación estrictas, especialmente a aquellas que representan etapas maduras del desarrollo de los ecosistemas.
4. Para las unidades de vegetación mal representadas en la actual red ENP, según estos criterios, construimos un **índice de vulnerabilidad de la vegetación (IVV)** en el que se considera tanto la abundancia total de cada comunidad como su representación en la red ENP:

$$IVV = CF \times NP_i$$

donde *CF* es el *coeficiente de fragilidad* y *NP_i* es el porcentaje de la superficie de cada comunidad vegetal que no se encuentra suficientemente protegida, expresado como $NP_i = 100 - (P_1 + P_2)$

El *CF* se asigna según la superficie (*S*) total de cada

unidad de vegetación (5 para $S < 100$ ha, 4 para $S < 500$ ha, 3 para $S < 1500$ ha, 2 para $S < 5000$ ha, y 1 para $S > 5000$ ha).

Las unidades que se destacan en el análisis GAP como poco representadas en la red actual son de esta manera valoradas por su vulnerabilidad en función de su nivel de protección y de su extensión en Asturias, el *IVV* obtenido se reclasifica en tres categorías: Medio de 0 a 150; Alto de 151 a 250; Muy Alto de 251 a 500.

2.2.6 Áreas de interés para la conservación

Para delimitar las áreas de interés para la conservación de los grupos más amenazados, es necesario considerar conjuntamente la fauna y la vegetación. Para ello se han considerado en el nivel de *muy alto* interés las clases de valor para la fauna alta y muy alta y/o la vegetación muy vulnerable o de menos de 100 ha de extensión total; en el nivel de *alto* interés las clase de valor para la fauna moderado y/o vulnerabilidad de la vegetación alta; en el nivel de interés *moderado* las unidades vegetales con baja vulnerabilidad.

Una vez obtenido el mapa resultante se analizan las superficies ocupadas por las áreas de interés para la conservación en los distintos espacios declarados y se valora la oportunidad para la conservación de cada uno de ellos y la global de la actual red de espacios.

2.3 Resultados

Los mapas resultantes, a los que se refiere este capítulo, se localizan en el Anexo II. La expresión cartográfica de los resultados se ha realizado para escala 100 000, aunque se representan en papel en distintos tamaños con la intención de hacerlos más manejables.

2.3.1 Niveles de protección

El cálculo del nivel de protección alcanzado por los espacios actualmente declarados es fácil de realizar, pero no siempre es posible asignarlo geográficamente ya que no sabemos qué superficie concreta (georreferenciada) de esos porcentajes, que en los espacios aún no zonificados, irá a cada nivel de protección, por ello los espacios PORN A declarados pero sin PRUG peden identificarse cartográficamente aunque con un nivel de protección indeterminado (Mapa 1.1 ver CD). No es así en los cálculos de superficies (Tabla 5), donde sí tenemos datos.

En el momento de realizar este trabajo el 27.16 % de Asturias ha sido declarado espacio protegido mediante alguna legislación regional, nacional o europea pero solo un 18.42 % tiene alguna limitación de uso, de relevancia para la protección de especies. En el resto la protección efectiva es muy poco relevante esto es; está incorporado a zonas de uso común o agropecuario, zonas urbanas o urbanizables o no es un espacio protegido.

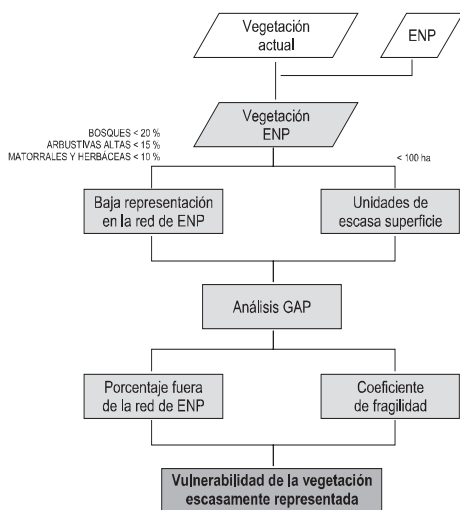


Figura 6. Esquema general seguido en el análisis de la vegetación.

Nivel de protección	Superficie [ha]	[%]	[% acumulado]
P1	6 268.50	0.59	0.59
P2	189 116.38	17.83	18.42
P3	33 580.13	3.17	21.59
P4	58 980.5	5.56	27.16
P6	772 422.50	72.84	100.00
Total	1 060 610.50	100.00	————

Tabla 5. Extensión en hectáreas [ha] y porcentaje [%] de la superficie de Asturias que corresponde a cada nivel de protección.

2.3.2 Fauna

La unión de todas las capas de hábitat actual de especies catalogadas refleja que un 76 % del territorio tiene presencia de al menos una de estas especies. Los valores recla-

sificados de la riqueza específica (*IRq*) permiten interpretar más fácilmente los resultados (Tabla 6 y Mapa 2.1); en conjunto, las zonas con cuatro o más especies catalogadas suponen el 18.42 % del territorio asturiano. Este porcentaje de riqueza específica corresponde al valor más próximo al percentil 85 y es el que hemos utilizado para realizar el análisis de carencias.

Un alto porcentaje de las zonas de riqueza moderada/alta están incluidas en la actual lista de ENP. Solo un 5.71 % de Asturias formaría parte de los *huecos* en la representatividad de la riqueza específica en la red.

Siguiendo los criterios descritos en el capítulo de metodología se ha obtenido la superficie de hábitat actualmente ocupado por cada especie así como el índice de rareza y el de vulnerabilidad de su hábitat, los resultados pueden verse en la Tabla 7 junto con el porcentaje de este hábitat incluido en alguna categoría de protección.

		Muy Alto (6 ó más)	Alto (5)	moderada (4)	Bajo (3-0)	Total
Fuera de la red de ENP	[ha]	5 457.75	13 839.75	41 270.25	711 628.00	772 195.75
	[%]	0.51	1.30	3.89	67.10	72.81
	[% acumulado]	0.51	1.82	5.71	72.81	————
Dentro de la red de ENP	[ha]	23 617.25	36 123.25	75 039.25	153 635.00	288 414.75
	[%]	2.23	3.41	7.08	14.49	27.19
	[% acumulado]	2.23	5.63	12.71	27.19	————
Total	[ha]	29 075.00	49 963.00	116 309.50	865 263.00	1 060 610.50
	[%]	2.74	4.71	10.97	81.58	100.00
	[% acumulado]	2.74	7.45	18.42	100.00	————

Tabla 6. Extensión de las distintas categorías de riqueza específica. Los porcentajes se expresan respecto a la superficie total de Asturias. Los intervalos de número de especies que corresponden a cada categoría se muestran entre paréntesis.

Especie (catalogación CREA)	•5f (ENP) [ha]	Total [ha]	•5f (ENP) [%]	IR	CFG	IVH
EN PELIGRO DE EXTINCIÓN						
Oso pardo <i>Ursus arctos</i>	41 519.25	51 241.00	81.03	20.71	5.00	103.54
Avetoro <i>Botaurus stellaris</i>	183.75	183.75	100.00	5 774.85	5.00	28 874.25
Escribano palustre <i>Emberiza schoeniclus lusitanica</i>	506.50	520.75	97.26	2 037.69	5.00	10 188.47
Porrón pardo <i>Aythya nyroca</i>	388.75	406.25	95.69	2 612.01	5.00	13 060.05
Quebrantahuesos <i>Gypaetus barbatus</i>	21 662.25	41 695.75	51.95	25.45	5.00	127.25

Especie (catalogación CREA)	•5f (ENP) [ha]	Total [ha]	•5f (ENP) [%]	IR	CFG	IVH
Urogallo cantábrico <i>Tetrao urogallus</i>	21 931.75	22 913.50	95.72	46.31	5.00	231.55
SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DEL HÁBITAT						
Quirópteros (ver Cuadro 1)	707.75	1 517.25	46.65	699.38	3.00	2 098.13
Ostrero euroasiático <i>Haematopus ostralegus</i>	439.75	599.00	73.41	1 771.50	3.00	5 314.50
Pico mediano <i>Dendrocopos medius</i>	521.25	595.00	87.61	1 783.41	3.00	5 350.23
Aguilucho cenizo <i>Cyrcus pigargus</i>	3 413.75	27 981.25	12.20	37.92	3.00	113.77
Aguilucho pálido <i>Cyrcus cyaneus</i>	4 455.50	19 603.75	22.73	54.13	3.00	162.39
Pico menor <i>Dendrocopos minor</i>	1 077.00	3 773.00	28.54	281.24	3.00	843.73
VULNERABLE						
Águila real <i>Aquila chrysaetos</i>	114 923.25	244 699.75	46.97	4.34	2.00	8.67
Lamprea <i>Petromyzon marinus</i>	1 371.75	1 871.25	73.31	567.07	2.00	1 134.14
Rana común <i>Rana perezi</i>	1 176.25	3 138.75	37.48	338.07	2.00	676.15
Rana de San Antón <i>Hyla arborea</i>	3 842.75	7 138.25	53.83	148.65	2.00	297.31
Zarapito real <i>Numenius arquata</i>	2 065.00	4 896.75	42.17	216.70	2.00	433.40
Anguila <i>Anguilla anguilla</i>	2 424.50	4 733.75	51.22	224.16	2.00	448.32
Cerceta común <i>Anas crecca</i>	257.00	257.00	100.00	4 128.91	2.00	8 257.81
Carricero común <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	109.00	123.75	88.08	8 574.78	2.00	17 149.56
Carricero tordal <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	42.50	42.50	100.00	24 967.74	2.00	49 935.47
INTERÉS ESPECIAL						
Alimoche común <i>Nephron percnopterus</i>	71 355.75	211 264.50	33.78	5.02	2.00	10.05
Avión zapador <i>Riparia riparia</i>	1 423.50	5 281.75	26.95	200.90	2.00	401.81
Azor común <i>Accipiter gentilis</i>	18 395.25	54 577.25	33.70	19.44	2.00	38.89

Espece (catalogación CREA)	•5f (ENP) [ha]	Total [ha]	•5f (ENP) [%]	IR	CFG	IVH
Cormorán moñudo <i>Phalacrocorax aristotelis</i>	909.50	1 623.50	56.02	653.61	2.00	1 307.21
Halcón peregrino <i>Falco peregrinus</i>	30 128.00	66 504.00	45.30	15.96	2.00	31.91
Nutria <i>Lutra lutra</i>	9 950.50	31 117.75	31.98	34.10	2.00	68.20
Paíño europeo <i>Hydrobates pelagicus</i>	8.50	8.50	100.00	124 838.68	2.00	249 677.35
Águila culebrera <i>Circus gallicus</i>	115 244.25	308 444.25	37.36	3.44	2.00	6.88
Lagartija roquera <i>Podarcis muralis rasquinetti</i>	6.25	6.25	100.00	169 780.60	2.00	339 561.20
ESPECIES SINGULARES PORNÁ						
Andarrios chico <i>Actitis hypoleucos</i>	720.75	1 130.00	63.78	939.05	1.00	939.05
Desmán ibérico <i>Galemys pyrenaicus</i>	2 557.25	5 065.50	50.48	209.48	1.00	209.48
Gorrión alpino <i>Montifrigilla nivalis</i>	6 627.50	7 323.75	90.49	144.89	1.00	144.89
Liebre del piornal <i>Lepus castroviejoi</i>	76 974.00	99 178.00	77.61	10.70	1.00	10.70
Liebre europea <i>Lepus euopaeus</i>	3 326.00	6 719.25	49.50	157.92	1.00	157.92
Liebre ibérica <i>Lepus granatensis</i>	5 419.00	68 278.50	7.94	15.54	1.00	15.54
Lobo <i>Canis lupus</i>	238 184.75	564 366.50	42.20	1.88	1.00	1.88
Perdiz pardilla <i>Perdix perdix</i>	102 803.25	142 515.75	72.13	7.45	1.00	7.45
Pito negro <i>Dryocopus martius</i>	53 340.75	72 014.00	74.07	14.74	1.00	14.74
Salmón atlántico <i>Salmo salar</i>	2 501.50	3 808.50	65.68	278.62	1.00	278.62
OTROS						
Mejillón de río <i>Margaritifera margaritifera</i>	526.50	819.00	64.29	1 295.64	2.00	2 591.28
Rosalía alpina (Coleóptero)	263.50	263.50	100.00	4 027.05	5.00	20 135.27

		Muy Alto (> 288)	Alto (156.1 a 288)	Medio (123.1 a 156)	Bajo (0 a 123)	Total
Fuera de la red de ENP	[ha]	22 746.25	20 179.8	29 409.5	699 860.25	772 195.80
	[%]	2.14	1.90	2.77	65.99	72.81
	[% acumulado]	2.14	4.05	6.82	72.81	————
Dentro de la red de ENP	[ha]	29 280.75	32 505.25	23 998.25	202 630.50	288 414.75
	[%]	2.76	3.06	2.26	19.11	27.19
	[% acumulado]	2.76	5.83	8.09	27.19	————
Total	[ha]	52 027.00	52 685.05	53 407.75	902 490.75	1 060 610.55
	[%]	4.91	4.97	5.04	85.09	100.00
	[% acumulado]	4.91	9.87	14.91	100.00	————

Tabla 8. Extensión de las distintas categorías de vulnerabilidad del hábitat (IVHt). Los porcentajes se expresan respecto a la superficie total de Asturias. Los intervalos de IVHt correspondientes a cada categoría se dan entre paréntesis.

La adición de los 42 mapas de IVHi da como resultado el mapa de vulnerabilidad del hábitat para la fauna (Mapa 3.1) que resalta algunas áreas que albergan especies de hábitats muy restringidos, como humedales, estuarios o la zona costeras y se acentúan el resto de las seleccionadas por su riqueza específica.

Mapa 2.1 Numero de especies de fauna presentes y porcentaje respecto Asturias

Mapa3.1. Vulnerabilidad del hábitat para la fauna

También hemos agrupado la vulnerabilidad del hábitat en clases para poder interpretar más fácilmente los resultados (Tabla 8). En conjunto, las zonas con vulnerabilidad de moderada a muy alta suponen el 14.91 % del territorio asturiano. Este porcentaje se corresponde al valor más próximo al percentil 85 de vulnerabilidad del hábitat y lo hemos utilizado para resaltar las carencias.

Un 6.82 % de la superficie de Asturias que corresponde a zonas de interés, no está incluido actualmente en la red de ENP, y por esta razón merecen una atención mas detallada.

La combinación de ambos criterios (*IRh* y *IVH*) resal-

ta la superposición espacial de ambos, en gran medida. Atendiendo al valor para la fauna se selecciona un 24.27 % de la superficie de Asturias como zonas de interés (Mapa 4.1 ver CD, Mapa 5.1 y Tabla 9), aunque solo un 9.56 % corresponde a zonas que no reciben ningún tipo de protección.

Si comparamos los dos índices de fauna (*IRq* y *IVH*) vemos que el IVH refleja su percentil 90 repartido uniformemente por el territorio, al dotar de más valor a las pequeñas áreas en las que se localizan algunas especies de hábitat muy restringidos, como los humedales, la franja costera, los ríos o algunas áreas de características estepeñas del occidente de la región, que no son muy frecuentes en Asturias. Mientras que el *IRq* concentra sus valores más altos en la zona de la cordillera y en algunas sierras interiores de menor presión humana. El valor para la conservación recoge las ventajas de ambos, con un pequeño incremento del territorio a proteger.

Por otra parte si comparamos el total del hábitat protegido y/o el número de especies suficientemente representadas por los tres índices (Tabla 10) se observa que el índi-

Tabla 9. Superficie ocupada por las zonas de importante valor faunístico. Los porcentajes se expresan respecto a la superficie total de Asturias. (A es área).

		Muy Alto	Alto	Medio	Bajo	Total
Fuera de la red de ENP	[ha]	26 298.50	26 594.50	48 542.25	670 760.50	772 195.75
	[%]	2.48	2.51	4.58	63.24	72.81
	[% acumulado]	2.48	4.99	9.56	72.81	————
Dentro de la red de ENP	[ha]	42 781.25	44 401.50	68 783.00	132 449.00	288 414.75
	[%]	4.03	4.19	6.49	12.49	27.19
	[% acumulado]	4.03	8.22	14.71	27.19	————
Total	[ha]	69 079.75	70 996.00	117 325.25	803 209.50	1 060 610.50
	[%]	6.51	6.69	11.06	75.73	100.00
	[% acumulado]	6.51	13.21	24.27	100.00	————

Red actual	IR	IVH	VC
Red actual	10.3 ± 4.8*	-17.0 ± 5.1***	-15.7 ± 4.9**
IR		-27.3 ± 6.***0	-26.0 ± 6.0***
IVH			1.3 ± 1.*
VC			

Tabla 10. Comparación de la eficiencia de los diferentes métodos propuestos para la valoración de la fauna en la mitad superior de la matriz: diferencia media ± error estándar; los valores negativos indican una mayor eficiencia de la columna cabecera. El significado de las diferencias fue contrastado con un test de la (41 d.f.). p < 0.001 ***, p < 0.01 **, p < 0.05 *.

ce *IVH* incrementa un 17.4 % la representación media para cada especie; el valor para la conservación un 16.0; mientras que *IR* disminuye un 10.6 % la representación media por especie respecto a la red actual, siempre teniendo en cuenta que se trata de una superficie claramente inferior (14.9, 13.2 y 18.4 % respectivamente del territorio respecto al 27.2 % de la red actual).

Con el territorio seleccionado por *IVH*, 26 especies estarían mejor representadas que en la red actual y sólo 10 peor (coincidiendo generalmente con especies de amplias áreas de campeo), mientras que el índice de riqueza aumenta la protección de 17 especies pero disminuye en otras 25 (Tabla 11).

Tabla 11. Porcentaje del hábitat de cada especie protegido con la aplicación de los diferentes métodos: A red actual; B riqueza específica; C vulnerabilidad del hábitat; D valor para la fauna; E valor para la conservación. En rojo los valores que muestran un empeoramiento respecto a la red actual.

ESPECIE	A	B	C	D	E
Oso	81.03	66.26	65.15	48.55	69.81
Avetoro	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
Escribano palustre	97.26	56.99	100.00	100.00	100.00
Porrón pardo	95.69	53.78	100.00	100.00	100.00
Quebrantahuesos	51.95	57.21	100.00	42.55	100.00
Quirópteros	46.65	20.18	100.00	100.00	100.00
Ostrero	73.41	8.22	100.00	100.00	100.00
Pico mediano	87.61	67.56	100.00	100.00	100.00
Urogallo	95.72	78.59	100.00	100.00	100.00
Aguilucho cenizo	12.20	47.26	67.23	35.37	67.28
Aguilucho pálido	22.73	61.97	100.00	100.00	100.00
Pico menor	28.54	21.53	100.00	100.00	100.00
Águila real	46.97	44.11	26.93	27.15	51.62
Lamprea	73.31	96.73	100.00	100.00	100.00
Rana común	37.48	50.82	100.00	102.00	100.00
Rana de San Antón	53.83	40.60	100.00	100.00	100.00
Zarapito real	42.17	4.87	100.00	100.00	100.00
Anguila	51.22	72.41	100.00	100.00	100.00
Cerceta	100.00	90.95	100.00	100.00	100.00
Carricero común	88.08	81.41	100.00	100.00	100.00
Carricero tordal	100.00	75.29	100.00	100.00	100.00
Alimoche	33.78	34.31	23.53	58.13	42.75
Avión zapador	26.95	37.35	100.00	100.69	100.00
Azor	33.70	40.67	26.18	29.57	44.44
Cormorán	56.02	0.22	100.00	100.00	100.00
Halcón	45.30	41.07	27.16	27.37	46.60
Nutria	31.98	37.81	41.12	42.45	52.43
Paiño	100.00	0.00	100.00	100.00	100.00
Águila culebrera	37.36	38.34	19.60	20.36	41.96
Lagartija roquera	100.00	0.00	100.00	100.00	100.00
Andarríos	63.78	84.80	100.00	100.00	100.00
Desmán	50.48	72.57	100.00	100.00	100.00

ESPECIE	A	B	C	D	E
Gorrión alpino	90.49	71.69	100.00	89.57	100.00
Liebre de piornal	77.61	72.24	24.37	38.12	73.28
Liebre europea	49.50	45.01	100.00	100.00	100.00
Liebre ibérica	7.94	32.00	17.63	11.69	38.99
Lobo	42.20	32.04	17.78	18.48	35.92
Perdiz pardilla	72.13	68.29	23.53	31.54	70.12
Pito negro	74.07	50.46	43.09	41.78	57.00
Salmón	65.68	83.92	100.00	100.00	100.00
Mejillón de río	64.29	78.05	100.00	100.00	100.00
Rosalía	100.00	57.78	100.00	100.00	100.00
Valor medio del hábitat Protegido	62.12	51.79	79.13	77.78	85.5
Superficie total protegida (% respecto Asturias)	27.2	18.42	14.93	13.21	25.36

2.3.4 Vegetación

Las unidades de vegetación con una superficie **menor de 100 ha** (Tabla 12) son ocho: alisedas pantanosas, alcornocales, lauredales, tejedales, salgueras cantábricas y de hoja estrecha, y escobonales de *Cytisus cantabricus* y *C. oromediterraneus*. En conjunto, ocupan 372 ha en toda Asturias, 278 de las cuales ya están protegidas.

Respecto a su distribución en el territorio, los bosques y las formaciones arbustivas de laurel se distribuyen próximos a la costa en manchas muy pequeñas desde el Eo hasta Villaviciosa. Las tejedas se encuentran en el límite entre los concejos de Colunga y Parres en el LIC del Sueve. Los alcornocales son pequeñas teselas en las proximidades del río Navia desde Ibias hasta Illano.

Los madroñales eútrofos poseen una distribución dispersa, estas formaciones se localizan principalmente en la cuenca de los ríos Pigueña y Narcea, en el concejo de Belmonte y en el sur de Tineo y Salas, salvo dos pequeñas manchas en Amieva y Castrillón. Los escobonales oromediterráneos y cantábricos se distribuyen por la parte central de la cordillera, mientras que las saucedas cantábricas lo hacen a lo largo de toda la extensión de dicha cadena montañosa.

Según los criterios de porcentajes mínimos deseables de protección descritos en el capítulo metodológico (Tabla

4), las unidades escasamente representadas en la actual red de ENP (Tabla 12) son 18 de las 79 seleccionadas, es decir el 22,8 % de las unidades: carbayedas eútrofas y oligótroficas, alisedas y alisedas pantanosas, encinares, lauredales (también menores de 100 ha), abedulares jóvenes, bosque jóvenes de fresnos y arces, madroñales, carbayedas y lauredales arbustivos, formaciones arbustivas de escuernacabras, agracejo y grosella, saucedas negras, escobonales de *C. striatus* y *C. multiflorus*, brezales tojales de *Ulex europaeus* y de *Ulex gallii* s.l. con *Erica mackaiana*. El conjunto de estas unidades debería de ser considerado en el supuesto de una ampliación de la red actual.

La representación espacial de los datos del análisis GAP de vegetación (Mapa 6.1, ver CD) es realmente explicativa de las zonas donde se aprecian las mayores carencias de protección.

Por tanto, veinticuatro unidades están mal representadas en el actual conjunto de espacios naturales protegidos, ocho de ellas son bosques maduros.

Estas unidades se clasifican respecto a su vulnerabilidad obteniéndose el mapa de clases de vulnerabilidad de la vegetación (Mapa 7.1 ver CD). Las formaciones de vulnerabilidad alta y muy alta son un total de quince y representan solo el 1.22 % de la superficie de Asturias (Tabla 13). En estos cálculos se considera cualquier nivel de protección.

Unidad de vegetación	CF	(P1+P2) [%]	Total [ha]	IVV	vulnerabilidad [#]
COMUNIDADES CON MENOS DE 100 ha					
Alisedas pantanosas	5	11.60	79.75	442.0	Muy Alta
Alcornocales	5	30.80	59.25	346.0	Muy Alta
Lauredales *	5	0.00	13.00	500.0	Muy Alta

Tejedales	5	37.70	78.25	311.5	Muy Alta
Saucedas de hoja estrecha*	5	47.06	8.50	264.7	Muy Alta
Saucedas cantábrica	5	48.41	78.50	269.1	Muy Alta
Escobonales de Cytisus cantabricus	5	77.62	52.50	111.9	Media
Escobonales de Cytisus oromediterraneus	5	77.78	2.25	111.1	Media
Subtotal menos 100 ha	5	-	372	-	-
BAJA REPRESENTACIÓN EN LA RED DE ENP					
Carbayedas eútrofas	1	6.92	5 972.00	93.49	Media
Carbayedas oligótrofas	1	4.68	35 625.75	96.03	Media
Alisedas	1	12.73	8 362.75	88.8	Media
Encinares	2	9.00	182.0	182.0	Alta
Bosques jóvenes de arce y fresno	2	14.02	2 957.25	179.5	Alta
Abedulares jóvenes	1	8.60	11 885.25	93.6	Media
Lauredales arbustivos	4	11.78	290.75	336.5	Muy Alta
Madroñales	2	4.74	1 615.30	193.6	Alta
Carbayedas arbustivas	4	0.00	262.25	400.0	Muy Alta
Formaciones de escuernacabras, agracejo y grosella	4	10.77	209.00	356.9	Muy Alta
Saucedas negras	4	7.93	474.50	368.6	Muy Alta
Escobonales de Cytisus multiflorus	2	6.06	3 168.75	189.0	Alta
Escobonales de Cytisus striatus	2	0.10	1 555.50	199.8	Alta
Brezales tojales con Ulex europaeus	1	0.44	21 713.00	99.57	Media
Brezales tojales de Ulex gallii s.l. con Erica mackaiana	1	3.22	39 944.25	96.79	Media
Vegetación de costas arenosas	3	18.30	567.00	81.70	Media
Total unidades mal representadas	-	-	134 785,3	-	-

#de 0 a 150 Medio; 150 a 250 Alto; más de 250 Muy Alto

Tabla 12. Valor para la conservación y principales características de las comunidades vegetales con abundancia menor que 100 ha en todo el territorio o seleccionadas según los criterios de representatividad y protección en la red de ENP (véase el texto). Los grupos señalados con un asterisco (*) pertenecen a ambas categorías. CF es el coeficiente de fragilidad; IVV es la vulnerabilidad de la vegetación y (P1+P2) [%] el porcentaje representado en las clases de máxima protección de la red actual de Espacios protegidos.

		Muy Alta (≥ 251)	Alta (250-151)	Media (< 150)	Total
Fuera de la red de ENP	[ha]	1 328.75	9 668.25	112 131.25	123 128.25
	[%]	0.13	0.91	10.57	11.61
	[% acumulado]	0.13	1.04	11.61	—
Dentro de la red de ENP	[ha]	489.75	1 501.25	11 426.50	13 417.50
	[%]	0.05	0.14	1.08	1.27
	[% acumulado]	0.05	0.19	1.27	—
Total	[ha]	1 818.50	11 169.50	123 557.75	136 545.75
	[%]	0.17	1.05	11.65	12.87
	[% acumulado]	0.17	1.22	12.87	—

Tabla 13. Superficie de las distintas clases de vulnerabilidad de la vegetación escasamente representada en la red de ENP. Los porcentajes se expresan respecto a la superficie total de Asturias.

2.3.6 Áreas de interés para la conservación

La distribución de las áreas donde se localizan los valores de fauna o la vegetación escasamente representada en la actual red se representa en el mapa de valor del territorio para la conservación (Mapa 9.1, ver CD). Los valores reclasificados (Mapa 8.1), muestran que las zonas de alto o muy alto interés ocupan un 25.36 % de la superficie de Asturias (Tabla 14), del que solamente un 10.52 % corresponde a zonas P6 o sin protección.

Mapa 8.1. Valor para la conservación reclasificado.

El análisis de cada uno de los espacios declarados respecto a las zonas de interés para la conservación resalta que en general los espacios fueron bien seleccionados con una presencia media del 14.84 % de zonas de interés alto y muy alto frente al 6.89 % esperado al azar.

Zona centro:

3. La extensión del PP del Pico Caldoveiro en los concejos de Proaza, norte de Quirós, Santo Adriano y Grado donde se concentran importantes zonas de alto valor faunístico y comunidades vegetales de alta vulnerabilidad.

4. Los territorios del sur de Lena, bordeando los LIC de Aller-Lena y Valgrande y el sureste de Aller, en contacto con los Lics de Redes y Aller-Lena, merecen una especial atención no solo por concentrar zonas de muy alta riqueza específica sino también por su situación estratégica en el corredor más importante y débil para la fauna asturiana.

5. Pequeñas áreas dispersas donde se concentran “islas” de alto valor del hábitat, principalmente zonas

		Muy Alto	Alto	Medio	Bajo	Total
Fuera de la red de ENP	[ha]	54 131.25	57 403.50	95 353.25	565 307.75	772 195.75
	[%]	5.10	5.41	8.99	53.30	72.81
	[% acumulado]	5.10	10.52	19.51	72.81	—
Dentro de la red de ENP	[ha]	87 559.75	69 831.00	8 020.25	123 003.75	288 414.75
	[%]	8.26	6.58	0.76	11.60	27.19
	[% acumulado]	8.26	14.84	15.60	27.19	—
Total	[ha]	141 691.00	127 234.50	103 373.50	688 311.50	1 060 610.50
	[%]	13.36	12.00	9.75	64.90	100.00
	[% acumulado]	13.36	25.36	35.10	100.00	—

Tabla 14. Valor para la conservación a partir del análisis de las informaciones de especies focales (fauna) y las comunidades vegetales poco abundantes en Asturias o poco representadas en la red de ENP.

Analizando el mapa de *zonas de interés para la conservación* se destacan algunas áreas de interés aún sin proteger (estos serían errores por omisión de la actual red) estas son las siguientes:

Zona occidental:

1. Los territorios al este de la carretera regional AS-12 en el concejo de Illano, con importantes zonas de madroñales y alcornoques junto con los terrenos de Allande, Cangas del Narcea y sur de Tineo, a ambos lados y al norte del LIC de la Sierra de los Lagos, que tienen importantes valores faunísticos.

2. Parte del concejo de los Oscos, Pesoz y Grandas de Salime al norte del límite del LIC de la cuenca del Agüeira, concentran valores faunísticos y vegetación mal representada en la actual red de espacios así como comunidades vegetales de alta vulnerabilidad.

húmedas, ríos y manchas de matorral o bosques que requieren un tratamiento especial.

Zona oriental:

6. Desfiladero del Cares y sus áreas anexas hacia el sur hasta el contacto con los actuales territorios de PN de Picos.

7. Parte de la sierra del Cuera.

8. El SE del concejo de Piloña y suroeste de Parres, por tratarse de un territorio de vulnerabilidad alta para la fauna y media para la vegetación, al constituir una de las áreas de la región con mayor representación de brezales de Erica mackaiana y carbayedas.

9. El concejo de Amieva, continuidad fisiográfica de los espacios protegidos de Ponga y Picos de Europa, y por tanto, territorio de transición entre ambos, que

alberga altos valores faunísticos y comunidades vegetales de vulnerabilidad media-alta.

10. Las fragmentadas carbayedas, vestigios de lo que sería de forma natural la unidad de vegetación más extensa de Asturias, merecen un tratamiento normativo especial, dada la enorme regresión que han sufrido y la amenaza a la que se ven sometidos por su situación geográfica en la zona más desarrollada de Asturias.

Respecto a los errores por comisión, esto es espacios declarados con escasas áreas de valor para la conservación, cabe destacar el Paisaje Protegido de las Cuencas Mineras, que solo presenta un 8.9 % de su territorio con valor para la conservación alto o muy alto.

2.4 Discusión

El concepto Europeo de red ecológica está basado en la asunción de que es fundamental reestablecer la interconexión entre áreas naturales y seminaturales para actuar en contra de la fragmentación, la cual es el resultado de una fuerte intensificación del uso en varias partes de Europa en las últimas décadas (Consejo de Europa, 2003). La fragmentación pone en peligro la viabilidad de los ecosistemas y poblaciones especies y combatirla es una necesidad para conservar los recursos naturales y la biodiversidad en Europa.

Coincidiendo con Noss (2004) nos parece imprescindible la elaboración de bases de datos digitales georreferenciados y precisos acerca de la distribución de especies y ecosistemas. Las administraciones están haciendo un esfuerzo al respecto y avanzan, a paso lento, hacia la construcción de bases de datos, imprescindibles para la planificación territorial y el manejo de las especies. Sin embargo aún son muchas las carencias al respecto y no se cuenta con suficiente información acerca de la distribución de la mayor parte de las especies, aunque hay mejor información de las especies catalogadas, lo que impide hacer estudios más completos. A nivel de la región asturiana los principales defectos son tanto la escasez de los datos como su baja renovación temporal y la escasez de planes sistemáticos de recogida de datos que impiden un análisis de tendencias en la situación de las especies y los ecosistemas. La situación privilegiada que tuvo Asturias a finales de los 90 con una cartografía temática ambiental de escala adecuada en toda la región (SIAPA) está siendo superada, al no mantenerse la base de datos con el suficiente nivel de actualidad.

2.4.1 Niveles de protección

La conservación de los espacios protegidos no siempre cumple los objetivos para los que fue pensada, en muchas ocasiones los espacios naturales se declaran por decisiones estéticas, políticas o económicas más que biológicas (Oldfield y col., 2004; Margulles y col., 1988), de hecho las nuevas categorías de espacios protegidos aceptadas por la

UICN: paisajes modificados culturalmente (categoría V) y áreas manejadas (categoría VI), despiertan controversia entre los defensores de la estricta protección de la biodiversidad (Locke y Dearden, 2005) que no las consideran figuras de protección ecológica, sino más bien áreas de desarrollo sostenible. Este problema también existe en Asturias donde una importante superficie (más del 27 %) de los ENP, son zonas con escaso valor para la conservación, generalmente zonas urbanas, agrícolas o plantaciones forestales.

El nivel de protección real de un territorio no viene dado exclusivamente por su estatus de protección. La declaración de un espacio en un nivel de protección no supone necesariamente la adopción de medidas de conservación para el. En Asturias las medidas de protección de los espacios declarados se concretan posteriormente con el PRUG y afectan de forma diferente a las distintas partes del territorio, en función de su zonificación. El método propuesto considera esta zonificación y aporta una información más precisa acerca de los porcentajes de verdadera protección legal a los ecosistemas en el territorio, basándonos en la normativa de las zonas y no en la categoría de espacio declarado (ej. parque natural, paisaje protegido...). El nivel de protección alcanzado actualmente en el área de estudio (18.4 % en p1-p2) es muy bueno comparado con el estándar (10 %, establecido en el IV Congreso Mundial de Parques Nacionales y Áreas Protegidas celebrado en 1992 en Caracas), fijado como objetivo a conseguir en otros países (Scott y col., 2001; Oldfield y col., 2004; Sierra y col., 2002; Wright y col., 2001) e incluso con la media mundial del 11.5 % anunciada en el V Congreso Mundial de Parques celebrado en Durban en 2003 (Rodrigues y col., 2004). Esto se corresponde con los grandes valores ecológicos que aún conserva la región en muchas zonas, que hace aspirar a la administración regional a alcanzar porcentajes de áreas protegidas mucho más ambiciosos (en torno al 30 % de p1-p6, fijados en el PORN vigente).

En los espacios declarados convendría readaptar su zonificación en el sentido de adecuar las áreas p1-p2 ajustando su localización como mínimo a las áreas de mayor valor para la conservación. Las mejoras ecológicas en los ENP deben dirigirse también hacia la matriz en las áreas *buffer*, buscando la conectividad entre núcleos.

Coincidiendo con lo que ha pasado en otros lugares (Mendel y Kirkpatrick, 2002; Oldfield y col., 2004; Fearnside y Ferraz, 1995; Powell y col., 2000; Scott y col., 2001; Wright y col., 2001), la mayor parte de los territorios protegidos en la actualidad en Asturias corresponden con zonas de montaña, o áreas escénicas, estando descuidada la representación de otro tipo de comunidades o unidades ambientales como las zonas de altitudes más bajas (a excepción de la costa) o relieves menos abruptos. El resultado de este trabajo aumenta la representatividad de estos

medios en la red, mostrando la necesidad de incorporar importantes espacios de zonas bajas y medias.

2.4.2 Fauna y vegetación

Con respecto a la fauna cabe destacar que el uso del IVH supone una mejor definición de las zonas de interés para la fauna respecto a la riqueza específica, usada tradicionalmente en los análisis GAP (Scott y col., 1993; Allen y col., 2000; Pearlstine y col., 2002) y el uso de ambos índices simultáneamente aporta las ventajas de ambos al resultado, aunque no incrementa la eficiencia de selección. Este índice (*IVH*) hace resaltar las pequeñas zonas de hábitat de algunas especies de gran interés que no destacan por riqueza específica (costa y zonas húmedas especialmente) y el territorio seleccionado con su criterio se distribuye de manera bastante equitativa por el área de estudio, mientras que la riqueza específica tiende a concentrarse en las zonas más montañosas de la región, sumando a las especies propias de este ámbito las que quedaron relegadas a los espacios menos alterados.

La precisión en los datos de partida mejora la precisión en los datos resultantes. El empleo de datos de localización precisa y la incorporación del área de campeo, en lugar de asignar la especie al hábitat existente en unidades discretas de gran tamaño (como divisiones administrativas, cuadrículas o hexágonos), que se han utilizado más frecuentemente (Scott y col., 1993; Benayas y de la Montaña, 2003) permite una mejor aproximación al espacio real ocupado por cada especie, en dos situaciones: a) en espacios de tamaño reducido donde las cuadrículas de 100 km² o los hexágonos de 649 km² puedan suponer un área demasiado extensa en relación con el total de territorio analizado y b) para especies en peligro cuya distribución está muy localizada en determinadas áreas y la extensión a toda la cuadrícula o hexágono implica altos errores de comisión (Scott y col., 1993).

La Escala y leyenda de la información cartográfica usada ponen uno de los principales límites a la calidad de los resultados (Verboom y Pouwels, 2004). El uso de las imágenes LANDSAT TM como información principal para la cartografía de la vegetación tiene una utilidad ampliamente admitida como información primaria en grandes áreas de las que no se dispone de datos más precisos, pero presenta algunos problemas a escala más detallada: por una parte las precisiones nominales asignadas tanto en EE.UU. (USDA, análisis GAP) como en Europa (EEA, proyecto CORINE Land Cover) son de 100 ha, insuficientes para cartografiar a nivel de alianza, como algunos autores ya han sugerido (Cassidy y col., 2001; Menard y col., 2002).

De hecho muchas de las especies elegidas en este análisis tienen hábitats cuya superficie está por debajo del límite de precisión geográfica de la actual cartografía CORINE (especies de zonas húmedas) o bien son tan estre-

chos que la resolución es insuficiente (especies fluviales) y sin embargo la escala empleada en este trabajo permite su uso e identifica sus áreas actuales de distribución como puntos de gran interés para la conservación.

Tampoco es posible distinguir entre comunidades de vegetación de similar estructura (tipos de bosques caducifolios, p. ej.) usando sólo TM (Cassidy y col., 2001), lo que impide una buena precisión a la hora de seleccionar el hábitat de algunas especies, que viven en medios muy concretos, como Pico mediano. La cartografía de vegetación aquí usada, describe un gran número de comunidades vegetales que permiten asignar sin equívoco el hábitat de la mayoría de las especies seleccionadas.

El proyecto CORINE Land Cover (Bossard y Otahel, 2000) para cartografía de usos del suelo en Europa, promovido desde la Agencia Espacial Europea (EEA) y realizado hasta la fecha con imágenes LANDSAT sólo cartografía 44 unidades de usos del suelo en Asturias de las que 14 son de usos artificiales (urbanos e industriales) sin interés para nuestros objetivos, mientras que la cartografía de vegetación utilizada en este trabajo representa 79 unidades y sólo una de usos urbanos e industriales. Estos inconvenientes apoyan el uso de otros métodos de cartografía más fiables en estudios de detalle, como el utilizado en este trabajo.

Por otra parte, la precisión de la clasificación estándar de usos del suelo con TM se establece en el 68.3 % (Dymond y Johnson, 2002). Este error ha sido mejorado en algunos estudios incorporando datos de fotografía aérea y otros datos cartográficos, admitiendo una precisión mínima del 80 % en los mapas de vegetación y unas capas de distribución con una resolución de al menos 1:100 000 (Stoms, 2000; Larson y Sengupta, 2004) esto aún está lejos de la precisión (mayor del 90 %) y resolución de este trabajo (1:25 000).

Respecto a los ecosistemas, estos son analizados a través de las unidades de vegetación, las 200 clases iniciales se agruparon en 79, ocho de ellas no tienen establecido un porcentaje mínimo de representación en la red, (las de origen antrópico y el mar). El área ocupada por cada una de las 71 unidades que fueron analizadas varía enormemente, entre las 87 930 ha de los brezales de *Ulex gallii* y las poco más de 2 ha de los escobonales de *Cytisus oromediterraneus*.

El 22,8 % de las unidades analizadas no se encuentran suficientemente representadas en la red, Wright y col. (2001) obtienen en el oeste de EE.UU. un 66 % de las unidades de vegetación mal representadas, Stoms y col. (1998) obtienen un 79.5 % para la *Intermountain Semi_Desert Ecorregion*. Estos resultados no son directamente comparables con los de los autores precedentes dado el diferente significado legal de las categorías de protección P1 y P2 respecto a los status 1 y 2 que ellos manejan. Más compa-

rables podrían ser los datos de Sierra y col. (2002) en Ecuador, que encuentran que 21 de los 46 ecosistemas estudiados no alcanzan el 10 % de representación en la red de espacios protegidos. Por otra parte nuestros objetivos de protección para cada clase han sido más ambiciosos (20 % para las cabeceras de serie, 15 % para las formaciones arbustivas altas y los complejos de vegetación), que el 10 % considerado suficiente en estos trabajos.

Las carbayedas, los lauredales y los encinares, valiosos ecosistemas de nuestra región, destacan por la escasa protección que reciben en la red actual. En general están peor representadas las fitocenosis de zonas de media y baja altitud o en las zonas menos pobladas (extremos oriental y occidental), como es el caso de los tojales, arbustos de carbayo y los bosques ya mencionados como sucede frecuentemente en las redes de espacios en otros países (Mendel y Kirkpatrick, 2002; Oldfield y col., 2004; Fearnside y Ferraz, 1995; Powell y col., 2000; Scott y col., 2001). También llama la atención que los brezales de *Erica mackaiana* apenas tengan representación en los EP actualmente, ya que éste es un hábitat prioritario del Anexo I de la Directiva Hábitats (cod_eu 4020)¹.

Si atendemos a la vulnerabilidad de la vegetación, la protección de alguna de las comunidades escasamente representadas se presenta más urgente, tal es el caso de las ocho comunidades vegetales con menos de 100 ha en la región (Tabla 12), la protección debería realizarse, bien a través de su declaración como espacios protegidos de la red (reservas) o bien a través de un listado o catálogo de comunidades amenazadas y la normativa de gestión adecuada a dichas comunidades. De acuerdo con estos criterios sería necesario proponer medidas para la protección estricta en las 372 ha que ocupan estas unidades en Asturias: alisedas pantanosas, alcornocales, lauredales, tejedales, lauredales arbustivos con brezo blanco, madroñales con aladierno, salgueras cantábricas y de hoja estrecha, y escobonales de *Cytisus cantabricus* y *C. oromediterraneus*.

Atendiendo a la potencialidad de la vegetación serían necesarias medidas especiales de protección y manejo las carbayedas oligótrofas y también las carbayedas eútrofas y los encinares. Merecen especial consideración los encinares del entorno Cares-Casaño donde se concentran las manchas más extensas sin proteger y las carbayedas de Cabranes, Piloña y sur de Villaviciosa, que a pesar de ser muy numerosas están muy fragmentadas. Las medidas tendientes a buscar su expansión y conexión de ellas serían muy útiles a efectos biológicos.

Las alisedas y la vegetación riparia en general son de gran interés, no solo por su efecto protector de los cauces, disminuyendo riesgos de erosión de márgenes e inundación de vegas, sino especialmente por que permiten conservar la potencialidad de los ríos como corredores ecológicos en la dirección Norte Sur, donde los flujos biológicos están frecuentemente interrumpidos por poblaciones, infraestructuras y otras alteraciones del medio. Es primordial no solo conservar sino también restaurar estos potenciales corredores sumamente dañados en las zonas más humanizadas de la región.

Los acantilados costeros y los sistemas estuarinos a pesar de que pasan desapercibidos en la representación gráfica, por ser casi lineales, aparecen muy destacados en el análisis de fauna. Tienen gran interés para la conservación de numerosas especies muy dependiente de este escaso tipo de hábitat y tienen igualmente interés como corredores biológicos al conectar la franja costera de Asturias. La actual Ley de Costas (Ley 22/1988) ya protege eficazmente estos medios litorales al reafirmar la calificación del mar y su ribera como patrimonio colectivo y redefiniendo los términos de Dominio Público Marítimo Terrestre (DPMT) y la servidumbre de protección, que abarca hasta una franja de 100 m desde el límite interior de la ribera de mar. A pesar de lo proteccionista de la ley y teniendo en cuenta lo que sucede en otras comunidades con mayor presión urbanística conviene poner en práctica medidas de protección preventivas para evitar las agresiones a ese importante y sensible corredor litoral.

2.4.3 Áreas de interés para la conservación

La discusión entre el análisis detallado o grosero (*finer or coarser filter*) para la selección de los espacios a proteger ha sido extensa (Hutto y col., 1987; Scott y col., 1987; Margulles 1989) esta discusión enfrentaba la utilización una o pocas especies frente a la conservación de ecosistemas o paisajes. Las propuestas de una serie de métodos para integrar las diferentes escalas en la selección de espacios, como la selección de especies paraguas o la utilización de análisis complejos que integran mucha información (Lomolino 1984; Scott y col., 1989) han demostrado ser más eficientes (Schwartz, 1999). El análisis utilizado en este trabajo tiene este planteamiento multidimensional integrando información a diferentes niveles (especie, hábitat, paisaje) y aportando una visión conjunta de los diferentes aspectos de la naturaleza regional.

La actual declaración de espacios para la protección de los recursos naturales existente en Asturias ha recogido la mayoría de las áreas de interés para la conservación. La mejora de esta red pasa por incorporar una parte importante del 10.52 % del territorio que aún está sin proteger a pesar de incluir altos valores.

El área seleccionada como zonas de interés para la con-

¹ Este hábitat aparece además en el Anexo 2 de la Decisión de la Comisión de 7 de diciembre de 2004 por la que se aprueba, de conformidad con la Directiva 92/43/CEE del Consejo, la lista de lugares de importancia comunitaria de la región biogeográfica atlántica (Diario Oficial de la Unión Europea, 29 de diciembre de 2004); es decir, entre aquellos hábitat respecto a los que no puede afirmarse que la red esté completa en nuestro país.

servación, con el método propuesto de valor para la conservación, protege más hábitat de la mayoría de las especies de fauna seleccionadas que la actual red de espacios, solo 5 de ellas tiene una protección ligeramente menor (17 % en el peor de los casos) mientras que 29 especies aumentan su nivel de protección, muchas de ellas por encima del 50 % de su hábitat (Tabla 11).

La selección como zonas a proteger de las áreas con valores muy alto y alto de valor para la conservación, protege el 100 % del hábitat de 29 de las 42 especies tratadas y en ningún caso menos del 35.9 % del mismo, que es el porcentaje alcanzado para el lobo, la especie con más superficie de hábitat útil de las estudiadas.

Por otra parte con las categorías de valor para la conservación alto y muy alto se protegen todas las comunidades vegetales por encima de los porcentajes de protección establecidos a priori salvo algunas excepciones como: las carbayedas (que sin embargo aumentan su protección respecto a la actual red hasta el 13.5 o 16.1 % las oligótrofas y eútrofas respectivamente), las formaciones jóvenes de abedul o algunas formaciones arbustivas (de roble, encina, arraclán y avellano). Todas las unidades vegetales de escaso tamaño quedan incluidas en la propuesta.

3. Diseño de una red ecológica

3.1 Introducción

La ecología del paisaje concibe el paisaje como un elemento heterogéneo consistente en tres elementos: área núcleo (patches), corredores y matriz (Forman y Godron, 1981). Muchos trabajos aceptan este mismo planteamiento (Noss, 1991 y 1993, Lindenmayer y Nix, 1993; Hctor y col., 2000; Bani y col., 2002; Marulli y Mallarach, 2005), entendiendo el paisaje como un conjunto de zonas que permiten el funcionamiento de los ecosistemas naturales (áreas núcleo) inmersas en una matriz de hábitat menos favorable, en la que se localizan gran parte de las actividades humanas y unos corredores entre los núcleos, frecuentemente amenazados por la actividad humana. La distribución espacial de las áreas núcleo y cada tipo de matriz define el hábitat de las especies silvestres que viven o migran a través del paisaje.

La idea de redes ecológicas surge en Europa teniendo como base estos conceptos y las conclusiones de la *teoría de islas* (MacArthur y Wilson, 1967), e influenciada por los avances producidos en EE.UU. en el desarrollo de *greenways network* (Ahern, 1996). Un correcto diseño de red ecológica debe buscar preservar la funcionalidad de los núcleos pero sin descuidar el contexto en el que se desarrolla la red, conectándolos para permitir el flujo e intercambio que garantice la supervivencia de las poblaciones e incluso su recuperación. Además es necesario incluir otros aspectos de tipo social y económico para optimizar su fun-

cionalidad (Angelstam y col., 2003; Brown y Harris, 2004).

El mundo científico generalmente acepta que la conectividad del paisaje mejora la viabilidad de las poblaciones para muchas especies (Gilpin y Soule, 1986; Noss, 1987; Hunter, 1996; Meffe y Carrol, 1997) y reconoce que los espacios protegidos aislados no garantizan el mantenimiento de la biodiversidad de modo que redes y conectores son elementos necesarios (Bier y Noss, 1998; Bennett, 1999). Si bien algunos autores encuentran riesgos en los corredores, argumentando que pueden contribuir a la extensión de enfermedades, la introducción de especies exóticas o la inducción de fuegos entre otros problemas (Simberloff y Cox, 1987; Simberloff y col., 1992), hay un reconocimiento general de la necesidad de estos elementos para conservar la biodiversidad. Beier y Noss (1998) concluyen en su profunda revisión del tema que *los estudios bien efectuados sugieren que los corredores son una valiosa herramienta de conservación*.

En la ecología del paisaje un corredor es con frecuencia una superficie lineal que une núcleos y difiere de la matriz (Forman y Gordon, 1981 y 1986). Hess y Fisher (2001) clasifican los corredores así definidos como *estructurales* y los comparan con el concepto *funcional* de corredor, dado por la literatura de biogeografía de islas y metapoblaciones, en la que un corredor es sobre todo un espacio que permite el movimiento y el intercambio genético de poblaciones de flora y fauna.

El término de corredor a escala continental se aplica en muchas ocasiones a grandes superficies de incluso miles de kilómetros (corredor de paisaje). Frecuentemente son áreas montañosas, por ser éstos lugares de refugio de muchas especies que se han visto desplazadas de otros hábitats que, por sus características topográficas, han sido más alterados por el hombre. Este es el caso del corredor Yellowstone a Yukon (Merrill, 2005; Mahr y Jones, 2005) o el de Cantábrica-Pirineos-Alpes (Mallarach y Rafa, 2005). Si subimos de escala, a nivel nacional, en el norte de España el más trascendente corredor es la Cordillera Cantábrica - Pirineos como una unidad, con una zona más frágil conocida como el Umbral Vasco.

A escalas más detalladas se habla de estrechos corredores, generalmente estructuras lineales (corredores lineales) que unen pequeños parches de hábitat (USDA-NRCS, 1999; Forman y Gordon, 1981) y que tienen gran interés en zonas humanizadas y/o fragmentadas, donde los grandes conectores funcionales no existen y son difíciles de recuperar. En estos casos adquiere importancia la conexión de los fragmentos aunque sea a través de estructuras estrechas, ya que aunque estas no son funcionales para el desplazamiento de la fauna de gran tamaño (oso, ciervo, corzo, etc.), si que permiten la adecuada conexión de numerosos grupos de poblaciones (pequeños y medianos mamíferos, aves, reptiles, insectos, etc.).

La conectividad se calcula como una función de permeabilidad al movimiento entre parches (patches), que habitualmente se asimila a la distancia euclidiana entre ellos o a otras medidas más complejas (p. e. teniendo en cuenta los parches menores en un entorno de dispersión) (Whitcomb y col., 1981; Moilanen y Hanski, 2001), pero frecuentemente se elude el papel de la matriz en la conectividad entre los parches. Las características del hábitat entre los parches ha sido recientemente introducida en múltiples estudios (Hector y col., 2000; Adriaensen y col., 2003; Wikramanayake y col., 2004).

La alternativa más evidente al uso de distancias euclidianas es el método, conocido como coste-distancia (*Cost Distance*), algunos autores apuestan por este método como uno de los que ofrece mejores resultados para analizar la resistencia de la matriz al tránsito biológico. (Verbeylen y col., 2003; Adriaensen y col., 2003).

3.2 Métodos

3.2.1 Estructura general del análisis

El método seguido realiza un análisis topológico del territorio partiendo de los datos elaborados en el análisis GAP (capítulo 1) para seleccionar los núcleos de la red, que permitan establecer las prioridades de manejo del territorio y proporcionar los enfoques y las direcciones principales a los que dirigir los esfuerzos de conservación. Seguimos la valoración aportada por Remm y col. (2004) según la cual los mapas de distribución de hábitats deberían ser la más importante fuente de información utilizada en el diseño de una red, pero no la única añadiendo como imprescindibles, otras capas que son consideradas con frecuencia en los estudios de conectividad (Hector y col., 2000; Marull y Mallarch, 2005), entre las que están incluidas los sistemas fluviales, la costa y las infraestructuras

Se buscan los sistemas de conectores necesarios para permitir el tránsito biológico entre núcleos y romper su aislamiento, para ello se dividen los hábitats de estudio, y por tanto los corredores analizados, en cuatro tipos, que son los siguientes:

- Fluviales.
- Costeros.
- Zonas húmedas (estuarinas y agua dulce).
- Montaña y transversales.

Estos cuatro hábitats se analizarán por separado.

En los tres primeros que cumplen una doble función de núcleo y conector (los tramos fluviales, los costeros y los humedales destacados en el análisis GAP), se valorará, en función de la distribución geográfica de las especies que en ellos aparecen, los principales corredores funcionales existentes y los principales problemas de conectividad detecta-

dos. La propuesta final de red incorpora las zonas mejor conservadas de estos tres ecosistemas.

Para el resto del territorio se buscará además vías alternativas de conectividad entre los núcleos. Utilizamos las clases alta y muy alta del mapa de zonas de interés para la conservación (ZAIC), como base para constituir los núcleos de la red. Estas se independizan en grupos con contigüidad entre sus celdas (que constituyen los núcleos) y se clasifican, en función de su tamaño, en tres clases.

La conexión de los núcleos se hará secuencialmente, empezando por los de mayor tamaño hasta conectarlos todos entre sí a través de corredores, que seguirán los caminos óptimos sobre una superficie de fricción. La dimensión espacial del camino se obtendrá incorporando, a la propuesta de red, espacios próximos de la matriz con bajas resistencias.

Las tablas con los datos (Tablas 15-17) y los metadatos correspondientes a este análisis pueden verse en el fichero Metadatos del CD adjunto

3.2.3 Los cursos fluviales

En este estudio se analiza principalmente la función del hidrosistema fluvial, siendo conscientes de la importancia del ecotono ripario en la función de corredor para otras especies, no necesariamente ligadas al curso fluvial. Consideramos por tanto la función de corredor del cauce para las especies fluviales, sin menoscabo de que las márgenes fluviales bien conservadas puedan tener también función de corredor para otras especies, lo que se estudiará en otro apartado. Siguiendo este criterio hemos utilizado la información elaborada para las especies fluviales en el análisis GAP, que en total son ocho (andaríos chico, anguila, desmán, lamprea, nutria, rana común, salmón y mejillón de río). Se analiza el número y tipo de especies presentes en cada tramo.

Se analizan las posibles causas de interrupción de la riqueza específica (desaparición de especies) a lo largo del curso fluvial, para ello se recopila y analiza la información existente sobre la situación de obstáculos en el curso fluvial, que puedan interrumpir la función de corredor de los ríos (datos elaborados por SIGMA para la Consejería de Medio Ambiente, 2006), sobre el estado biológico de la red fluvial (redes de control biológico, de vigilancia y operativa de la CHN) y sobre los principales encauzamientos y modificaciones morfológicas de los cauces (Tipos de masas de Agua de la CHN, 2006) que puede alterar el funcionamiento de los mismos convirtiéndolos en masa de agua muy modificada según la normativa establecida por la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE o DMA).

Se realiza una revisión comparativa de algunos datos históricos y actuales y de la evolución del estatus legal acerca de los cauces fluviales, para evaluar tendencias en

las condiciones naturales de los ríos y sus implicaciones futuras.

Se calcula la distancia euclidiana a las barreras de tránsito para el conjunto de los tramos fluviales con dos o más especies y para el total del territorio (comando *eucldistance*, de ArcInfo®) y se analizan las diferencias entre ambos.

3.2.4 La costa y los humedales

Costa y humedales constituyen en sí mismos núcleos y corredores. Son núcleos destacados por la presencia de importantes (en número y rareza) especies de flora y fauna que dependen estrictamente de ellos y son corredores por su estructura y función conector: la estructura lineal (costa) o la necesariamente discontinua (humedales) les confiere características peculiares, entre las que destaca el riesgo de convertirse fácilmente en sumideros dada su mala relación perímetro/área, lo que les expone a frecuentes agresiones externas.

Se han seleccionado, por su doble función *núcleo-corredor*, todos los tramos costeros y los humedales tanto de agua dulce como estuarinos, con presencia conocida de alguna de las especies catalogadas estudiadas de fauna: 2 para la costa (cormorán y paíño) y 7 para los humedales (zarapito, carricero común y tordal, avetoro, cerceta, porrón pardo y rana de San Antón). También se seleccionan 48 especies de flora catalogada, en peligro de extinción, vulnerables o sensibles a la alteración del hábitat: 11 en estuarios, 18 en otros humedales, siete en dunas costeras y dos de acantilados costeros (Tabla 18, ver CD). Se revisa igualmente el nivel de protección legal alcanzado para estos medios y las posibles consecuencias de esta protección.

3.2.5 Otros núcleos y conectores

Los núcleos a conectar

Las zonas de alto interés para la conservación (ZAIC) que no son tramos fluviales, costeros o humedales, de interés como núcleos o corredores, se analizan buscando grupos de celdas contiguas, es decir: parches aislados. Estos grupos o parches, que denominamos núcleos, son la base para configurar la red (los espacios que se pretende conectar).

La funcionalidad ecológica de un núcleo depende en gran medida de su superficie (MacArthur y Wilson, 1967). Para una misma forma, a medida que aumenta la superficie de un núcleo, lo hace también su riqueza específica y a la vez disminuye la relación perímetro/área. Ambas variables son importantes desde el punto de vista de la conservación (Forman y Gordon, 1986). En este contexto, la forma y tamaño del núcleo determina en gran medida las interacciones y los intercambios con otros sistemas, mientras la riqueza específica es una variable que indica la eficacia del núcleo como región fuente. Por ello se clasifican los núcleos en tres grupos de tamaño (Tabla 17 del fichero

Metadatos del CD): *hubmay* (más de 1 250 ha, grandes núcleos), *hubmean* (1 250-500 ha, núcleos medianos) y *hubmin* o pequeños fragmentos de hábitat útil (de 500 hasta 2,5 ha).

Al escoger las rutas por las que discurren los corredores, consideramos la localización espacial de los fragmentos que se desea unir. En general, la efectividad de los conectores se puede estimar a partir de su longitud y de su anchura. Por ello evitamos, en la conexión de los grandes núcleos, los corredores largos y estrechos ya que gran parte de su superficie está expuesta a las zonas externas es decir, posee una relación perímetro/área alta. Con esta premisa buscamos los conectores más adecuados para unir los núcleos. Se trata de una conexión que adapta el tamaño del conector a los núcleos que pretenda unir. Se buscarán grandes corredores (conectores *sensu* Noss, 1991; Harris y Schreck, 1991; Bennett, 1999) para unir núcleos grandes (*hubmay*) y estructuras lineales más sencillas para unir pequeños parches de alto valor (corredores *sensu* Forman y Gordon, 1981; Forman, 1995; USD-NRCS, 1999).

Se calculan los conectores entre núcleos, no entre espacios protegidos dado que, como ya se ha discutido, un espacio protegido puede incluir, además de los núcleos, grandes áreas con alta presión humana que interrumpen la conexión entre ellos

Para ver la relación entre la proximidad a núcleos de mayor tamaño y el número de pequeños fragmentos. Se calculan los modelos espaciales de la distancia euclidiana de cada punto del territorio al conjunto de *hubmay* y *hubmean* (modelo *ec_grpmay*) y de cada *hubmin* al mismo conjunto de núcleos (*eu_mintomay*). Este último modelo se reclasifica en cinco clases de igual rango de distancias, las mismas clases se aplican al *ec_grpmay* para poder corregir con la frecuencia de la clase.

La superficie de fricción

Los corredores se diseñan sobre la matriz que rodea a las áreas núcleo teniendo en cuenta la resistencia que ofrece esta matriz al flujo biológico mediante la elaboración de una superficie de resistencia al tránsito ecológico también llamada *superficie de fricción* o impedancia (Adriansen y col., 2003; Verbeylen, 2003; Nikolakaki, 2004). En la matriz se encuentra, toda la variedad de ambientes entre los dos extremos seleccionados, abarcando todo el rango de valores de impacto y de calidad ambiental.

Hemos trasladado a esta superficie las características del hábitat que nos parecen más importantes para definir sus cualidades respecto al movimiento de las especies. Para ello se tiene en cuenta: a) el grado de madurez estructural del hábitat; b) la presión humana sobre el territorio medida a través de diferentes factores (Hector y col., 2000; Forman y col., 2002; Marull y Mallarach, 2005). Para ello se incorpora distinta información: la situación de las barreras inter-

puestas por las principales infraestructuras humanas y su nivel de afección al medio; la distribución de los distintos tipos de vegetación y su grado de madurez estructural; alteración impuesta por el uso agro-ganadero intensivo del territorio. Toda esta información se integra, en una suma de valores para expresar, en un entorno espacial dado, la resistencia que, en términos ecológicos, la matriz ofrece a la conexión de dos *áreas núcleo*, de forma similar a como han sido utilizados en estudios semejantes (Nikolakaki, 2003; Gurrutxaga, 2003; Remm y col., 2004).

El cálculo de la *superficie de fricción* que hemos realizado para este trabajo es complejo pero intuitivo, y permite integrar una gran cantidad de información ambiental disponible, el proceso, se explica por pasos a continuación.

La vegetación

En un primer paso se asigna un valor de resistencia, en función de la vegetación, teniendo en cuenta su grado de madurez en la etapa serial correspondiente, recogido en la Tabla 19. Los valores corresponden, por tanto, al grado de desnaturalización al que se asocia cada formación vegetal y son equiparables a los valores asignados por otros autores, con los mismos fines (Gurrutxaga, 2003; Remm y col., 2004). Las áreas con vegetación en sus etapas seriales maduras tiene un valor de resistencia 1, y a las áreas más humanizadas se les asignan un valor de resistencia de 100 (el más alto) dado que en estas zonas coinciden varios factores negativos para el funcionamiento de la red: hay una mayor presencia del ser humano; existe una simplificación de la estructura respecto a ecosistemas menos desnaturalizados; se generan barreras artificiales (p.e. vallados) etc.

Tipo de Vegetación	Impedancia
Bosques (+ castañedos)	1
Dulceacuícola	1
Halófila	1
Matorrales de alta montaña	5
Piornales	10
Rupícola	10
Matorrales	20
Plantaciones forestales	25
Cultivos e invernaderos	40
Herbáceas	40
Urbana	100

Tabla 19. Resistencias de los distintos tipos de vegetación.

Grandes zonas agrícola-ganaderas

En un segundo paso se seleccionan las grandes zonas agrícolas-ganaderas que se definen como las zonas de pra-

dos, pastos, y cultivos mayores que 2 500 ha (*Agrsel*). Se consideran espacios poco favorables a la conservación del medio natural. En el mejor de los casos, cuando los prados se limitan con setos vivos, representan una discontinuidad importante de la vegetación natural, pero ofrecen corredores útiles para los vertebrados medianos y pequeños, manteniendo una elevada biodiversidad, muy bien reflejada en la ornitocenosis. En otras ocasiones, son unidades homogéneas y continuas de asociaciones muy alejadas de las etapas climáticas de las series de vegetación.

La principal razón por la que ofrecen resistencia a los flujos ecológicos es una característica común a todos los ecosistemas humanos: la sencillez. Frente a cualquier sistema natural, las zonas de cultivos y de ganadería son sólo esbozos de los ecosistemas no humanizados y de la diversidad de hábitats que los caracteriza.

La vegetación es uno de los indicadores de esta simplificación; la complejidad estructural del hábitat es generalmente mucho menor en los sistemas agrarios, por lo que también son menos las oportunidades que el sistema ofrece al establecimiento o al tránsito de nuevas especies. Además, la continua intervención humana impide que estas zonas puedan actuar como conectores para determinados grupos de especies que, simplemente, se asustan y evitan al ser humano. Por ello, a las grandes zonas continuas de uso agrícola y ganadero se les asigna un valor de impedancia positivo de 70 a medio camino entre la presión asignada a las formaciones herbáceas naturales y la asignada al medio urbanizado.

Se analiza la relación de esta variable con la pendiente del territorio, que en el caso de Asturias podría condicionar su distribución.

Grandes zonas sin infraestructuras

En los ecosistemas terrestres, la red de comunicaciones es el principal factor responsable de la fragmentación del hábitat y causa importantes daños desde la subdivisión de poblaciones a la mortalidad directa por atropellos (Forman y Alexander, 1998). Las áreas libres de carreteras son consecuentemente importantes, especialmente para aquellas especies más afectadas por la fragmentación del hábitat.

Para elaborar esta información hemos partido de las infraestructuras de transporte. Posteriormente se calcula un modelo de coste de acceso o *distancia efectiva a las infraestructuras* (modelo *cdcarre*) elaborado con el comando *CostDistance* de ArcInfo®, (ver capítulo de distancia efectiva) desde cada punto del terreno a una infraestructura (excluidas las pistas no asfaltadas), teniendo en cuenta, no la distancia sino la pendiente de cada celda como unidad de medida considerando las pendientes como una superficie de fricción, que se incorpora como factor de ponderación en los análisis de coste de acceso, reflejando la accesibilidad del hombre a un determinado lugar y el valor de

refugio para algunas especies.

Para ello, se creó una capa de pendientes a partir del mapa 1:25 000 de la CTAPA. En las zonas de fuerte variación de pendiente, el coste de acceso aumenta y, por tanto, también los valores de menor distancia de coste acumulado; es decir, el impacto es relativamente menor.

Posteriormente se seleccionan las áreas de alto coste de acceso para humanos (más alejadas de las vías y/o en terreno más pendiente). Entre las celdas más aisladas se seleccionan aquellas que forman un continuo de más de 3 000 celdas (750 ha) sin carreteras (*sin-infra*). Se consideran estas zonas como parches continuos de hábitat útil o con posibilidades de serlo, que mejoran la capacidad de flujo de un espacio dado ya que están más alejadas de las actividades humanas siendo zonas de refugio para la fauna, por ello se incorporan a la superficie de fricción con un valor negativo (-10).

Barreras de tránsito

En el cuarto paso (modelo *barreras*) consideramos que las áreas en las que se concentran infraestructuras y edificación son zonas de alta presión que pueden funcionar como barreras de tránsito (Forman y col., 2002; Noss y col., 1994) en donde los impactos se potencian y merecen un análisis detenido. El principal interés de estas áreas reside en las limitaciones y alteraciones que estas zonas imponen al funcionamiento de los sistemas ecológicos. La definición de barreras para la conservación que adoptamos se basa en los siguientes principios:

- Las zonas con una alta densidad de infraestructuras de transporte (ferrocarriles y carreteras) y las zonas con una densidad de población alta, o en las que abundan las edificaciones, pueden interrumpir los flujos de determinados ecosistemas y tienen disminuido su valor ecológico.
- El grado de alteración de los procesos ecológicos disminuye con la distancia a las zonas desnaturalizadas.

Impacto de tráfico de infraestructuras

Se mide el impacto ambiental de las infraestructuras de transporte sobre cada celda teniendo en cuenta dos factores: a) el coeficiente de impacto de la infraestructura más próxima, asignado a los distintos tipos de vías de ferrocarril y carreteras; b) el coste de acceso o distancia efectiva (modelo *cdcarre*, Tabla 15 del fichero *Metadatos* del CD) entre la celda a medir y la infraestructura más próxima.

El coeficiente de impacto se asigna para asociar cada tipo de estructura con un valor relativo de afección según la importancia de la misma (Forman y col., 2002). Los coeficientes asignados en este análisis pueden verse en la Tabla 20.

Si el menor coste de acceso a la vía es alto (la celda está más aislada de la fuente de impacto más cercana), el impacto es menor.

Tipo de Infraestructura	Coefficiente de Impacto
Ferrocarriles	6.0
Autovías y autopistas	100.0
Carreteras nacionales	50.0
Carreteras regionales y comarcales	30.0
Carreteras locales (1er y 2º orden)	10.0
Otras vías hormigonadas y asfaltadas	8.0
Puente o túnel de autopista o autovía	4.0
Puente o túnel de carreteras regionales y comarcales	2.0
Puente o túnel de carreteras locales	2.0
Puente o túnel de ferrocarril	1.0

De esta manera, se crea una nueva capa que contiene la estimación del impacto relativo de las vías de comunicación asociado a cada celda (*Imp_car*).

Finalmente, se incorporan al *modelo de barreras de tránsito* aquellas celdas con un índice de impacto mayor que 5 000, valor que selecciona un 14 % de las celdas analizadas y equivale al impacto local asignado a una línea de ferrocarril o un túnel de autovía.

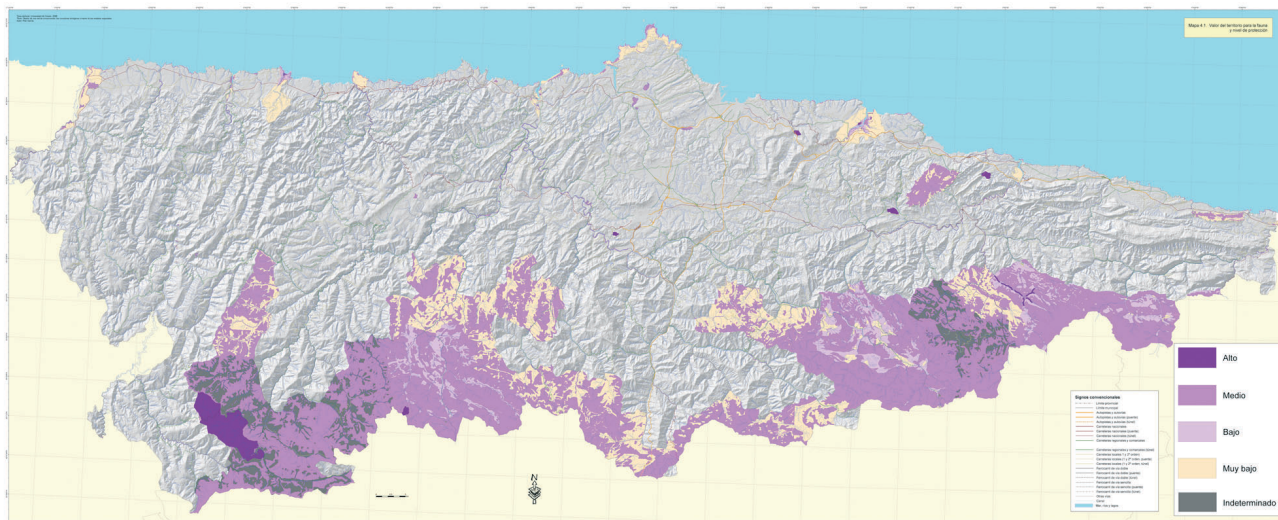
Densidad de las infraestructuras

También se incorporan las zonas con una densidad de infraestructuras lineales muy alta, para ello se utiliza el comando *linedensity* de ArcInfo® y se calcula la densidad de carreteras, considerando un radio de 500 m alrededor de cada celda (modelo *Infra_reclass*), y seleccionando como factor de alto impacto (para incorporar al *modelo de barreras de tránsito*) una densidad de 3 kilómetros de carretera (longitud total de todos los tramos) por kilómetro cuadrado de superficie (Hector y col., 2000).

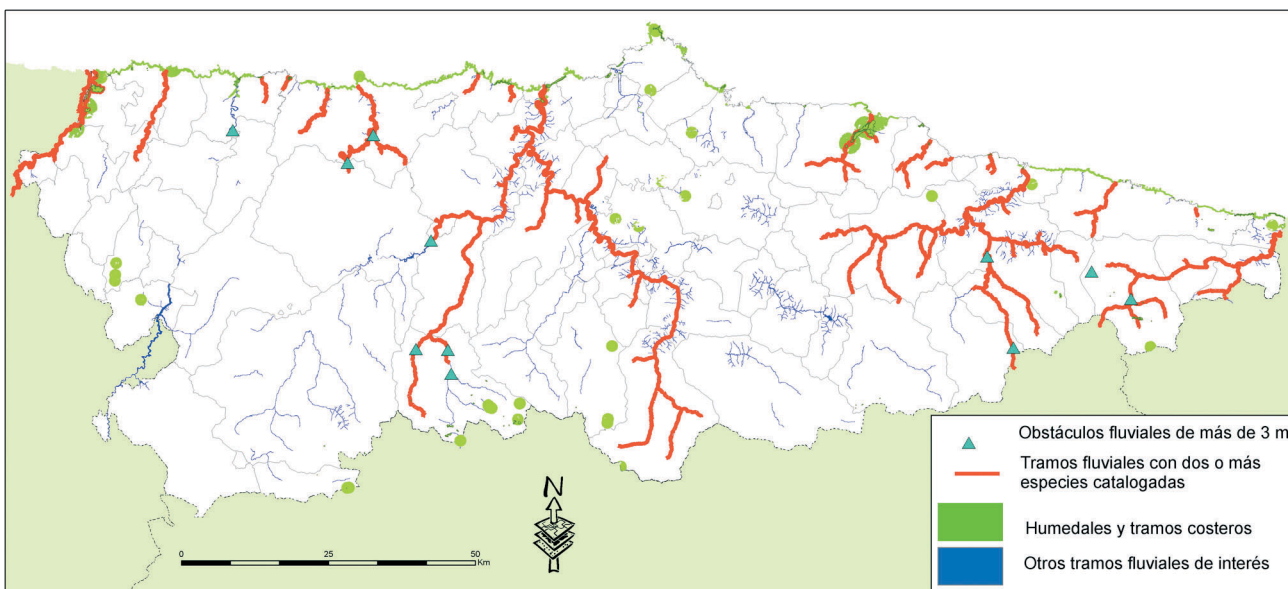
Impacto de las zonas urbanas

En el caso de las zonas urbanas, consideramos un impacto de las edificaciones de manera similar al descrito para las infraestructuras y otras medidas de la afección de la población (Hector y col., 2000).

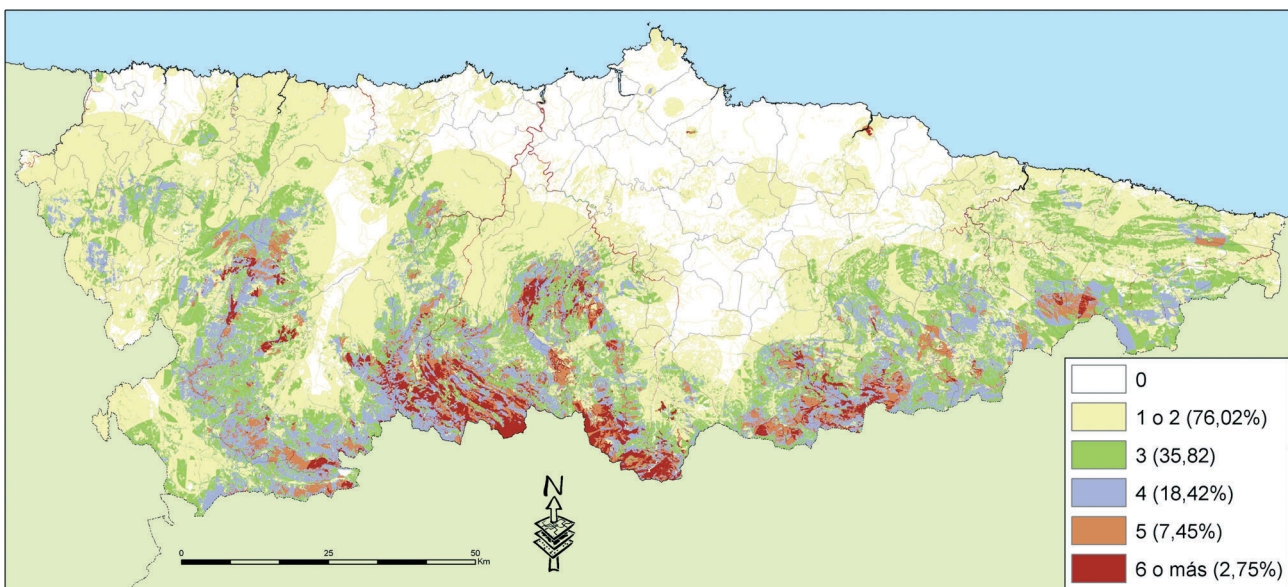
La diferencia con las infraestructuras estriba en la necesidad de un tratamiento previo de los datos de partida. No se dispone de información correctamente georreferenciada acerca de la distribución de la población. Por esta razón, se utiliza la densidad de edificaciones como indicador de la densidad de población. Se emplean las *polilíneas* de la capa de edificaciones del mapa escala 1:5 000 del Principado de Asturias, realizadas en MicroStation (formato DGN). La incompatibilidad de este tipo de formato con la malla



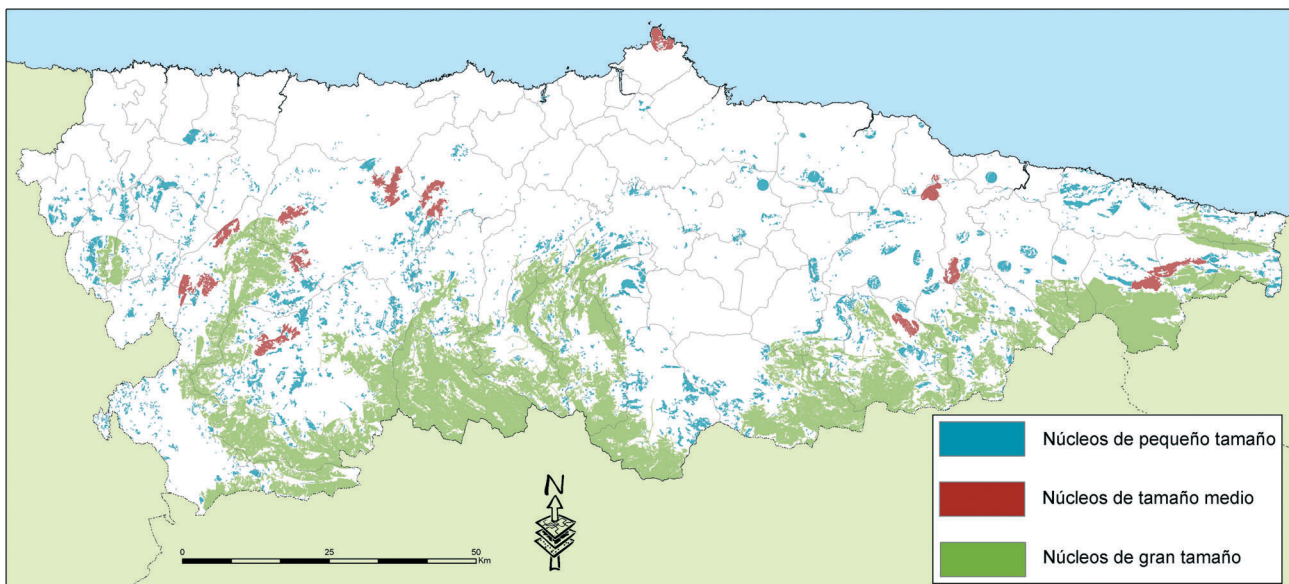
Mapa 1.1



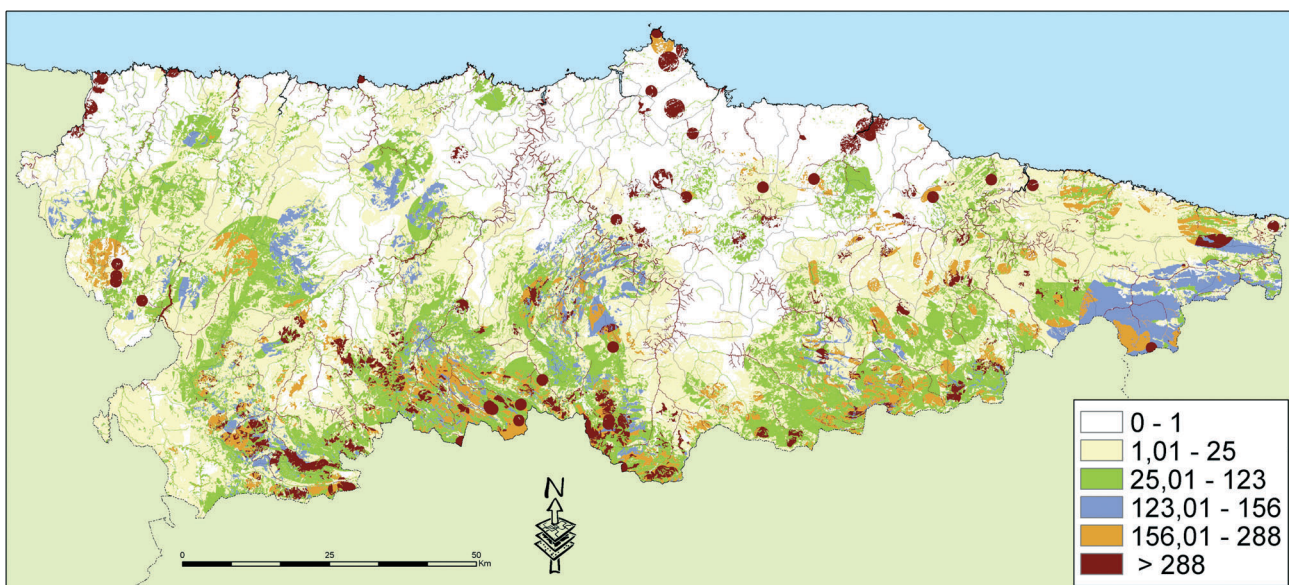
Mapa 1.2



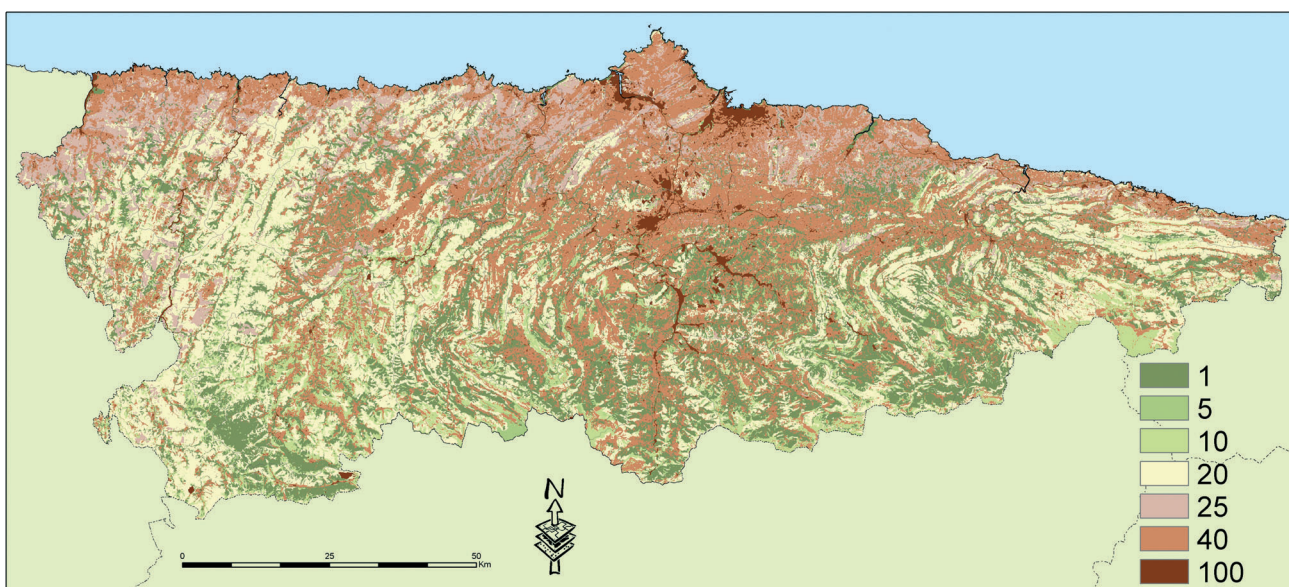
Mapa 2.1 Número de especies de fauna presentes y porcentaje respecto Asturias



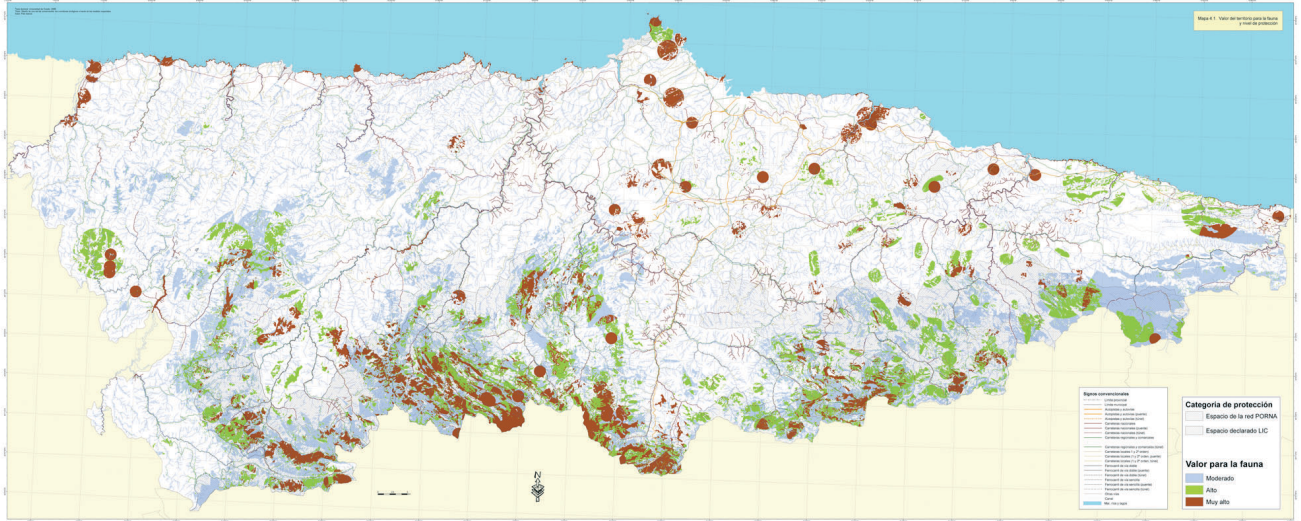
Mapa 2.2. Áreas núcleo consideradas en el análisis.



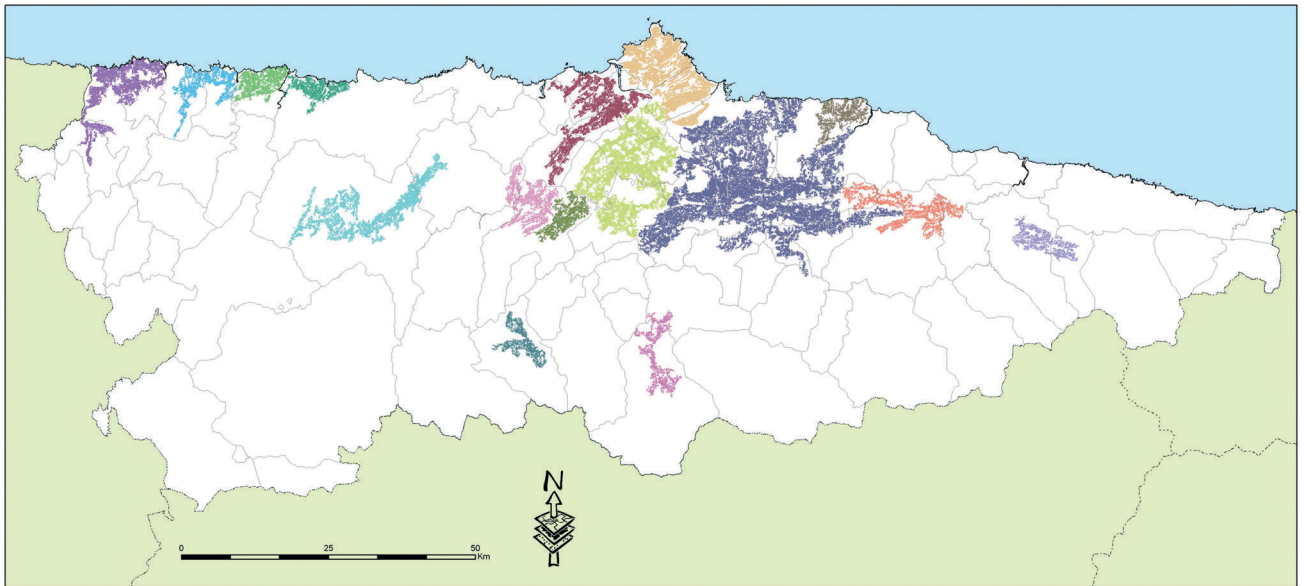
Mapa 3.1. Vulnerabilidad del hábitat para la fauna



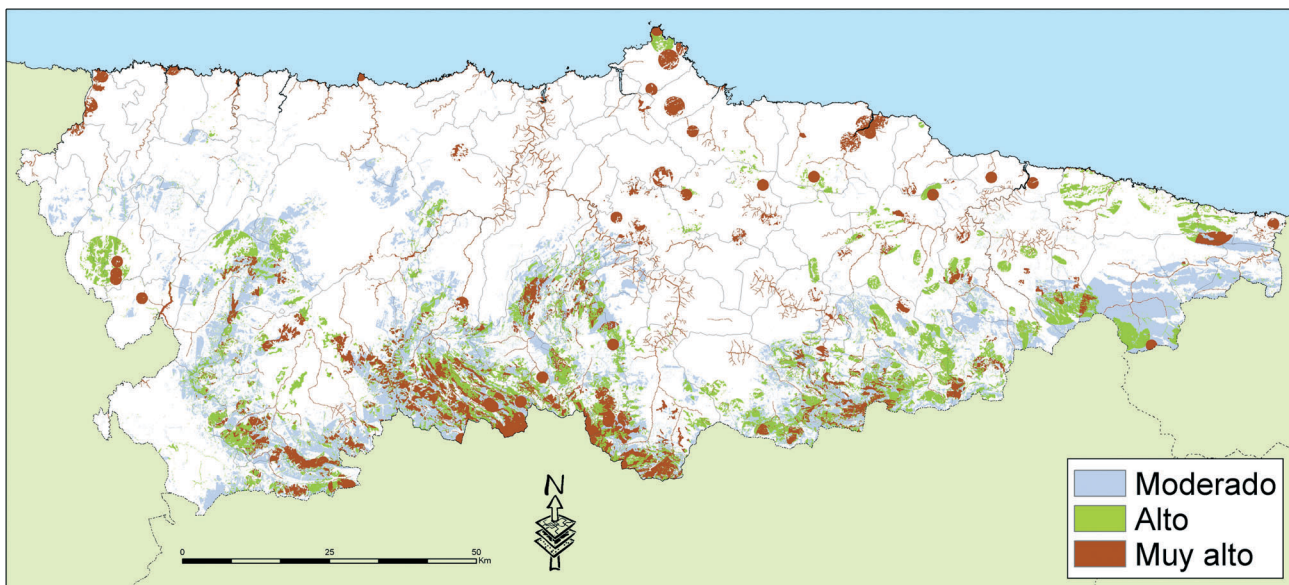
Mapa 3.2. Valores de impedancia debida a la vegetación



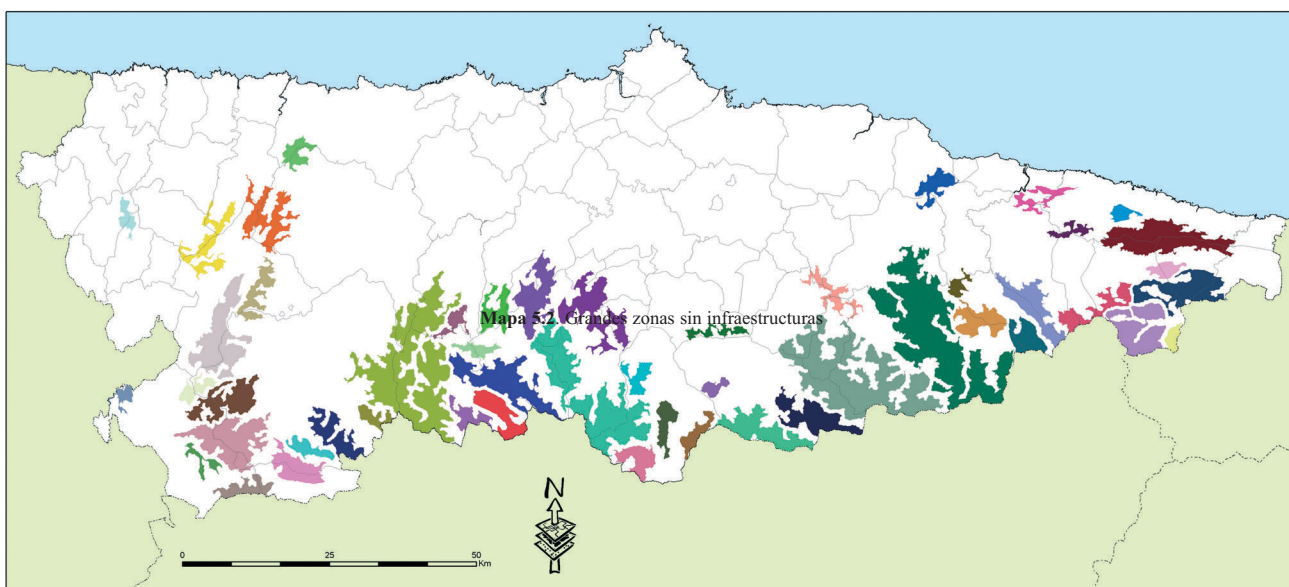
Mapa 4.1



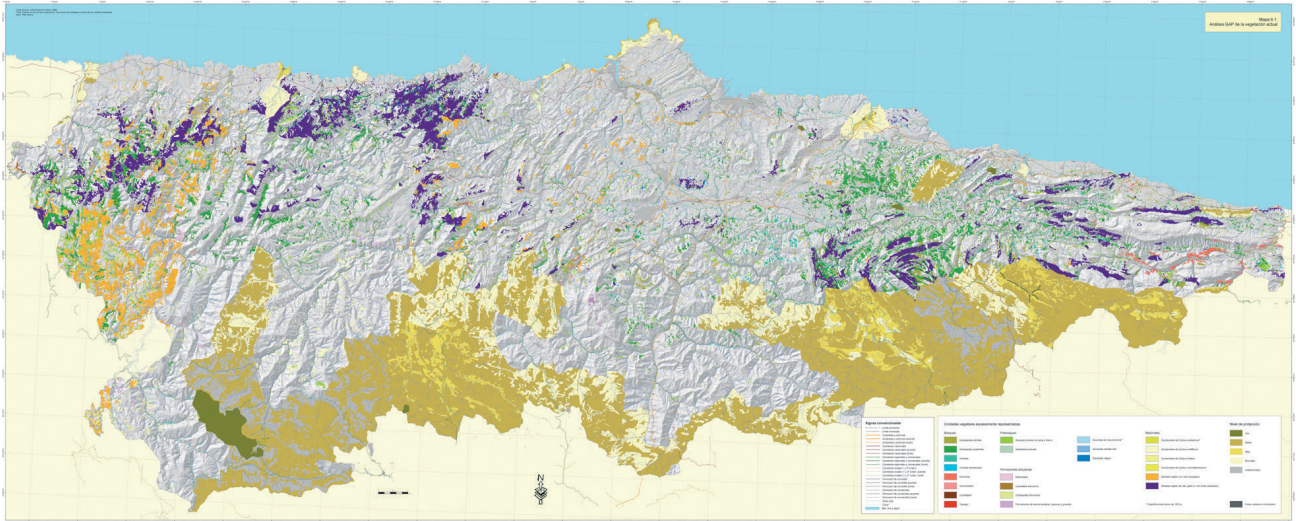
Mapa 4.2. Grandes zonas agrícola-ganaderas



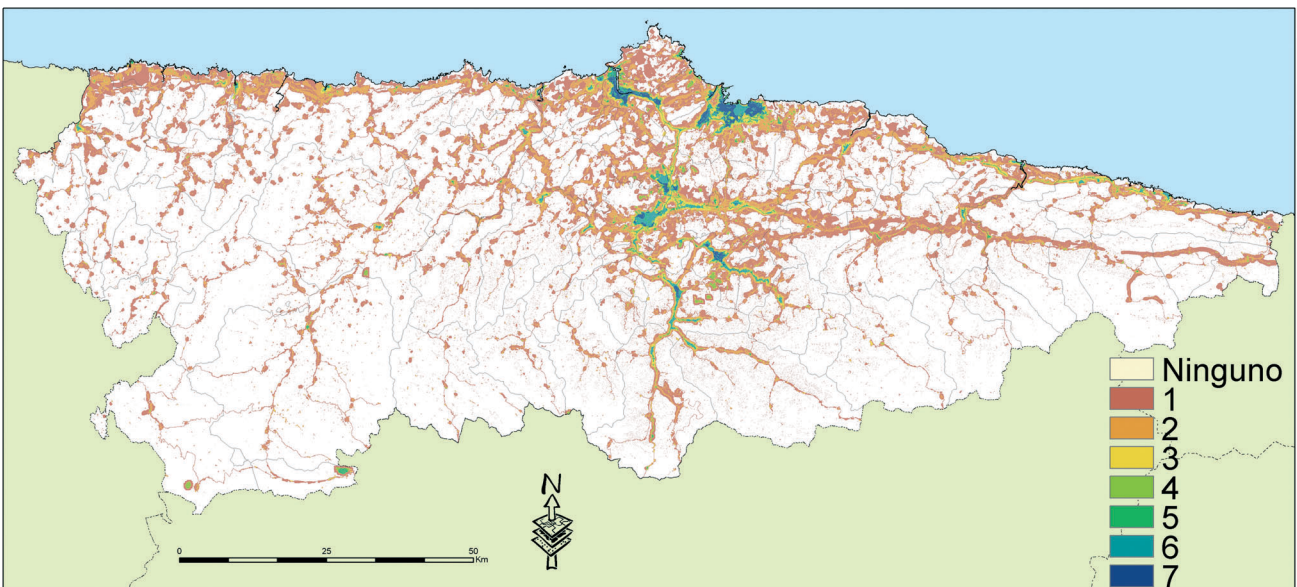
Mapa 5.1 Valor para la fauna reclasificado



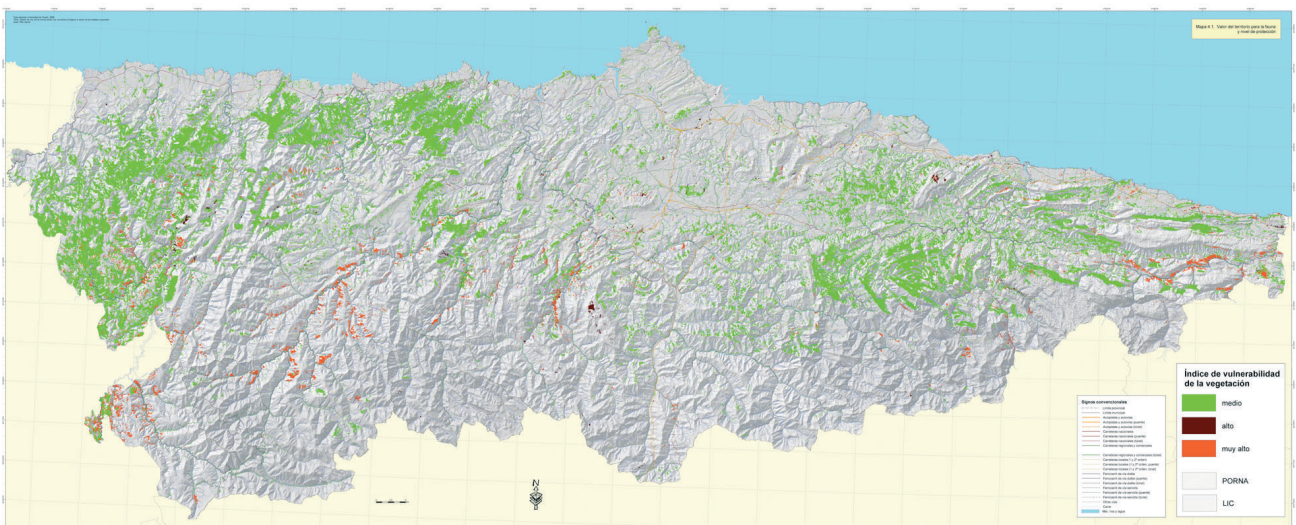
Mapa 5.2 Grandes zonas sin infraestructuras



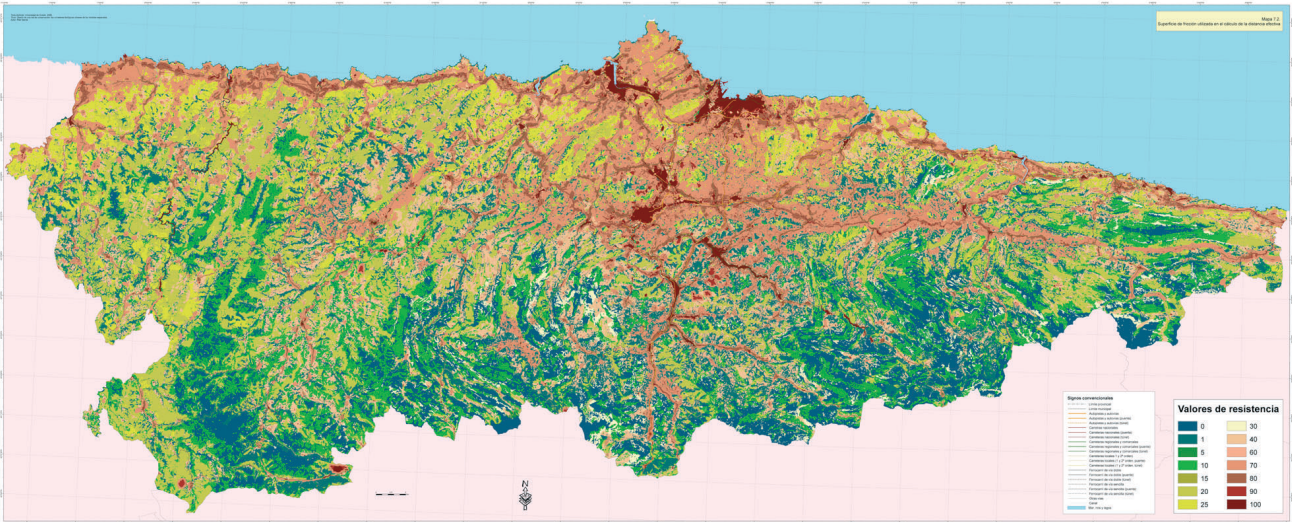
Mapa 6.1



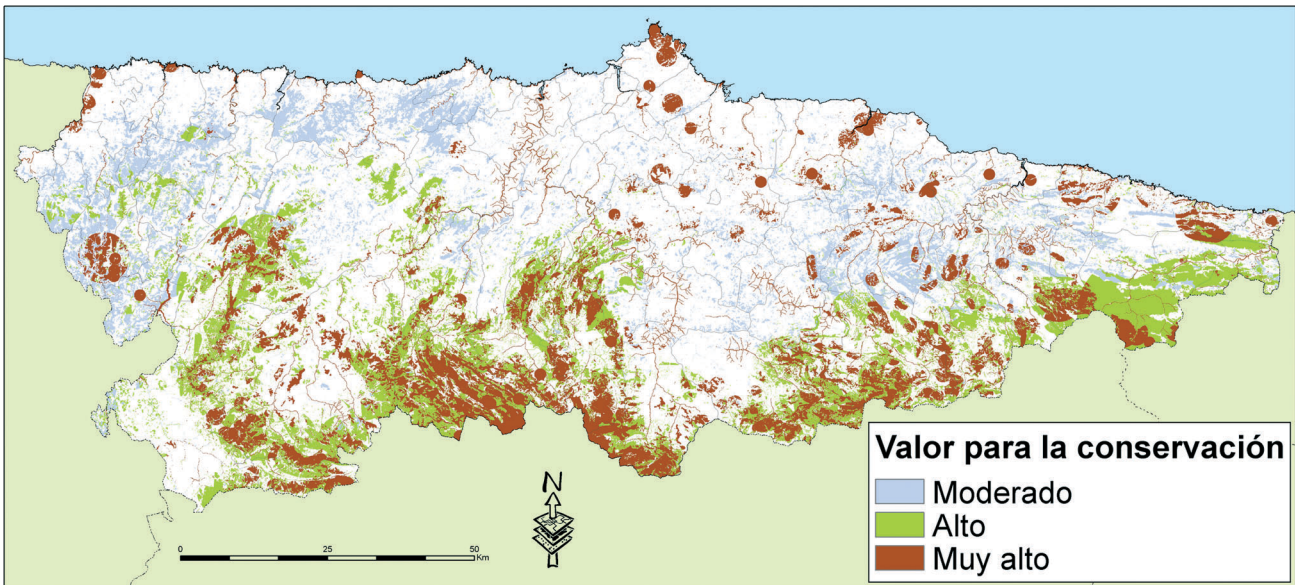
Mapa 6.2: barreras de transito coloreadas según el número de criterios involucrados en su definición.



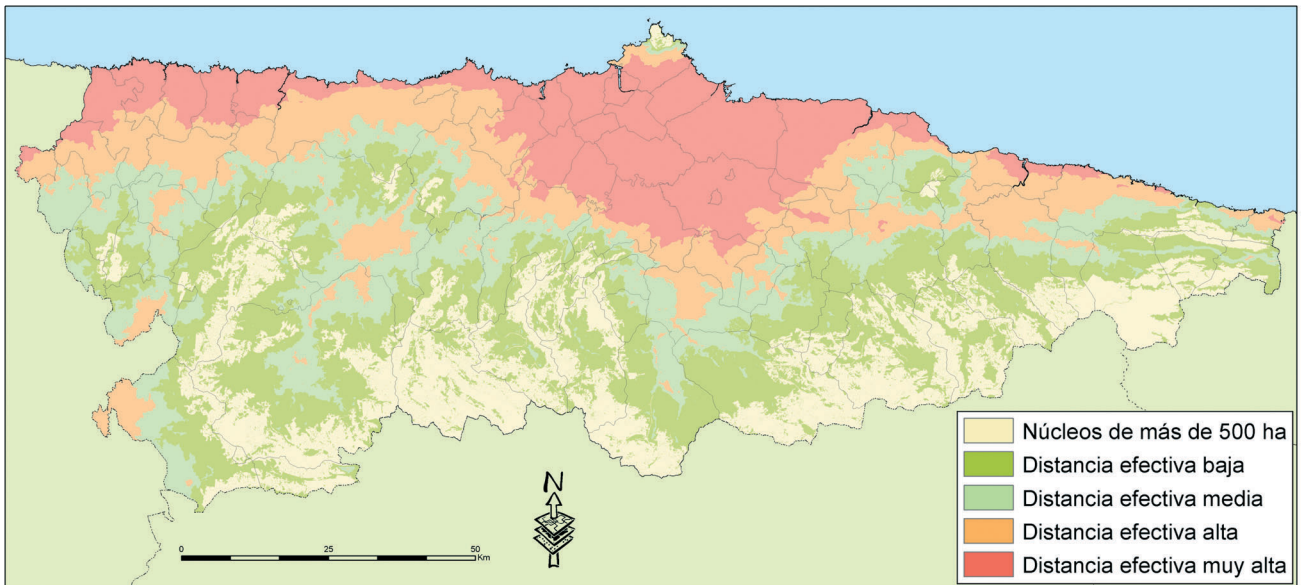
Mapa 7.1



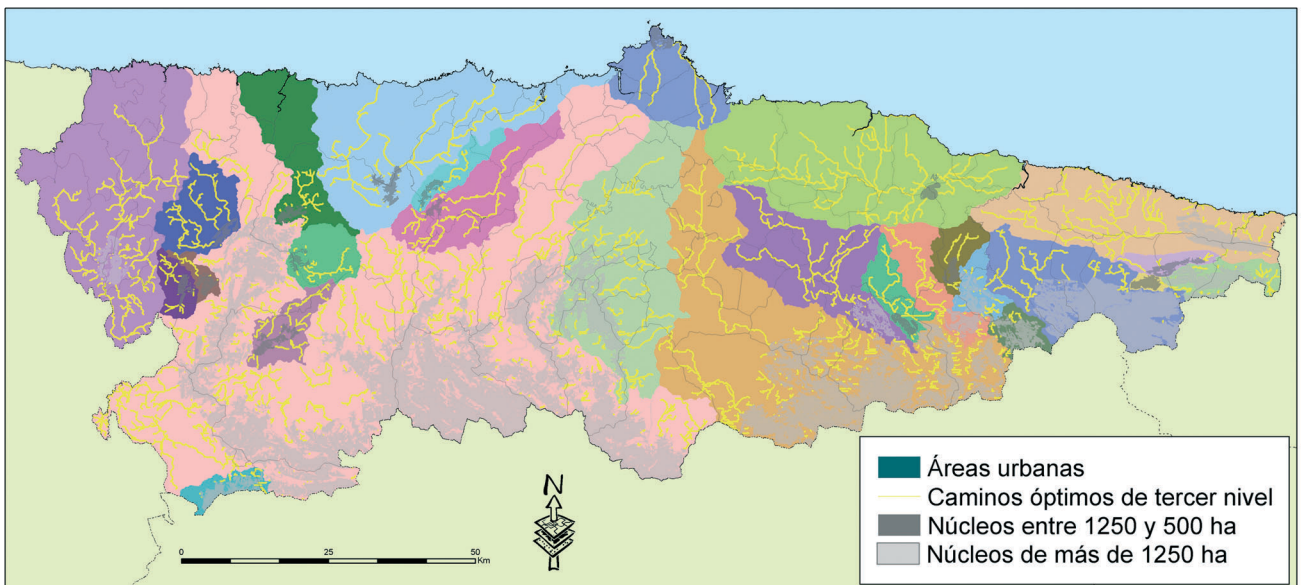
Mapa 7.2



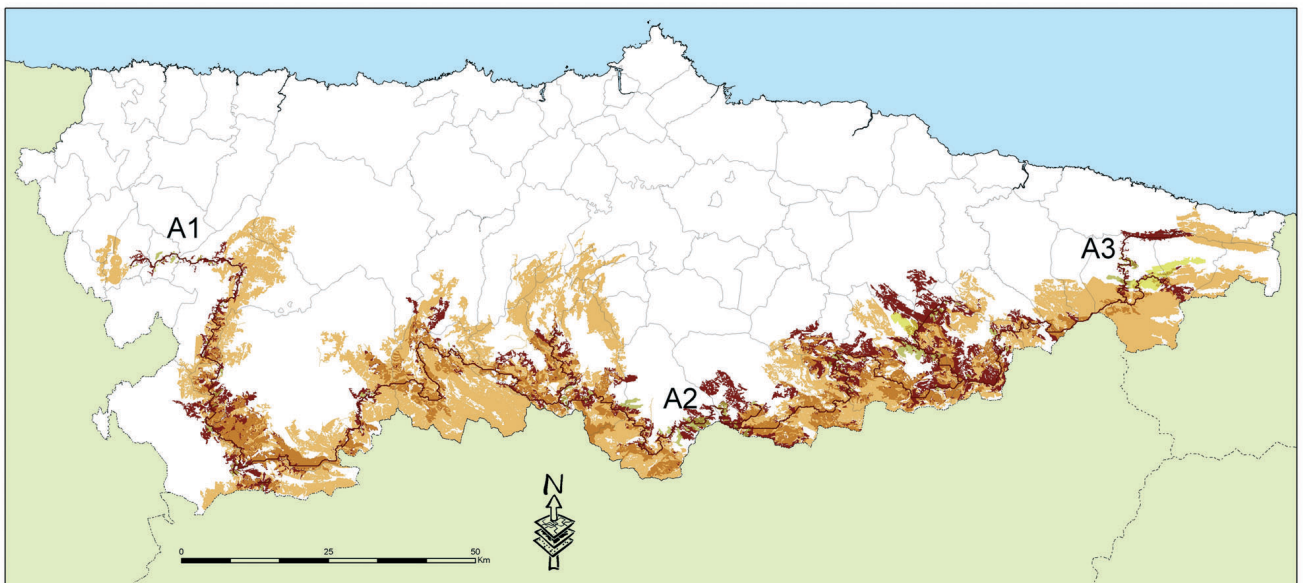
Mapa 8.1. Valor para la conservación reclasificado.



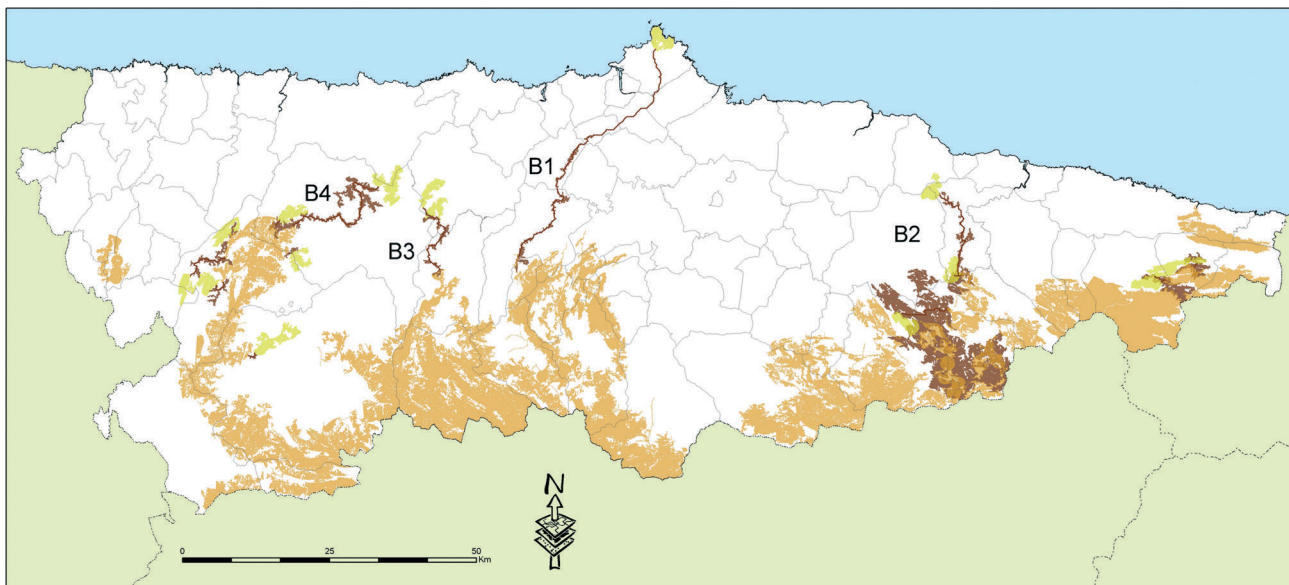
Mapa 8.2. Distancia efectiva a un núcleo de mas de 500 ha.



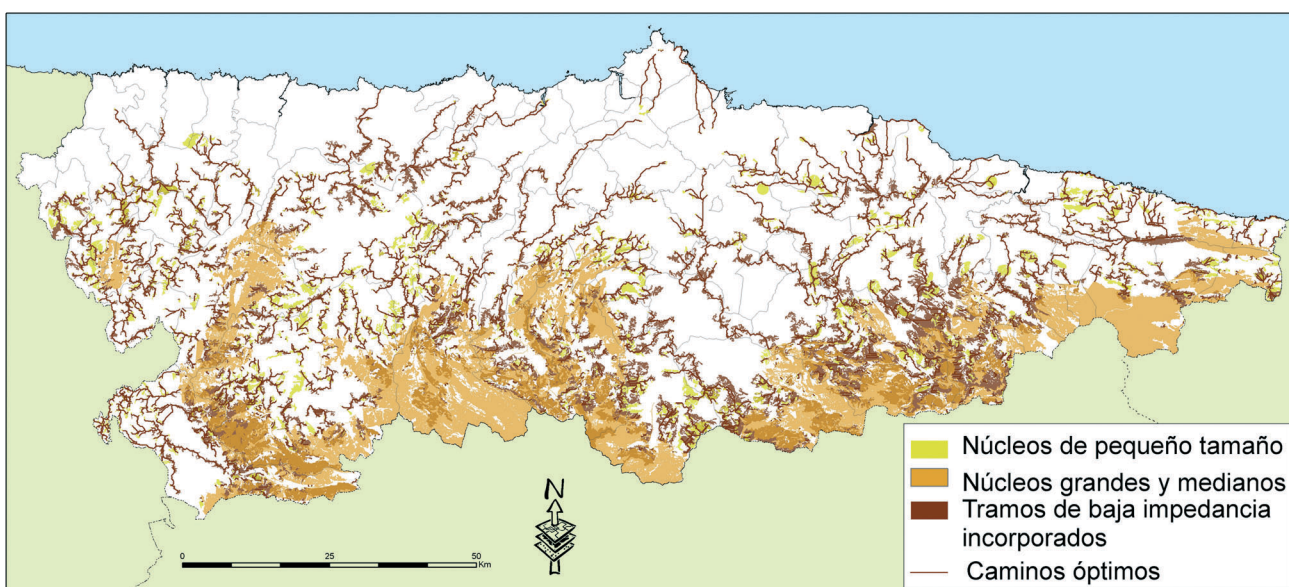
Mapa 9.2. Área de influencia de los núcleos grandes y medianos.



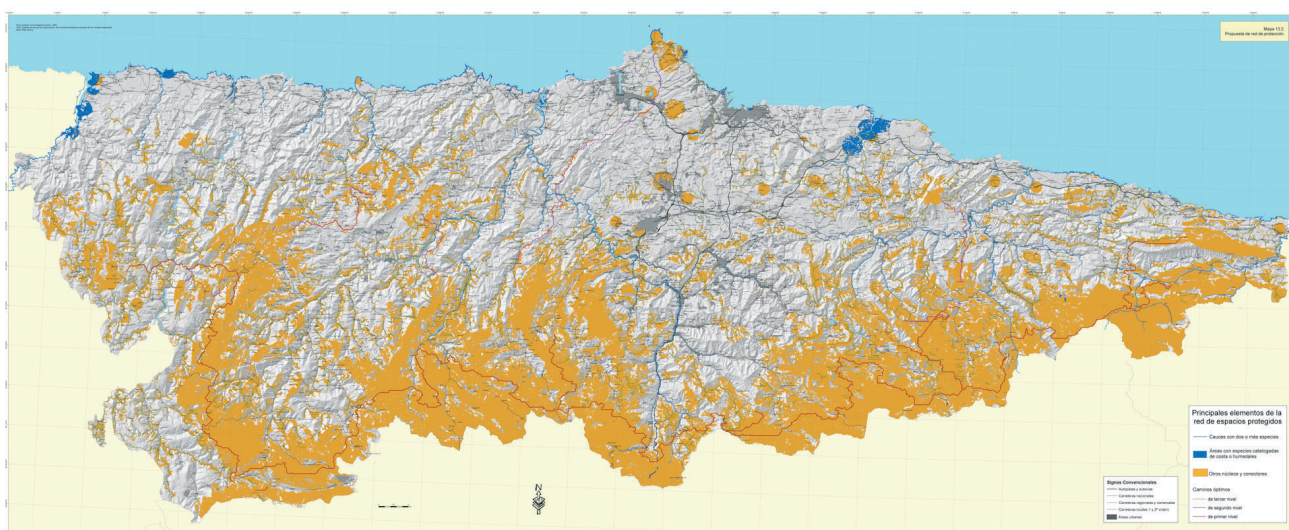
Mapa 10.2. Corredor de la montaña asturiana: A) itinerario del corredor con las áreas que lo configuran independientemente de su pertenencia a los grandes núcleos. B) se resaltan los espacios que se añaden a los grandes núcleos.



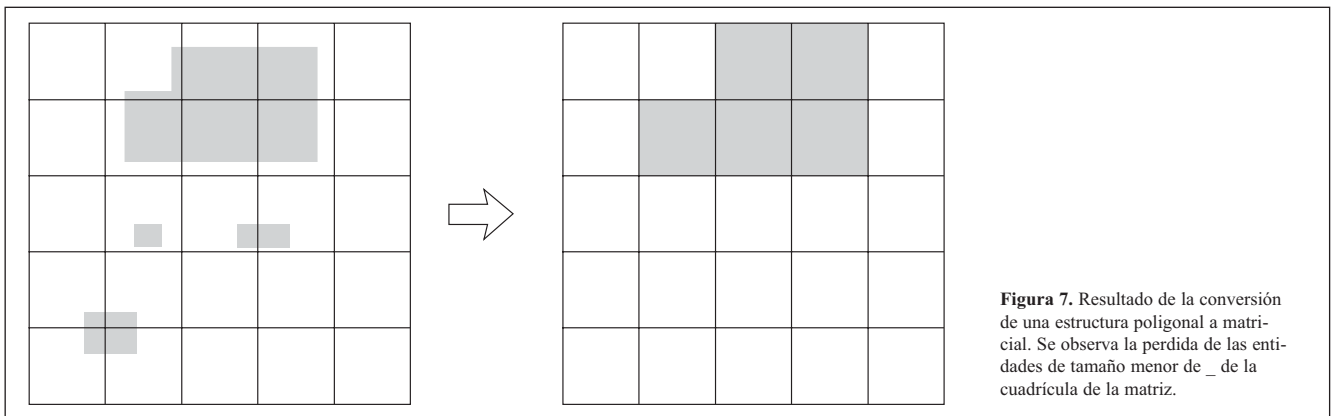
Mapa 11.2. Corredores transversales de segundo nivel.



Mapa 12.2. Corredores transversales de tercer nivel.



Mapa 13.2.



empleada en el modelo, obliga a realizar un complejo proceso de transformación.

El paso de estructura poligonal a matricial habitualmente se hace con un algoritmo de máxima ocupación de la celda en el que a cada celda se le asigna el valor de la entidad que más superficie ocupa. En nuestro caso implicaría que las edificaciones de pequeño tamaño (menos de 1 125 m², la mitad de la celda de 50 x 50 m) se perderían. Por evitar esta pérdida de la edificación dispersa (muy abundante en la región), se ha realizado una compleja serie de transformaciones que permiten mantener tanto la forma de los grandes núcleos urbanos como la distribución de las edificaciones y su patrón espacial (Figura 7).

En primer lugar, las *polilíneas* (formato de Microstation®) que perfilan las edificaciones se convierten a un formato vectorial con topología, resultando un conjunto de polígonos (*casas*). Después se transforman los polígonos de la capa vectorial a un formato de malla, con tamaño de celda equivalente a 50 x 50 m. Tras esta transformación en la nueva capa sólo quedan las celdas en las que las edificaciones ocupan un alto porcentaje (> 50 % en cada celda) de la superficie (*grcasas*). Posteriormente cada celda se transforma en un único punto con el valor total de cobertura (2 500 m²), resultando una malla regular de puntos separados entre sí 50 m en todas las zonas donde la cobertura es mayor del 50 % de la celda (*casaspt*).

En segundo lugar, todos los polígonos se transforman en puntos (en la posición geográfica correspondientes al centroide del polígono) que recogen el valor de la superficie que ocupa en un elemento asociado y el resultado se une con *casaspt* (*casaspt2*).

En un tercer paso, se transforman todos los puntos que presentan un área superior a 2 500 m² (toda la celda) en el valor máximo de celda (2 500 m²). Puesto que su forma ya está registrada en la primera transformación.

Finalmente partiendo de la capa de puntos resultante (*casaspt2*) se calcula un modelo matricial con la *densidad de edificaciones* (comando *pointdensity* ArcInfo®) en cada

celda de 50 x 50 m (*grcasas*). De esta manera, se logra conservar la forma de las grandes zonas, a la vez que se mantiene la distribución irregular de las edificaciones (mediante la segunda transformación).

Una vez obtenido el modelo en el que cada celda tiene un valor de densidad de edificación éste se utiliza para calcular el coste de acceso desde cada celda sin edificación a un área edificada considerando el efecto de la pendiente tal y cómo se ha descrito para las infraestructuras.

Los valores de *grcasas* se reclasifican en ocho categorías numeradas ascendentemente de menor a mayor densidad. Esta ordenación se utiliza para asignar rangos a cada categoría, que se asumen proporcionales al impacto de un área urbana (Tabla 21).

Superficie Urbanizada (m ² /celda)	Coefficiente de Impacto
0 – 100	1
100 – 200	2
200 – 300	3
300 – 400	4
400 – 500	5
500 – 1 000	6
> 1 000	7

Tabla 21. Coeficientes de impacto asignado a las superficies edificadas.

La estimación del impacto relativo de las áreas edificadas se obtiene calculando para cada celda el cociente entre la densidad de la edificación en la celda más próxima y el coste de acceso a la misma. Para una misma distancia euclidiana cuando la pendiente es muy irregular, el coste de acceso es mayor, y los valores de impacto para un mismo tipo de densidad se reducen.

El resultado se incorpora al modelo de barreras utilizando para ello las celdas con un alto impacto de *área edifica-*

da (Imp_casas), es decir, un cociente mayor que 1 000 (Imp_casas2).

Otros parámetros de la edificación

Además del método expuesto se han añadido al modelo final las adaptaciones de alguna de las propuestas utilizadas por Hoctor y col. (2000) y Carr y col. (2002) para la definición de las áreas de exclusión por impacto urbano, que son las siguientes:

- Las **zonas urbanas** (modelo *Urb_reclass*), se obtienen de la CTAPA y se incorporan al análisis.
- Todas las celdas edificadas que tienen en un entorno de 3_3 (modelos *Urb_3_3*), 9_9 (modelo *Urb_9_9*) y 27_27 (modelo *Urb_27x27*) celdas con una cobertura edificada mayor del 50 %. Se utiliza como fuente de datos el grid *Greasas*.

de coste-distancia que considera la distancia entre los núcleos a conectar a través de la *superficie de fricción*. Se utiliza el algoritmo *costdistance* de ArcInfo® que se resume en la Figura 8. Se considera el desplazamiento entre los centros de cada celda, por lo que el *coste* de acceso desde una celda a su vecina es la media de las sumas del *coste* de ambas. El algoritmo calcula todas las posibilidades entre la celda inicial y la final, elige el menor coste acumulado y lo asigna a la posición de la celda inicial en el mapa de salida. Este valor (menor coste acumulado) es referido como *distancia efectiva* (Ferrerias, 2001; Michels y col., 2001).

Con la distancia efectiva se optimiza la relación entre longitud y resistencia al flujo a través del corredor. Para un conjunto de celdas de la matriz con un mismo valor de fricción, cuanto más largo es un camino, mayor es el coste acumulado; paralelamente, para un camino de una determina-

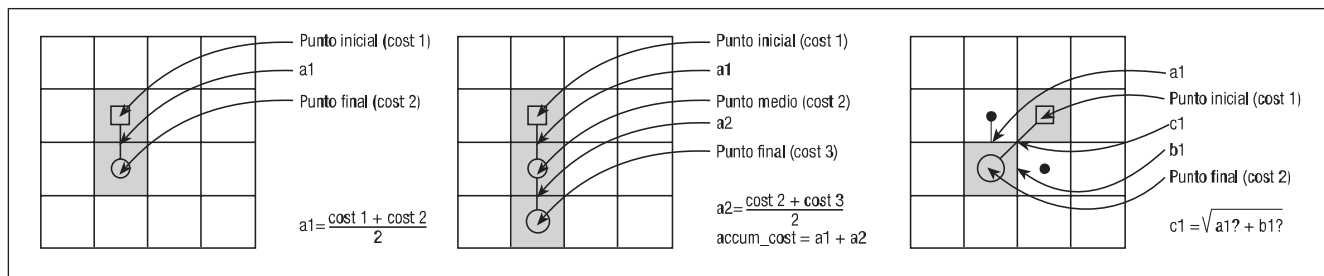


Figura 8. Algoritmo para el cálculo de la distancia efectiva entre la celda inicial y final. La matriz de celdas representa la superficie de fricción.

- Aquellas zonas que están en un radio de 250 m alrededor de cualquier núcleo urbano de más de 160 pixels (6 400 ha) (modelo *Exp_reclass*).

El modelo de barreras de tránsito

Al superponer todos los criterios considerados, se reconocen las regiones con menor carácter natural respecto al régimen de impactos del área estudiada. Estas zonas se definen como barreras de tránsito se seleccionan todas aquellas áreas que por una u otra razón pueden actuar como tal y su principal

Clasificamos estas zonas en función del número de criterios, dado que la acumulación de presiones tiene un efecto multiplicador del impacto de las barreras, y es esperable que los impactos considerados aquí vayan asociados entre sí.

Integrando los valores en la superficie de fricción

Finalmente se incorporan todas las variables y se rescala el resultado. El resultado es una *superficie de fricción* con valores comprendidos entre 0 y 100. Este modelo define las características de la matriz y se utiliza en el diseño de los caminos o corredores mediante un análisis de coste de acceso.

Distancia efectiva

Para buscar los conectores se lleva a cabo un análisis

da longitud, el coste será mayor cuanto mayor sea la resistencia (fricción) de las celdas que lo componen. También se obtiene como resultado del comando *costdistance* el área de influencia de cada núcleo. El área de influencia del núcleo *i* se identifica como la zona del territorio cuyo núcleo más próximo, a través de la superficie de fricción, es *i*. El resultado tiene el aspecto de una red de drenaje en la que los pequeños fragmento de hábitat son las cabeceras y los núcleos las desembocaduras y cada área de influencia sería la cuenca de captación del núcleo.

Caminos óptimos

Integrando área de influencia y superficie de distancia efectiva se establece el camino óptimo. El camino se selecciona con el comando *costpath* de ArcInfo®, que mide la menor distancia, a través de la superficie de fricción, entre una superficie de origen y una superficie de destino. Ambas (origen y destino) pueden ser contiguas o disjuntas y en nuestro caso están representados por los núcleos de dos clases de tamaño diferente o por distintos núcleos dentro de una misma clase.

El proceso se estructura de manera jerárquica

1. En primer lugar buscamos la mejor red de caminos óptimos entre los núcleos grandes, para ello se seleccionan de manera iterativa los núcleos de este a oeste y

se calcula para cada uno una *superficie de distancia efectiva* desde cada celda hasta el núcleo en cuestión (*núcleo i*); sobre esta superficie se busca el *camino óptimo* a los núcleos más próximos. El resultado es una red de caminos que unen todos los grandes núcleos que llamamos **red de primer nivel**.

2. El segundo paso es conectar los núcleos medianos con los grandes. Para ello se construye la superficie de distancia efectiva desde cualquier punto del terreno a un núcleo grande y sobre ella el camino óptimo desde cualquier núcleo mediano al núcleo grande más próximo. Constituyendo la **red de segundo nivel**.
3. El tercer paso es unir los pequeños fragmentos de hábitat (*hubmin*) con alguno de los núcleos grandes o medianos. Para ello se construye una nueva superficie de distancia efectiva esta vez desde cualquier celda del terreno a cualquier núcleo grande o mediano y sobre ella el camino óptimo desde cada pequeño fragmento (9-2 000 celdas). El resultado constituye la **red de tercer nivel**.

Tras establecer los caminos óptimos como estructuras lineales de comunicación, se trata de dar a estas líneas una dimensión espacial que aumente la funcionalidad de la red mediante la inclusión de puntos de paso. Los **puntos de paso** son parches de hábitat que facilitan la unión de los grandes núcleos y que funcionan como áreas de descanso, refugios, etc. Para ello, al entramado formado por los núcleos y los caminos, se le añaden los **pequeños fragmentos** (áreas ecológicas de un tamaño menor que 500 ha), los núcleos de menor tamaño (respecto a los que estamos conectando) y los **parches de matriz con baja impedancia** (0 ó 1), siempre que estén en un entorno de cualquier **conector**.

La entidad de los conectores que se establecen entre núcleos va a depender del tamaño de los mismos. Buscamos grandes conectores para unir los núcleos mayores (*hubmay*) y estrechos corredores para los núcleos de menor tamaño. Para obtener los conectores apropiados a cada red se procede de la siguiente forma:

1. En la red de primer nivel se anexionan a lo largo del camino todos los fragmentos de hábitat (*hubmean* o *hubmin*) y todos los fragmentos de impedancia 1 o 0 que estén a menos de 500 m del camino.
2. En la red de segundo nivel se anexionan todos los pequeños fragmentos de hábitat y los de impedancia 0 ó 1 que estén a menos de 200 m de los caminos.
3. En la red de tercer nivel se anexionan todos los fragmentos de impedancia 0 ó 1 a menos de 50 m de los caminos.

El conjunto de núcleos, caminos óptimos y áreas anexionadas de la matriz constituyen la propuesta de red ecológica.

La red ecológica de Asturias

Finalmente se realiza una expresión cartográfica de todos los resultados parciales:

- Los cauces fluviales con presencia de 2 o más especies de las analizadas.
- Los tramos costeros con alguna especie de las analizadas.
- Los humedales con alguna especie de las analizadas.
- El resto de los núcleos de más de 2.5 ha.
- Las áreas de impedancia baja en las proximidades de los caminos óptimos que resultan del análisis.

Sobre el conjunto de la propuesta rehacemos el análisis de carencias de vegetación (ver capítulo 1), dado que la propuesta ya recoge el conocimiento de la fauna en la región.

3.3 Resultados

Los resultados de este capítulo tienen dos tipos principales de expresión: mapas y tablas. Las tablas se insertan en el texto. La expresión cartográfica, que se adjunta en el Anexo III ver CD adjunto, se ha realizado para escala 100 000 aunque se representan con distinto nivel de detalle

3.3.1 Cursos fluviales

Del análisis de la distribución de las especies fluviales catalogadas se obtienen los tramos fluviales que actualmente conservan algún factor de calidad, para albergar estas especies sensibles, generalmente ligado a las condiciones físico-químicas del agua (Mapa 1.2, ver CD). Esto sin embargo no aporta suficiente información acerca de la función de corredor de los cauces. La comparación de la cartografía de la distribución cada una de las especies fluviales por separado con los datos disponibles de los obstáculos fluviales (SIGMA, 2006), los impactos hidromorfológicos y estado biológico actual (bases de datos de la CHN), sí nos proporciona más información sobre este particular (Figura 10, ver CD). La situación de obstáculos, embalses y encauzamientos aparece relacionada con el límite de la distribución de varias de las especies analizadas.

En la actualidad el tramo del Río Nalón, desde algunos kilómetros aguas abajo de la Central Térmica de Soto de Ribera hacia la desembocadura, es hábitat de especies anadromas y catadromas lo que indica que funciona como corredor. La Central cuenta con dos escalas, sin embargo apenas se observa el paso a través de ellas de peces anadromos como el salmón (Jerónimo de la Hoz, com. pers.). Las escalas presentan una adecuada estructura que las hace franqueables, pero el vertido térmico, que se realiza unos 400 m por debajo de la escala, produce un incremento de las temperaturas del agua que no permite la supervivencia de algunas especies.

Además el río Nalón, desde la central de Soto de Ribera hasta la cola del embalse de Tanes, tiene importantes alteraciones hidromorfológicas del cauce. Igual ocurre con los tramos bajos del Aller y del Turón en el Caudal (Figura 10, ver CD). La cuenca del Nalón registra el 62 % de las canalizaciones asturianas. Añadidamente las presas de Tanes y Rioseco con 83 y 24.5 m respectivamente, obstaculizan el movimiento de los peces existentes en la zona.

Algunas especies como la nutria, el desmán o la anguila son capaces de superar estos inconvenientes en zonas de intensidad media de presiones (Figura 9), pero no en el Nalón aguas arriba de la confluencia con el Caudal, donde coinciden todo tipo de presiones y solo se tienen evidencias de presencia de nutria y rana común del total de las especies analizadas, ambas especies fluviales facultativas.

En el Río Narcea, se observa un funcionamiento adecuado aguas abajo del embalse de Calabazos, en cuyo tramo se localizan todas las especies consideradas en el análisis (Figuras 9 y 10 ver CD). Por encima de este punto y hasta el final de los embases y canalizaciones el río ha perdido su función de corredor para muchas especies fluviales. La presa de calabazos presenta un salto de 62 m de altura, por lo que es muy difícil la puesta en marcha de una escala adecuada. Por otra parte la actividad de la central térmica de Soto de la Barca, supone un incremento térmico del agua que impediría el paso de salmónidos, además por encima de la central está la presa de La Florida, aunque en ésta el desnivel es mucho menor y la construcción de una escala para peces más sencilla.

En algunos tramos de su zona superior el río tiene una buena capacidad de funcionar como corredor, en ausencia de embalses, con temperaturas naturales y calidad del agua buena o muy buena, en estos tramos se ha constatado la presencia de desmán (Figura 9).

El Río Pigüña presenta alta naturalidad, con buena calidad del agua y riberas naturales, sin canalizaciones, en todo su recorrido. Sin embargo hay varias escalas en el Parque Natural de Somiedo que aparecen como infranqueables para anguila y salmón, la presa de Pigüña y de la Riera y más arriba la de La Malva limitan el paso de individuos, por lo que la función de corredor esta gravemente alterada, aunque sigue siendo interesante para las especies de cabecera, como se deduce de la presencia de desmán.

Cuenca del Esva funciona con un nivel de naturalidad bastante alto, sin masas de agua modificadas, pero tiene obstáculos infranqueables para salmón y anguila en sus afluentes Muñas y Lleiroso.

El río Sella presenta saltos infranqueables para salmón y/o anguila en la parte alta. En su afluente Piloña la gran presión urbana a la que está sometidas sus márgenes no parece afectar de manera muy notable a la zona baja del cauce donde aún existe salmón, anguila y desmán, aunque sí supone un problema para su función de corredor para las especies terrestres, al estar inmerso o muy próximo al área de exclusión de las barreras (Mapa 6.2). Presenta además saltos infranqueables para salmón y/o anguila en los afluentes Color, Tendí, Espinaredo y Marea. En el río Güeña hay una escala infranqueable para anguila y salmón en la central de La Estrada. Hasta ese punto llegan ambas especies.

El río Cares no presenta masas de agua muy modificadas y tiene una buena representación de especies catalogadas en casi todo su recorrido. Tiene obstáculos infranqueables para la anguila en el Casaño y el Ribeles. Los datos de calidad biológica muestran zonas de baja calidad antes e inmediatamente después de su unión con el Casaño (datos de la red de control biológicos de la CHN), probablemente debidos a la presión ganadera

El Río Navia no tiene valor como corredor para la fauna acuática debido al alto número de presas de gran envergadura que jalonan el cauce, las presas de Salime, Doiras y Arbón tienen respectivamente 123, 89 y 51.5 m de altura. Casi la totalidad del discurrir del río en Asturias está catalogado como masa de agua muy modificada por regulación del caudal. En este río solo persisten especies catalogadas en el tramo comprendido entre el estuario y algunos kilómetros por encima de la primera y más baja de las presas (Arbón), a pesar de la buena calidad de las aguas (redes de control de la CHN).

El conjunto de los ríos con dos o más especies catalogadas suponen 24,7 % de los 4982 km de los cauces con presencia de alguna de estas especies, además los tramos de alta vulnerabilidad del hábitat (análisis gap) incrementan la longitud total de tramos fluviales con alto valor para las especies analizadas en la zonas de cabecera donde el número de especies es menor de forma natural.

Del análisis estadístico del número de celdas de barreras y principales tramos fluviales en Asturias (Tabla 22), se deduce que la relación entre ambos (barreras y tramos fluviales) es demasiado alta. Más del 86 % de la extensión de los ríos con dos o más especies catalogadas están a menos de 200 m lineales de una barrera, lo que significa un alto impacto para las llanuras aluviales y la zona riparia próxima (Forman y Gordon, 1986). Esto no solo limita la función de corredor de los ríos para otras especies distintas de

	Total de celdas	Distancia euclidiana media (m)	% celdas a menos de 200 m
Asturias	4 242 565	2 525	51.6
Tramos fluviales con 2 o más especies	42 606	1 152	86.2

Tabla 22. Datos relativos a la proximidad de las barreras, para Asturias y para los tramos fluviales.

las fluviales, que utilizan la vegetación de ribera como hábitat, refugio y transporte (Bouwma y col., 2004) sino que además altera las condiciones físico-químicas del agua: temperatura, luminosidad y aportes de nutrientes y contaminantes se ven muy modificados (Grift, 2001; Junk y col. 1989).

3.3.2 Costa y humedales

A lo largo de la costa se encuentran distribuidas especies catalogadas tanto de flora como de fauna de manera bastante uniforme (Mapa 1.2 ver CD). De la distribución de estas especies se pueden deducir las siguientes consideraciones.

- Aproximadamente un 75 % de la costa asturiana es hábitat de especies catalogadas, de lo que se deduce un buen nivel de conservación
- Las áreas entorno a los dos principales núcleos urbanos costeros (Gijón y Avilés) tienen una menor representación de especies catalogadas.

La protección ejercida sobre el Dominio Público Marítimo Terrestre (Ley 22/1988, en adelante Ley de Costas), que califica como público la ribera de mar y considera un espacio, de hasta 100 metros tierra adentro, donde los usos tienen serias limitaciones, es fundamental para la funcionalidad de la costa como corredor ecológico. En Asturias la Normas Urbanísticas Regionales en el Medio Rural ya definen un *Suelo No Urbanizable de Costas* en el que existen amplias restricciones de uso, y las Directrices Subregionales de Ordenación del Territorio de la Franja Costera (BOPA, Decreto 107/93), extienden el carácter res-

tan (6 de fauna y 29 de flora). Del total de las zonas de refugio de flora o fauna dulceacuícola (más de 50 recintos), solo el lago Ercina en Picos de Europa, el Cerveriz en Somiedo y dos turberas (Somiedo y Cuera), superan las 5 ha.

Todas las zonas húmedas de las que se conoce alguna de las especies catalogadas se muestran en la cartografía, así como los hábitats anexos a los espacios húmedos que pudieran ser usados por la especie de fauna en cuestión. En total se cartografía por este criterio un 0.57 % de Asturias.

3.3.3 Otros núcleos y conectores

Los núcleos a conectar

Las zonas de alto interés para la conservación (ZAIC) que no se incluyen en los resultados anteriores forman la base para establecer los núcleos de la red que una vez individualizados, en función de la contigüidad de sus celdas, se clasifican en tres grupos de tamaños (Mapa 2.2). En total se contabilizan 12 núcleos de gran tamaño 15 de tamaño medio y 2 605 pequeños fragmentos de hábitat (Tabla 23).

A pesar de su apariencia casi continua, los núcleos de gran tamaño se individualizan en áreas aisladas de diferente extensión. La mayor parte de los grandes núcleos se sitúa en el borde sur de Asturias, en el eje de la cordillera. Alguno de ellos tiene proyecciones hacia el interior de la región siguiendo las sierras de menor altitud, como es el caso de la Sierra de los Lagos en el occidente, la Peña Manteca en Belmonte o el Aramo en la zona centro. La sierra del Cuera en el Oriente y un enclave en los Oscos son los puntos más extremos y también más aislados de este conjunto de grandes núcleos.

Núcleos	Tamaño (ha)	Tamaño medio (ha)	Número de núcleos	% Asturias
Grandes	>1250	14 513	12	16.42
Medianos	1250-500	782.5	15	1.1
Pequeños	500-2.5	18.2	2 605	4.48
Total	cualquiera	88.6	2 632	21.90

Tabla 23. Parámetros de los distintos tipos de núcleos.

trictivo de usos hasta una franja de 500 m desde la ribera del mar estableciendo una *Zona de Influencia y Delimitación del Suelo No Urbanizable de Costas* con esta delimitación mínima. Lo que hace que la legislación asturiana sea aún más restrictiva que la ley nacional respecto a los usos del territorio en esta franja.

Los humedales son poco abundantes en la región y también de tamaño reducido, sin embargo es amplia la lista de especies catalogadas de flora o fauna que en ellos se asien-

Mapa 22. Áreas núcleo consideradas en el análisis.

Cinco de los quince núcleos de tamaño medio se localizan próximos a los grandes (en distancia euclidiana) y podrían interpretarse como el resultado de la desagregación de éstos. Los otros se encuentran en mayor grado de aislamiento que se analizará más adelante

Los pequeños fragmentos de hábitat se localizan dispersos por toda la región, aunque destacan especialmente en altitudes medias. Del resultado de las distancias euclidianas

a los núcleos de mayor tamaño (Tabla 24) se deduce que los pequeños fragmentos ocupan más territorio en la proximidad de los grandes núcleos, como cabe esperar si la aparición de los fragmentos se debe a la desagregación y ruptura de estos núcleos.

nal.

Grandes zonas agrícola-ganaderas

Las consideradas como grandes zonas agrícola-ganade-

Clase de distancia euclidiana	Superficie de la clase (ha)	Superficie de los fragmentos en la clase (ha)	% del total de la superficie fragmentos en la clase
1.00	637 095.25	52 897.25	73.28
2.00	197 731.75	10 790.50	14.95
3.00	138 682.50	5 925.00	8.21
4.00	69 063.50	1 903.25	2.64
5.00	17 987.00	670.00	0.93
Total	1 060 560.00	72 186.00	100.00

Tabla 24. Distancias euclidianas de los pequeños fragmentos de hábitat a los núcleos grandes y medianos.

Mapa 3.2. Valores de impedancia debida a la vegetación

Se puede apreciar que las zonas de menor resistencia se concentran en el eje de la cordillera, en las zonas más altas y con mayor relieve, donde se conservan las más extensas superficies boscosas, por el contrario en la zona centro y costera y en los fondos de valles con llanuras aluviales se sitúan las áreas de mayores valores de resistencia, asociadas a los formaciones herbáceas y al medio más humanizado (urbano e industrial). Más del 58 % de Asturias presenta un grado de naturalidad vegetal alto-medio (Tabla 25), el resto del territorio está bajo fuertes presiones o formando parte de prados y pastos. Las resistencias medias asociadas a matorrales y plantaciones forestales se sitúan en una posición intermedia a modo de transición entre los extremos siendo más frecuentes en las alas de la región que en la zona central, especialmente en el occidente, donde la dominancia de los suelos silíceos ha favorecido la expansión de los brezales como fruto de la degradación del bosque origi-

ras se sitúan sobre todo en las zonas bajas y llanas de la región (Mapa 4.2), como la rasa costera del occidente o la depresión mesozoica central donde los materiales blandos y las pendientes suaves facilitan el manejo agrícola. Hay cuatro excepciones a este hecho situadas en las llanuras aluviales de Lena, Teverga y Piloña y en los paleorelieves de la de la Sierra de Tineo, en todos los casos superficies de poca pendiente (Tabla 26). En total son 16 zonas, que representan un 10.1% del total de Asturias y de tamaño comprendido entre las 2 008 y las 35 614 ha, con un tamaño medio de 6 704.5 ha.

Mapa 3.2. Valores de impedancia debida a la vegetación

Se puede apreciar que las zonas de menor resistencia se concentran en el eje de la cordillera, en las zonas más altas y con mayor relieve, donde se conservan las más extensas superficies boscosas, por el contrario en la zona centro y costera y en los fondos de valles con llanuras aluviales se sitúan las áreas de mayores valores de resistencia, asociadas

Tabla 25. Porcentajes de distribución de los distintos tipos de resistencias debidos a la vegetación actual.

Resistencia	% de Asturias	Tipo
1	22.1	Bosques (+ castañedos), Dulceacuícola, Halófila
5	0.2	Matorrales de alta montaña
10	9.7	Piornales, Rupícola
20	26.1	Matorrales
25	9.2	Plantaciones forestales
40	30.2	Cultivos e invernaderos, Herbáceas
100	2.5	Urbano e Industrial

das a las formaciones herbáceas y al medio más humanizado (urbano e industrial). Más del 58 % de Asturias presenta un grado de naturalidad vegetal alto-medio (Tabla 25), el resto del territorio está bajo fuertes presiones o formando parte de prados y pastos. Las resistencias medias asociadas a matorrales y plantaciones forestales se sitúan en una posición intermedia a modo de transición entre los extremos siendo más frecuentes en las alas de la región que en la zona central, especialmente en el occidente, donde la dominancia de los suelos silíceos ha favorecido la expansión de los brezales como fruto de la degradación del bosque original.

Grandes zonas agrícola-ganaderas

Las consideradas como grandes zonas agrícola-ganaderas se sitúan sobre todo en las zonas bajas y llanas de la región (Mapa 4.2), como la rasa costera del occidente o la depresión mesozoica central donde los materiales blandos y las pendientes suaves facilitan el manejo agrícola. Hay cuatro excepciones a este hecho situadas en las llanuras aluviales de Lena, Teverga y Piloña y en los paleorelieves de la de la Sierra de Tineo, en todos los casos superficies de poca pendiente (Tabla 26). En total son 16 zonas, que representan un 10.1% del total de Asturias y de tamaño comprendido entre las 2 008 y las 35 614 ha, con un tamaño medio de 6 704.5 ha.

Pendiente en grados	% en Asturias	% en grandes área agrícolas	% en zonas sin infraestructuras
0 - 5	15.6	49.8	2.0
5-10	12.9	25.3	4.0
10 -15	16.5	15.3	9.1
> 15	61.8	9.6	84.9
15-20	17.0	6.9	14.5
20-25	15.6	2.18	19.8
25-30	11.9	0.43	21.6
30-40	9.0	0.06	23.4
40-90	1.5	0.01	5.2

Tabla 26. Relación de la pendiente con las grandes zonas agrícolas y las grandes zonas sin infraestructuras

Grandes zonas sin infraestructuras

Las grandes zonas sin infraestructuras (más de 3 000 celdas) son un total de 51. En total representan el 19 % del territorio estudiado, con un tamaño medio de 3 982 ha. Se sitúan preferentemente en el eje de la cordillera y en los altos de las sierras de los Lagos y el Estoupo en el occidente y de las sierras del Cuera y el Sueve en el oriente (Mapa 5.2), asociadas a zonas con fuerte relieve.

Siguiendo el límite provincial sur se aprecian las estrechas discontinuidades producidas en todos los puertos de montaña y las más importantes del entorno de Pajares, Leitariegos y Degaña.

Estas áreas sin infraestructuras, en gran medida coinciden con los grandes núcleos donde se preservan valores ecológicos, mientras que en el resto del territorio los núcleos aparecen en una proporción considerablemente menor (Tabla 27), lo que coincide con la opinión de muchos autores en cuanto al efecto negativo de las infraestructuras lineares sobre la biodiversidad (Forman y Alexander, 1998; Trocmé y col., 2003). Las principales excepciones se dan en las sierras del occidente, en las que sin embargo o bien se localizan núcleos de menor tamaño o bien pequeños fragmentos de hábitat que coinciden con áreas donde aparecen al menos 3 especies catalogadas (ver análisis gap de la fauna).

Mapa 5.2. Grandes zonas sin infraestructuras

En estos pocos casos en los que las áreas no coinciden con grandes núcleos suelen presentar signos de presiones debidas al uso (extensos brezales, resultado de deforestaciones y transformaciones históricas), o son zonas de alta frecuencia de incendio (Alvarez García y Marquínez eds., 2006) y con signos de erosión del suelo.

	No núcleo	Núcleo	Total
Con Infra	73.82	7.04	80.85
Sin Infra	9.78	9.37	19.15
Total	83.59	16.41	100.00

Tabla 27. Porcentajes de la superficie de Asturias en función de la presencia de núcleos e infraestructuras.

Barreras de tránsito

El procedimiento descrito en el capítulo metodológico tiene como resultado espacial el mapa de barreras (Mapa 6.2). En este mapa se observa cómo las zonas con alto impacto por la presencia de carreteras y de zonas urbanas se localizan en el área de influencia del triángulo formado por los tres grandes núcleos de población asturianos (Gijón, Oviedo y Avilés). Se observa además una franja continua a lo largo del área central de norte a sur, desde Gijón y Avilés hasta los pasos del Huerna y Pajares. Aparecen también dos franjas de impacto paralelas a la costa; la primera discurre próxima a la propia línea de costa, y corresponde a zonas de interés turístico y agrícola-ganadero, con edificaciones dispersas. La segunda franja coincide con las infraestructuras que parten hacia ambos lados desde Oviedo, y a las poblaciones que se encuentran a lo largo de las mismas. También es de destacar la fuerte presión en el valle del Nalón entre Pola de Laviana y la

unión con el Caudal, así como en la parte baja del Aller.

Mapa 6.2: barreras de tránsito coloreadas según el número de criterios involucrados en su definición.

Las uniones entre las dos franjas paralelas a la costa forman una compleja malla que encierra intersticios que corresponden, en muchos casos, a zonas libres de impactos. En otras zonas, como en el extremo norte de la franja central del área estudiada, a la altura del Cabo Peñas, la alta densidad de edificaciones y de carreteras determina la existencia de parches libres de pequeño tamaño y aislados entre sí por zonas que, en algunos casos, presentan un alto impacto.

Por otro lado, en algo más de un tercio de las zonas excluidas (36.7 %) se produce más de un tipo de impacto (Tabla 29), esto representa un 7.8 % del área de estudio.

Integrando los valores en la superficie de fricción

La *superficie de fricción* resultante (Mapa 7.2 ver CD) está muy condicionada por las barreras que determina la situación de las mayores fricciones, de forma que los valores menores o iguales a 70 ocupan el 25.3 % del total de Asturias. Los valores más bajos sin embargo están principalmente determinados por la situación de los bosques y la vegetación madura, valores de 5 ó menos ocupan un 23.4 %, quedando un 51.1 % de Asturias con valores interme-

Áreas de exclusión: tipo de impacto	Superficie (± 0.5 ha)	Porcentaje respecto a Asturias (± 0.05 %)	Porcentaje respecto a las Áreas de excl. (± 0.05 %)
Impacto de las infraestructuras	106 001.8	10.0	46.7
Alta densidad de infraestructuras	154 556.8	14.6	68.0
Impacto de las zonas urbanas	62 267.3	5.9	27.4
Zonas urbanas	23 536. 0	2.2	10.4
Entorno de grandes zonas urbanas	32.355.5	3.1	14. 2
Alta densidad en entorno 3x3 de celda urbana	18 438.0	1.7	8.1
Alta densidad en entorno 9x9 de celda urbana	11 524.8	1.1	5.1
Alta densidad en entorno 27x27 de celda urbana	6 519.3	0.6	2.9
Áreas de Exclusión	227 199.3	21.4	100.0

Tabla 28. Áreas de exclusión según los distintos tipos de impacto ambiental considerados.

El impacto relativo de las distintas infraestructuras de transporte y las zonas con alta densidad de carreteras son los impactos que afectan una extensión mayor de territorio, 10 y 14.6 %, respectivamente (Tabla 28). No obstante, el impacto de las edificaciones y zonas urbanas es también importante (hasta un 5.9 % de Asturias según el tipo de impacto considerado).

dios (> 70 y < 5) que también tienen una posición geográfica intermedia entre los valores extremos, observándose un gradiente entre el buen estado de la zona sur de la región en el eje de la cordillera y el malo de la zona norte en la costa. Este gradiente tiene una expresión mucho más severa en la zona central donde casi han desaparecido las fricciones moderadas, dejando un tránsito mucho más abrupto

Áreas de Exclusión: núm. de criterios	Superficie (± 0.5 ha)	% respecto a Asturias (± 0.05 %)	% respecto a las áreas de exclusión. (± 0.05 %)
1	143 830.3	13.6	63.3
2	55 299.5	5.2	24.3
3	11 847.8	1.1	5.2
4	5 395.8	0.5	2.4
5	3 693.3	0.3	1.6
6	4 279.5	0.4	1.9
7	2 853.3	0.3	1.3
Áreas de Exclusión	227 199.3	21.4	100.0

Tabla 29. Áreas de exclusión según el número de criterios que se solapan.

entre los valores extremos de fricción y muy sesgado hacia los valores altos indicando un mayor deterioro del medio natural en este área

La distribución de las fricciones en el territorio difiere considerablemente entre los núcleos y la matriz (Tabla 30) como cabía esperar, la principal diferencia estriba en las clases altas de fricción que alcanzan sólo un 3.5 % de los núcleos (25.3 % del total de Asturias), al contrario que las fricciones muy bajas que son notablemente más frecuentes en los núcleos.

Valor de fricción	% Asturias (± 0.05 %)	% en los núcleos (± 0.05 %)
0	9.68	27.34
1	13.68	10.73
5	0.02	0.08
Subtotal baja	23.38	38.15
10	12.74	27.38
15	0.02	0.01
20	17.39	19.15
25	7.00	0.11
30	1.94	5.94
40	12.26	5.77
60	0.01	0.01
Subtotal media	51.36	58.37
70	17.96	3.20
80	5.21	0.26
90	0.51	0.00
100	1.58	0.02
Subtotal alta	25.26	3.48

Tabla 30. Clasificación de los Valores de fricción en el territorio y en los núcleos.

Distancia efectiva

La distancia efectiva a un núcleo de más de 500 ha es muy alta en la zona central y gran parte de la zona costera de Asturias. Esto coincide con dos hechos: la ausencia de núcleos de entidad y la alta resistencia del territorio en estas zonas (Mapas 2.2 y 7.2). También se observa el relativo aislamiento de los núcleos del Suevo, el Cuera, los Oscos y de las sierras de Bustellán en Valdes y Bodenaya y Calabazos en Salas, que se manifiesta en el aspecto de islas que adquieren el mapa de distancia efectiva (Mapa 8.2), aunque en estos casos hay una relativa proximidad a otros núcleos de mayor entidad; sin embargo el aislamiento terrestre del Cabo Peñas es más grave ya que está completamente rodeado por amplias zonas de muy alta distancia efectiva, lo que pone muy difícil su conexión con otros núcleos de entidad, siendo en la práctica una zona perdida de conexión.

Las zonas de mayor distancia efectiva se corresponden con las zonas en las que la pérdida de biodiversidad está avanzada o al menos la pérdida de hábitat.

Mapa 8.2. Distancia efectiva a un núcleo de más de 500 ha.

Mapa 9.2. Área de influencia de los núcleos grandes y medianos.

Cada uno de los núcleos tiene asociada un área de influencia (Mapa 9.2), algunas zonas de estas áreas pueden estar a muy alta distancia efectiva en estos casos la influencia del núcleo es muy débil, a mayor distancia efectiva menor influencia del núcleo sobre el área.

Caminos óptimos

Los caminos óptimos entre los núcleos más próximos, constituyen el esqueleto de los corredores diseñados y se organizan en tres niveles de escala.

Corredor de primer nivel

Discurriendo por el sur de la región a través de la zona más montañosa se organiza el eje principal que mantiene en la actualidad la función de corredor (Mapa 10.2), aquí se localizan la mayoría de las zonas con núcleos de gran tamaño, formando casi un continuo de este a oeste, de importante valor. Algunas excepciones a este hecho se producen en la conexión de los núcleos más alejados en ambos extremos (este y oeste de la región) y en las proximidades de principal eje de infraestructuras en dirección norte-sur (Huerna-Pajares).

La conexión de los núcleos en este corredor, se estructura en cortos caminos pero generalmente anchos debido a la anexión de numerosos pequeños parches de valor ecológico que se encuentran a menos de 500 m del camino marcado. El corredor resultante del análisis marca un camino de conexión que además incrementaría la superficie total de hábitat útil en la zona sur (los grandes núcleos).

El corredor está configurado por 2 587 ha de parches de tamaño medio; 3 819 ha de tamaño pequeño; 86 650 ha de zonas de muy baja resistencia, que en su mayor parte están incluidas en los propios núcleos. Esto supone añadir a la propuesta tan sólo un 3.5 % de superficie regional que no forma parte de los núcleos y sin embargo mejoraría de forma importante la conectividad de un alto número de especies.

En total este corredor discurre a lo largo de 9 054 celdas (50 x 50 m/celda), incluyendo el camino principal y las bifurcaciones, con una impedancia acumulada de 1 267 468 unidades lo que implica una impedancia media de muy bajo valor (3 imp/m).

Mapa 10.2. Corredor de la montaña asturiana: A) itinerario del corredor con las áreas que lo configuran indepen-

dientemente de su pertenencia a los grandes núcleos. B) se resaltan los espacios que se añaden a los grandes núcleos.

De la distribución de los núcleos a conectar (Mapa 2.2) se deducen tres zonas más débiles en este corredor: la conexión del extremo más occidental en los Oscos con la Sierra de los Lagos (A1, en Mapa 10.2) la conexión entre los núcleos orientales y occidentales en las inmediaciones del puerto de pajares (A2, en Mapa 10.2); la conexión del núcleo más oriental, en El Cuera, con los Picos de Europa (A3, en Mapa 10.2).

El conector A1 ocupa un territorio de gran interés que acumula valores muy significativos, tanto de fauna como de flora y vegetación, a pesar de su innegable deterioro y alta fragmentación. De la superposición con la capa de vegetación se observa que este conector incorpora numerosos rebollares, carbayedas, alisedas, madroñales e incluso alcornoques, de pequeño tamaño. A pesar del deterioro producido por la alta frecuencia de incendios (Álvarez García y Marquínez eds., 2006) y la deforestación, no es una zona con alta presión humana, ni con actuales intereses industriales o urbanos que impidieran su recuperación. Con la recuperación de este conector se obtendrían con seguridad resultados muy interesantes para el flujo biológico.

El conector A2 discurre por un territorio, al este de la autopista del Huerna (AP-66) en su mayor parte incluido en los LICs de Valgrande y Aller-Lena y que conserva zonas de gran valor pero muy fragmentadas y con importantes impactos derivados de la autopista, carretera, ferrocarril y algunas pistas bastante transitadas. La principal barrera es la carretera de Pajares (N630) en su tramo alto, ya que la autopista y el ferrocarril tienen numerosos túneles que los hacen más permeables. De gran importancia por su situación son los túneles del Pando y el Negrón de 2673 y 8244 km respectivamente, que aumentan de forma muy importante la permeabilidad en la zona. Aunque de menor importancia existe otra barrera que suma sus efectos a las ya citadas, se trata de una pista de gran anchura y longitud, que pasa bajo el pico tres concejos y se dirige hasta la sierra de Carroceda atravesando el núcleo del corredor.

Este tramo conector merece un trato especial dado que está actualmente funcionando como el más importante punto de fractura entre poblaciones de fauna de montaña a ambos lados, como es el caso de oso o el rebeco (Nores y Naves, 1993; Naves y col., 2003; García, 2005).

En la zona por la que discurre el conector hay bajas impedancias que permiten diseñar un corredor ancho, incorporando parches de gran tamaño. Desde el puerto de Pajares hasta la zona de Vegarada-San Isidro, que geológicamente corresponde con la denominada Cuenca Carbonífera Central, el sustrato del eje de la Cordillera está constituido casi exclusivamente por alternancias de pizarras y areniscas del Carbonífero, que pueden incluir algu-

nos niveles de calizas, generalmente de muy poco espesor y continuidad lateral, capas de carbón y algunos conglomerados. Es un sustrato homogéneo, predominantemente siliciclástico y a él se asocian relieves más suaves que los situados al Este y Oeste (sobre todo por la ausencia de formaciones de calizas potentes) dejando pocas zonas de refugio para la gran fauna (García y col., 2006 y García, 2005). Esto, junto con la proximidad e intensidad de las presiones derivadas del uso del territorio, que se caracteriza por una intensa ocupación de los fondos de valle por desarrollos urbanos e industriales, impulsados por la minería del carbón, permiten explicar la ruptura en la continuidad de los núcleos en la cordillera.

En el extremo oriental de Asturias, el conector A3 discurre por el sur del concejo de Llanes incorporando los hayedos del sur del Cuera y atravesando el concejo de Cabrales. Tiene que atravesar la C6312 entre Carreña y Poo e incorpora territorios de las invernales de Nava y numerosos encinares (Carreña, márgenes del Cares) carbayedas eútrofas y oligótrofes (invernales de Forcao, y Arroyo de la Dehesa) y castañedos, hasta enlazar con el límite del núcleo de Picos de Europa. La zona por la que discurre este conector es litológicamente heterogénea con alternancia de sustratos silíceos y calcáreos de norte a sur lo que le aporta una gran heterogeneidad de comunidades vegetales. El principal punto conflictivo es el cruce de la carretera comarcal de Cabrales que requeriría la construcción de pasos de fauna convenientemente diseñados.

El resto de los núcleos están próximos entre si y los conectores son siempre de poca longitud. Los principales puntos débiles son los cruces de las principales infraestructuras (Mapa 6.2).

Corredores de segundo nivel

Un segundo grupo de corredores son los corredores transversales de tamaño medio que comunicarían los núcleos de tamaño medio con los grandes núcleos (Mapa 11.2). Muchos de los núcleos a conectar están en las proximidades de los grandes parches de hábitat y su unión es a través de cortos conectores, conseguir esta unión recuperando estos corredores aumentaría el área efectiva de grandes núcleos con poco coste.

En total estos corredores suman 2 647 celdas con una impedancia media de 11.7 impd/m e incorporan 743 ha de fragmentos de hábitat y 2 125 ha de impedancia baja, parte de la cual ya pertenece a un núcleo.

Cinco de los núcleos de tamaño medio están muy alejados de otros de gran tamaño, en estos casos la conexión es más costosa se trata de:

- Núcleo del Cabo Peñas (B1, Mapa 11.2): con un altísimo grado de aislamiento no solo por la distancia al núcleo más próximo sino también por altísimo coste que acumula

su conexión (un orden de magnitud superior al siguiente, Tabla 30), debido a que tiene que atravesar zonas muy humanizadas del área central y las barreras más importantes de Asturias. Lograría su conexión mas próxima a través de la zona sur de Grado con el núcleo del Aramo/centro, si bien de momento esta conexión se acerca a lo imposible, siendo bastante evidente el importante grado de aislamiento que presenta el triangulo al N de la autopista Y hacia el Cabo Peñas.

- Núcleo del Sueve (B2, Mapa 11.2): es el siguiente en cuanto a grado de aislamiento (Tabla 30), se conectaría con la zona de Ponga/Amiela atravesando Parres con un elevado coste, especialmente marcado por la necesidad de atravesar la nacional 634 y su área de influencia.

- Núcleos de Salas (son dos muy próximos) (B3, Mapa 11.2): se conectarían a través de Belmonte con el núcleo de Somiedo, su coste es menor que los anteriores (Tabla 31) y a nuestro parecer fácilmente abordable dado que no implica la realización de grandes obras para adecuar pasos de fauna.

- Núcleo del sur de Valdes/norte de Tineo (B4, Mapa 11.2): se conecta atravesando Tineo con la Sierra de Fonfaraón en el límite entre Tineo y Allande. El coste es parecido al anterior.

Núcleo	Coste
Valdés	88 866.2
Salas 1	68 724.8
Salas 2	89 610.0
El Sueve	158 957.0
Cabo Peñas	1 107 217.0

Tabla 31. Coste asociado a la conexión de los núcleos más alejados de tamaño medio.

Corredores de tercer nivel

Se trata de corredores transversales de pequeño tamaño. Estos estrechos corredores unen los pequeños fragmentos de hábitat de menos de 500 ha a algún núcleo de tamaño medio o grande, por lo general discurren en zonas de alta impedancia y rodeados de pocas zonas de alto valor, como se deduce de la escasa superficie que incorporan como zonas de baja impedancia (excepto en las áreas próximas a los grandes núcleos) (Mapa 12.2).

La impedancia media medida sobre todos los itinerarios de este tipo es de 26.5 frente a los 11.7 de los itinerarios de tamaño medio y los 3 del corredor sur. En total suman 65 748 celdas, siendo con mucha diferencia la red mas larga de los tres niveles establecidos.

Los itinerarios en general son cortos, las máximas distancias son las que hay que recorrer para unir los pequeños

núcleos del área central. Es de destacar el problema ya apreciado del aislamiento del triangulo del Cabo Peñas, confinado por la autopista A8 y los núcleos de población de Gijón y Avilés que impiden su comunicación con otras zonas de valor ecológico. Se añade además el hecho de que la zona presenta una fuerte alteración con numerosas vías de comunicación y un extenso uso agrícola que ha reducido en gran medida su naturalidad. Cuenta como principal valor la zona costera con el área del cabo peñas donde aún se conservan ecosistemas como los brezales halófilos y los acantilados costeros y en donde la costa ejerce la función de conector. Hacia este punto se dirigen los caminos que unen los restos de hábitat natural de la zona.

Otra importante zona de aislamiento es la situada al norte de la nacional 634 cuyos caminos se dirigen bien al Sueve o al Cuera dos de los *hubmay* de menor tamaño y de los que ya se ha destacado su aislamiento respecto al resto. Sin embargo aquí son muy numerosos los fragmentos con alto valor. Destacan las carbayedas de los concejos de Sariego y Piloña, muy abundantes aunque fragmentadas, cuya agregación se consigue con los corredores establecidos en la zona.

La zona de media montaña del occidente presenta una situación algo mejor, aunque una alta proporción de caminos convergen al núcleo de los Oscos. Éste tiene una fácil comunicación con el importante núcleo que comienza en la Sierra de los Lagos

La zona costera occidental sin embargo se observan pocos restos de hábitat natural. En la actualidad esta zona esta ocupada de manera casi continua por cultivos agrícolas o forestales que han disminuido en gran medida sus valores naturales. Estos están muy dañados por la presión humana sobre la zona media y baja de Asturias.

La red ecológica de Asturias

La propuesta de red representa un 33.9 % del total de Asturias (Mapa 13.2, ver CD) incorpora buena parte de la costa, los principales cauces fluviales, y las pequeñas zonas húmedas dispersas por la región, todos los núcleos de hábitat de más de 500 ha (grandes y medianos) y los caminos óptimos de conexión de los núcleos. Los caminos óptimos se incorporan con unas zonas buffer a su alrededor, constituidas por todos los pequeños fragmentos de hábitat y las zonas de muy baja impedancia a una distancia del camino que se función del tamaño de los núcleos que une. Se incorporan muchos pequeños parches en zonas de altitudes medias y bajas, en las rutas de los corredores, que aportan un importante nivel de continuidad.

La red de conectores entre núcleos supone un total de 3 873 km, el 84.89 % de los cuales están en la red de tercer nivel, uniendo los pequeños núcleos. A esto hay que sumar 1 228 km de cauces fluviales, con función de corredor para las especies fluviales estrictas; los humedales y el 75 % de la costa.

Todas las unidades vegetales cumplen lo porcentajes de conservación establecidos como objetivos en el análisis GAP del capítulo 1 (Tabla 32), excepto los lauredales de los que se protege un 17.3 % de sus 13 ha existentes y la vege-

tación de costas arenosas de la que se protege un 17.06 %, en lugar del 20 establecido como objetivo a priori, debido al pequeño tamaño de cada uno de los polígonos que los constituyen y a su alejamiento de núcleos o corredores.

Tabla 32. Objetivo de protección mínimo y conseguido por la propuesta de red en cada unidad considerada. En rojo las unidades que no alcanzan el objetivo de protección.

Unidad de vegetación	Objetivo de protección [%]	Protección con la propuesta [%]
BOSQUES	20	
Hayedos	20	92.54
Bosques mixtos eútrofos con carbayo	20	58.49
Bosques oligótrofos con carbayo	20	51.29
Rebollares oligótrofos	20	63.77
Tilares	20	77.42
Robledales albares xerófilos	20	89.55
Bosques umbrófilos con roble albar	20	89.13
Bosques mixtos eútrofos con roble albar	20	77.44
Bosques mixtos oligótrofos con fresno y arce	20	65.77
Abedulares orocantábricos altimontanos	20	95.57
Alisedas	20	45.46
Fresnedas con arce	20	69.20
Bosques de sauce blanco	20	59.17
Alisedas pantanosas	20	72.41
Encinares	20	91.50
Carrascales	20	92.67
Alcornocales	20	77.64
Lauredales	20	17.31
Tejedales	20	98.08
CASTAÑEDOS	0	48.70
BOSQUES JÓVENES	20	
Bosques jóvenes con arce y fresno	20	76.13
Bosques jóvenes con abedul	20	37.00
Acebedas	20	73.67
FORMACIONES ARBUSTIVAS	15	
Formaciones de serbal de cazadores	15	73.60
Formaciones de laurel	15	53.39
Formaciones de arraclán	15	71.06
Formaciones de avellano	15	61.78
Formaciones de roble rosado	15	78.29
Formaciones de rebollo	15	60.37
Madroñales	15	90.91
Formaciones de carbayo	15	80.84
Formaciones de escuernacabras, agracejo y grosella	15	99.28
Formaciones de encina	15	69.31
Formaciones de <i>Phyllyrea media</i>	15	62.16

Unidad de vegetación	Objetivo de protección [%]	Protección con la propuesta [%]
SAUCEDAS		
Saucedas de salguera de hoja estrecha	15	55.88
Saucedas de salguera cantábrica	15	96.50
Saucedas de salguera negra	15	46.47
MATORRALES		
Piornales de <i>Genista polygaliphylla</i> y <i>Cytisus scoparius</i>	10	48.04
Piornales de <i>Genista polygaliphylla</i> y <i>Cytisus cantabricus</i>	10	61.07
Formaciones de brezo blanco	10	45.00
Aulagares de <i>Genista occidentalis</i> con <i>Ulex europaeus</i>	10	44.64
Aulagares de <i>Genista occidentalis</i> sin <i>Ulex europaeus</i>	10	83.52
Aulagares con <i>Genista legionensis</i>	10	76.03
Escobonales de <i>Cytisus scoparius</i>	10	14.76
Escobonales de <i>Cytisus cantabricus</i>	10	81.90
Escobonales de <i>Cytisus multiflorus</i>	10	87.18
Escobonales de <i>Cytisus striatus</i>	10	74.17
Escobonales de <i>Cytisus oromediterraneus</i>	10	66.67
Brezales tojales con <i>Ulex europaeus</i>	10	19.21
Brezales tojales con <i>Ulex gallii</i> s.l.	10	40.43
Brezales tojales con <i>Ulex gallii</i> s.l. con <i>Erica mackaiana</i>	10	15.97
Brezales de brezo rojo	10	28.11
Matorrales de brechina	10	93.93
HELECHALES Y ZARZALES		
	10	10.36
FORMACIONES HERBÁCEAS		
	-	
Prados	0	7.14
Pastos	10	53.00
Lastonares calcícolas	10	55.12
Formaciones de <i>Sesleria caerulea</i> y <i>Carex sempervirens</i>	10	79.13
Cervunales	10	60.07
VEGETACIÓN HALÓFILA		
	20	
Vegetación halófila de marismas y estuarios	20	90.88
Acanilados	20	72.16
Vegetación halófila de costas arenosas	20	17.06
VEGETACIÓN DULCEACUICOLA		
	20	41.58
VEGETACIÓN CASMOFÍTICA		
	20	
Vegetación casmofítica calcícola	20	86.52
Vegetación casmofítica silicícola	20	57.53
Depósitos aluviales de gravas y cantos	20	66.42
VEGETACIÓN SUBALPINA		
	20	
Aulagares con <i>Juniperus alpina</i>	20	99.86
Piornales con <i>C. oromediterraneus</i> o <i>G. obtusiframca</i>	20	84.54
Vegetación subalpina calcícola	20	97.82

Unidad de vegetación	Objetivo de protección [%]	Protección con la propuesta [%]
Vegetación subalpina silícicola	20	81.58
Vegetación alpina calcícola	20	100.00
Céspedes psicroxerófilos	20	94.20
CULTIVOS E INVERNADEROS	0	4.69
Plantaciones de frondosas	0	2.07
Plantaciones de coníferas	0	1.60
MAR	-	67.06
RÍOS	20	67.20
EMBALSES	-	29.55
ÁREAS URBANAS E INDUSTRIALES	0	3.10

3.4 Discusión

Las características intrínsecas de la región asturiana (clima, relieve, usos del suelo, situación geográfica, demografía etc.) han favorecido la conservación de grandes valores naturales lo que la sitúa en una posición privilegiada para la consecución de un eficaz entramado ecológico, respecto a otros países y regiones europeas (Figura 3), estando además situada entre las regiones de Europa con mayor diversidad ecosistémica (Colina y col., 2003).

La conservación de los espacios que funcionan como corredores ecológicos y la creación de otros necesarios para incrementar la conectividad son puntos claves para la conservación de la biodiversidad. La optimización de los corredores diseñados para este fin es un trabajo que permite ajustar y reducir los costes de implantación de los mismos y aumenta sus expectativas de éxito.

Los estudios de la conectividad a escala (ecológica) del paisaje, sobre un conjunto de especies focales (generalmente vertebrados con grandes áreas de campeo y sensibles a la fragmentación), parecen ser los más aceptados para ofrecer soluciones aplicables a la planificación de usos del suelo para mejorar la conectividad (Noss y Beier, 2000). Dos aspectos que pueden mejorar la utilidad de estudios de estas características han sido considerados en este trabajo:

A.- La incorporación de especies dependientes de hábitats escasos (generalmente especies protegidas, i.e. de zonas húmedas) soluciona algunas de las críticas más comunes acerca la falta de atención hacia ellas cuando se usan grandes vertebrados como especies focales.

B.- Una escala geográfica detallada es además necesaria para permitir la utilización de algunas de estas especies, cuando el pequeño tamaño de sus hábitats podría perderse en escalas geográficas groseras (poco detalle). La escala detallada mejorará aún más la aplicación en territorios de tamaño medio o en ambientes muy fragmentados.

La conservación debe atender a los procesos ecológicos globales más que a protección de especies concretas, lo que justifica el análisis a escala del paisaje que, por ser más complejo y de resultados más inciertos, no suele ser el elegido por la mayoría de los autores.

Siguiendo un modelo de análisis jerárquico (*top-down*) propuesto por varios autores (Noss, 1990; Scott y col. 1993; Madock y Plessis, 1999), este capítulo trata de la conectividad general del paisaje (*top*). Para ello se ha abordado el análisis de la distribución conocida de las especies catalogadas, buscando una red de espacios naturales heterogéneos y representativos del medio natural primigenio y del actual, ligados entre sí por varios conectores que permitan el flujo de individuos sin barreras insalvables para, de esta manera, obtener una mayor área ecológica útil. Trabajos complementarios de mayor detalle ecológico (tamaño mínimo de mancha, proximidad entre ellas, etc.) deberán ser elaborados cuando los objetivos de conservación se refieran a especies en concreto aunque la elaboración de este tipo de trabajos requerirá de la toma de nuevos datos dado que, aparte de las especies catalogadas o de interés cinegético, apenas existe información con el suficiente nivel de precisión y detalle. Esto coincide con la apreciación de Noss (2004) respecto a que las bases de datos nacionales y regionales deberían ser mejoradas y complementadas para poder ser utilizadas en un análisis más preciso (*down*) sobre la biodiversidad de los ecosistemas.

La jerarquización realizada en este trabajo, en cuatro grandes grupos de especies (fluviales, costeras, de humedales y continentales), aporta otra vía más de cobertura de distintos taxa y confiere una mayor diversidad a los conectores.

En su extensión geográfica (10 600 km²) éste trabajo es algo más extenso que los planteamientos más habituales para este tipo de análisis y su grano, o tamaño de pixel, se

asemeja al utilizado por los trabajos más ambiciosos (Mayer y Cameron, 2003). Esto debería permitir extraer información útil incluso para los pequeños mamíferos, aunque el hecho de que no sea referida a ninguna especie en concreto puede enmascarar esta utilidad. Sin embargo, el uso de una lista tan amplia y diversa de especies emblemáticas, muchas de las cuales pueden funcionar como especies paraguas y casi todas como focales, garantiza la representación de muchos hábitats y especies.

3.4.1 Corredores fluviales

Asturias por su fuerte relieve y abundantes precipitaciones dispone de una densa red fluvial que dota a su paisaje de excelentes perspectivas de conexión ecológica.

A pesar de que la red fluvial (y riparia) es uno de los corredores más recorridos y de las importantes funciones de conducto y hábitat que se les atribuye (Wissmar, 2004; Lazdinis y Angelstam, 2003), estos son sistemas muy sensibles por su limitación espacial y la diferencia entre el elemento funcional y la matriz en la que se inserta, estando frecuentemente muy alterados (Lyon y Gross, 2005; Wissmar, 2004), lo que les hace merecedores de una atención especial. Según los datos de SIGMA (2006) Asturias no es una excepción a esta tendencia y presenta 224 obstáculos en su red fluvial de los que, al menos 58 son infranqueables para salmón (y por lo tanto sólo relativamente impermeables), 32 de los cuales también lo son para la anguila, pudiendo ser considerados obstáculos totales (infranqueables por extensión a cualquier especie fluvial estricta).

La necesidad de conservar el ritmo de las avenidas naturales, tanto en los caudales como en la extensión de las mismas, por las llanuras aluviales ha sido ampliamente demostrada (Junk y col., 1989; Grift y col., 2003). Estos parámetros: ritmos, flujos y extensión de las avenidas, se relacionan directamente con las migraciones de la biota, los intercambios laterales de nutrientes entre el canal y la llanura y la regulación de la complejidad del hábitat (Jongman, 2004). En Asturias alguna de estas funciones se ve limitada por el hecho de que más del 86 % de los ríos, con dos o más especies catalogadas, discurren paralelos a las vías de comunicación y a menos de 200 m de su zona de influencia o están constreñidos por zonas urbanizadas. La intensa ocupación urbana o industrial de las llanuras inundables, en los cauces aluviales de las zonas medias y bajas de la región, a propiciado la construcción de numerosas canalizaciones, que afectan a más de 197 km de márgenes fluviales (INDUROT, 2004), cuyo objetivo es la protección de los valores económicos, pero que impiden el comportamiento natural de los cauces en las avenidas, lo que perjudica la función natural de los ríos como corredores.

La simple desaparición de la vegetación riparia afecta notablemente a la función de corredor, no solo de las espe-

cies terrestres (Lazdinis y Angelstam, 2005) sino también de los mismos peces (Jones y col., 1999). No podemos hacer ninguna afirmación que constate este hecho en Asturias dado que las principales zonas con este tipo de impactos (Nalón medio) están enmarcadas por otras zonas de alto impacto: impactos térmicos en el curso bajo, que impiden la subida de los peces anadromos y embalses en su zona superior, que afectan a la distribución de las especies de cabecera, como el desmán de los pirineos. La ausencia de cualquiera de estas especies podría deberse, en consecuencia, a estas causas enumeradas, más que a las canalizaciones.

Las listas de especies protegidas raramente incorporan invertebrados que, en el ecosistema fluvial, son uno de los mejores indicadores del estado ecológico. El mejillón de río, incorporado en este análisis, es un buen indicador de calidad pero su distribución está limitada a los cauces con influencia de substratos silíceos del occidente de Asturias (Rosas y col. 1992) por lo que no aporta información en una buena parte del territorio asturiano. Las autoridades competentes, a instancias de la DMA promueven en la actualidad el análisis de los indicadores biológicos en todas las masas de agua, lo que ha llevado a multiplicar el número de estaciones en los que se realizan estos análisis. A medida que avanzan estos trabajos se dispondrá de resultados para tener una información más precisa al respecto del estado ecológico de los cauces.

Hay que destacar la pérdida de valor como corredor para la fauna acuática en el Navia debido a sus continuos embalses, casi hasta su desembocadura, y en los tramos altos del Narcea y Nalón por las mismas razones.

El Nora es el único cauce fluvial de Asturias en riesgo seguro de no cumplir los requisitos de la DMA (bases de datos de la CHN), principalmente afectado por las presiones de las fuentes de contaminación puntuales, tanto de origen urbano como industrial que, de momento, no pueden ser corregidas. El enorme volumen de vertidos emitidos no puede ser neutralizado por un cauce de tan escaso caudal, especialmente en el periodo estival. Las soluciones pasan por disminuir el volumen de vertidos o aumentar el esfuerzo de depuración, esta última solución implicaría unas inversiones económicas muy importantes que, de acuerdo con los preceptos de la DMA deben revertir en el coste del agua.

Lazdinis y Angelstam (2005) demuestran que el valor de los corredores fluviales no guarda relación con el ancho del cauce, sino con el tipo de vegetación de su ribera. En este sentido es muy importante el valor de los pequeños ríos costeros asturianos, muchos de los cuales conservan un buen estado de naturalidad y permiten atravesar, en numerosos puntos, la barrera costera de infraestructuras y edificaciones que discurre de Este-Oeste próxima a la costa, favoreciendo la comunicación a través de este importante

factor de aislamiento. Estos cauces suponen el único conector de envergadura entre ambos lados de las barreras, a pesar de que en numerosas ocasiones se trata de corredores demasiado estrechos para la gran fauna. Viaductos y túneles salvan localmente alguno de los obstáculos pero no tienen la continuidad norte sur de estos pequeños cauces.

La pérdida de la función de corredor de los cauces asturianos, debida a los múltiples obstáculos artificiales y alteraciones morfológicas o de calidad química de las aguas, es una evidencia ampliamente demostrada (Martín Ventura, 1999; García de Jalón, 1999; bases de datos de la CHN) que en este trabajo se constata una vez más. Sin embargo hay razones para la esperanza en el estudio evolutivo del estado de los cauces en los últimos 15 años, en los que se han construido escalas para peces en numerosos obstáculos, recuperando tramos fluviales para algunas especies (Pertierra de la Uz y col., 1999; Martín Ventura, 1999); se han construido las infraestructuras de colectores, interceptores y estaciones depuradoras de los principales vertidos urbanos (Fernández García y col., 2007), mejorando notablemente la calidad de las aguas de esos tramos y se han cerrado numerosos pozos mineros que contribuían a la contaminación de los cauces. La contrapartida está en las numerosas canalizaciones que alteran de manera permanente las condiciones naturales con efectos muy negativos para los flujos biológicos, especialmente en los intercambios laterales (Junk y col., 1989; Grift, 2001), sobre todo si tenemos en cuenta que las avenidas, en las que el río ocupa las llanuras aluviales, son el más importante factor que controla la biota en los ríos con llanuras (Jongman, 2004).

Como resumen de lo expuesto consideramos que las medidas más inmediatas y efectivas de protección y recuperación de los corredores fluviales habría que destacar:

- Medidas encaminadas a conseguir el incremento de la naturalidad del entorno fluvial en los tramos urbanos y canalizados (por ejemplo en el Nalón, Caudal y Piloña), aumentando la franja arbolada y de matorral en la proximidad de los cauces, que permitiera restaurar la función de conector para especies terrestres en algunos tramos dañados por estas presiones, y restaurar las funciones de las riberas en el ciclo de nutrientes y agua. Deberían tenerse en cuenta los ecotonos mínimos recomendados por algunos autores (Lazdinis y Angelstam, 2005) para la protección de diferentes funciones o grupos de fauna en los ecosistemas fluviales que varían entre 10-50 m para nutrientes, plantas, peces y anfibios y los 20-200 m para aves.
- Medidas encaminadas a reducir los impactos producidos por las centrales térmicas (por ejemplo la de Soto de Ribera, Soto de la Barca o Lada), que disminuyen la diversidad fluvial, debido la barrera térmica producida por el aumento de la temperatura del agua por debajo de su localización.

- Continuar con el plan de escalas para peces (del que se ha podido constatar su eficacia en algunas zonas), de manera que permitan salvar las presas que pudieran interponerse en el río o a las que ya están interpuestas a las especies fluviales presentes, teniendo en cuenta que pueden estar asociadas a otras barreras, como las térmicas, que anulan su eficacia.
- Seguir aplicando las medidas encaminadas a mejorar la calidad del agua a través de la depuración de los vertidos y del consumo racional. En algunos ríos menos presionados por embalses o canalizaciones (como es el caso del Esva y el Cares), en los que el nivel de nutrientes es elevado, el tratamiento de los purines, evitando su vertido a los cauces, tendrían un efecto positivo.

3.4.2 Corredores costeros y humedales

La mitad de los hábitats y especies mencionados en la Directiva de Hábitats se sitúan a lo largo de las costas europeas, lo que subraya la necesidad de conservar y conectar estas áreas dentro de un sistema coherente (Consejo de Europa - UNEP, 2003).

El corredor costero español, se encuentra presionado por el uso agrícola de los terrenos colindantes, que incluso se apropia de ambientes costeros, y por la presión urbana y turística especialmente en la época estival (Exposición de motivos de la Ley de Costas). Asturias no es ajena a esta problemática y entre 1950 y 1991 incrementó su población en la franja costera un 62 %, principalmente en la zona central (datos de la Consejería de Medio Ambiente y Urbanismo, 1995). A pesar de ello, en torno a un 75 % de la costa asturiana presenta un grado de conservación aceptable que se manifiesta en la presencia de alguna especie catalogada. La costa puede funcionar como un corredor importante, que comunicaría las comunidades costeras y las especies halófilas costeras a través de los acantilados, playas y dunas, dado que gran parte de las especies protegidas son propias de estos hábitats.

Los avances producidos por la Ley de Costas respecto a la situación anterior a su declaración son muy beneficiosos para la protección del medio costero y estuarino, ya que han supuesto notables restricciones en la ocupación del suelo público hasta una distancia de 100 m de la ribera del mar (Asturias ha incrementado esta franja de protección hasta los 500 m), incrementando el nivel de protección de toda la costa que incluso ha llegado a suponer, en algunos casos, la restauración de los hábitats naturales y la demolición de algunas infraestructuras en este ámbito, con la consiguiente recuperación del medio natural. Además *introduce mecanismos que favorecen la incorporación de terrenos al dominio público, ampliando la estrecha franja costera que actualmente tiene esa calificación demanial* (Exposición de motivos de la Ley de Costas).

Las principales barreras en la costa asturiana son las

ejercidas por las ciudades de Avilés y Gijón y su entorno más próximo. Por un lado el tipo de costa, dominado por litologías mesozoicas poco competentes (que producen acantilados menos estables) y, de manera más clara, la presión antrópica, (que provoca la amplia implantación urbana o industrial), pueden ser los determinantes de estas discontinuidades.

Otras medidas a tener en cuenta son las relativas al control de especies exóticas, algunas de carácter invasor, que pueden llegar a ser un importante problema en este corredor, especialmente en las áreas más vulnerables como las dunas y estuarios, donde serían necesarias acciones decididas para combatir o prevenir la implantación de especies invasoras y conservar la riqueza biológica de estos medios.

Con respecto a los humedales, es de destacar en primer lugar que en Asturias representan una muy baja superficie total a la vez que un alto valor y vulnerabilidad, tanto por su naturaleza como por su pequeño tamaño (más del 70 % de los humedales asturianos son menores de 5 ha). Algunos estudios (Margulles y col., 1988) indican la necesidad de proteger porcentajes de las zonas húmedas superiores al 75 %, si se quiere maximizar el mantenimiento de la riqueza específica y de los tipos de comunidades conjuntamente. Ambos razonamientos nos llevan a considerar todos los humedales en los que se encuentran especies catalogadas (0.55% de la región), como corredores de estricta protección. La declaración de figuras de protección para los humedales debería de ir acompañada de las medidas de conservación necesarias en cada uno de ellos. Medidas aplicables a todos ellos serían las relacionadas con la limitación de usos inadecuados en los humedales y, en particular, el frecuente uso por el ganado, para evitar el pisoteo de las plantas protegidas, evitar los problemas de turbidez, aporte de nutrientes y la introducción de especies invasoras, tanto de flora como de fauna a la vez que debe abordarse el control de las ya existentes.

La DMA ha supuesto un buen impulso a los trabajos de las distintas administraciones en el sentido de garantizar la conservación o mejora de la calidad del agua y nos hace albergar esperanzas futuras al respecto. Más difícil es el tema de las ocupaciones de los estuarios por el entorno urbano o industrial, que se ha consolidado con el paso del tiempo y hace muy improbable la vuelta a las condiciones naturales iniciales de la mayor parte de los estuarios cantábricos, aunque la DMA sí que previene contra la posterior ocupación de los mismos.

La comparación con los estuarios de Cantabria nos hace temer por el impacto de las especies de flora invasoras como *Baccharis halimifolia* o *Cortaderia selloana* que debería ser atajado antes de que la invasión supere el periodo de latencia, ya que después de estos periodos los gastos para su eliminación se multiplican, y las plantas alcanzan en poco tiempo una gran expansión (Torre Fernández, 2003).

3.4.3 Áreas núcleo

La selección de las áreas núcleo es probablemente el paso más decisivo en la generación de un red ecológica. De hecho, la mayoría de las llamadas redes son en realidad un conjunto de áreas núcleo seleccionadas en función de diferentes métodos en cada país o región, pero casi siempre con el objetivo final de conservar la mayor biodiversidad.

Aplicando el método seguido en este trabajo se selecciona una importante parte de Asturias por la presencia de cualidades faunísticas, de vegetación o flora de suficiente nivel para ser considerada como altamente valiosas. Algunas no pueden ser consideradas núcleo debido a su poca continuidad territorial. En conjunto un 21.9 % de Asturias podría configurar los núcleos de una red ecológica de conservación. Esta superficie se encuentra con una mayor concentración en el área de mayor relieve topográfico, como sucede en muchas otras zonas del mundo (Mendel y Kirkpatrick, 2002; Oldfield y col., 2004; Fearnside y Ferraz, 1995; Powell y col., 2000; Scott y col., 2001; Wright y col., 2001) aunque en este caso no se descuida el resto de la región, estando bien representados todos los medios.

En las proximidades de estos núcleos se localizan la mayor parte de los pequeños fragmentos de hábitat útil, como vestigios de la reciente desintegración de áreas núcleo. Invertir a tiempo la dirección de este proceso desintegrador de la naturalidad del territorio es posible y representaría una acción de enorme repercusión en el futuro de la biodiversidad de la región.

3.4.4 Superficie de fricción

Junto con la definición de los núcleos, el establecimiento de los valores de resistencia para el cálculo de la superficie de fricción, es el paso más importante en la obtención de los corredores ecológicos (Adriansen y col., 2003). A pesar de ello los trabajos consultados aplican distintos valores a la impedancia de las clases de hábitat que establecen (Gurrutxaga, 2004; Marull y Mallarch, 2005; Verbeylen y col., 2003). Esto no supone una contradicción ya que el valor absoluto asignado a cada píxel no es tan importante como la relación de unos valores respecto a otros (Villalba y col., 1998). Es decir: es más importante el factor ordinal que el cardinal, y aquí los errores son menos probables, como lo demuestra el alto nivel de coincidencia en el factor ordinal de los trabajos mencionados. Tampoco hay que olvidar que el valor de resistencia puede estar muy relacionado con las especies objeto del estudio, tanto en su valor absoluto como en la importancia o indiferencia de una determinada característica para una especie dada. En este trabajo al tratarse de un importante número de especies de variadas características se han aplicado criterios de uso común a la mayoría de ellas: como factores positivos la madurez evolutiva y estructural del hábitat, y como facto-

res negativos parámetros relacionados con la presión humana sobre el territorio.

Haciendo una reclasificación de las resistencias obtenidas en el análisis, el 23.38 % de Asturias tiene unas condiciones muy buenas para el tránsito biológico, por el contrario un 25.26 % formaría parte de las áreas de altas fricciones en el tránsito biológico, el resto del territorio se haya en posiciones intermedias.

La acumulación de infraestructuras constituye una infranqueable barrera, evitar la mortalidad causada por las mismas y recuperar alguna comunicación ecológica en el territorio aislado implica, no solo una serie de medidas de protección, sino también intervenciones complejas, abordando la construcción de pasos para la fauna, bajo o sobre las vías de comunicación, así como creando zonas de protección y direccionamiento entorno a las mismas, que inducen a la fauna a utilizar estos pasos artificiales. La tasa de carreteras por km² en Asturias era de 0.47% en 2004 (datos del Ministerio de Fomento, 2004), una alta densidad que nos coloca en el quinto puesto comparando con otras comunidades autónomas españolas, pero muy parecida al resto de comunidades de la cornisa cantábrica. Esta alta densidad viene condicionada por la estructura del relieve y por el tipo de poblamiento, más que por el número de habitantes, como lo demuestra el ratio de kilómetros de carreteras por mil habitantes, que en Asturias no es muy alto. Esta alta densidad de infraestructuras aumenta la fragmentación del hábitat, sin embargo el relieve también condiciona el tipo de infraestructuras. En la cornisa cantábrica las carreteras pueden fácilmente incorporar túneles y viaductos que tienen un efecto compensatorio al aumentar la permeabilidad de las vías. El uso de estas opciones frente a los desmontes y rellenos es muy aconsejable para disminuir el efecto negativo de las infraestructuras respecto a la permeabilidad para la fauna.

El efecto barrera de las infraestructuras de transporte puede reducirse si se considera su impacto en las primeras etapas del diseño de la misma. Por el contrario, cuando esta ya esta construida, el coste implicado en reducir su efecto es mayor (Iuell y col. 2003).

El grupo de expertos, del programa COST 341, propone la toma de medidas que permitan la *defragmentación* y que mejore la permeabilidad y el mantenimiento positivo de las infraestructuras existentes (Iuell y col., 2003; Toromé y col., 2003). Sería de gran utilidad utilizar sus propuestas no solo para diseñar las nuevas infraestructuras de la red de transporte sino también para corregir las ya existentes.

La mayor parte del territorio con baja fricción se encuentra en las zonas de mayor altitud y/o relieve donde no se han producido grandes asentamientos humanos y se conserva mejor la vegetación original. Estas zonas normal-

mente están espacialmente alejadas de las de alta fricción con unas áreas de posición y valores de fricción intermedios, sin embargo en la zona central de Asturias los valores muy altos y muy bajos de fricción están muy próximos sin apenas áreas intermedias. Esta zona coincide con la Cuenca Carbonífera Central, de litologías blandas y presencia de capas de carbón. El tipo de sustrato produce un relieve más suave y una red fluvial de tipo aluvial, con llanuras relativamente grandes, que junto con los recursos mineros han propiciado los asentamientos humanos y la explotación del territorio en una zona de muy alto valor natural. El resultado es una fuerte mezcla de áreas muy degradadas y muy valiosas que se refleja en los valores de fricción y que indica también una alta fragmentación del territorio.

3.4.5 Distancia efectiva y análisis de coste

El *análisis de coste* se presenta, en estas condiciones, como un método muy útil para analizar la conectividad del paisaje coincidiendo con otros autores (Verbeylen y col., 2003; Adriansen y col., 2003; Nikolakaki, 2004).

Al menos las zonas de distancia efectiva alta, y probablemente también las de media, se verían muy beneficiadas por la existencia de algún núcleo, que sería necesario recrear ante la ausencia de los mismos, para disminuir el efecto de su asilamiento. El problema de la ausencia de núcleos en estas zonas se agrava con la escasez de fragmentos de hábitat, en comparación con otras zonas de menor distancia efectiva.

Estudios recientes (INDUROT, 2006) proponen como principales zonas candidatas, para la recreación de núcleos en el área central de Asturias: el monte Naranco, las sierras de Aréo y Deva y el monte Gorfolí, por ser estos los espacios de cierta entidad geográfica que aún conservan alguna naturalidad y que se encuentran en el área de influencia de cada una de las tres principales áreas urbanas de la zona, con lo que además cumplirían la función de trama verde urbana (ligada al concepto de *greenway*). Esto debería ser complementado con algún espacio en la rasa occidental.

La incorporación de estos elementos como áreas núcleo disminuiría el número de celdas en la clase de *muy alta* distancia efectiva, al incorporar zonas de valor en los puntos intermedios de los corredores, que serían destino final de algunos caminos.

3.4.6 Caminos óptimos y corredores

El camino óptimo ha sido definido como la ruta que ofrece la mayor probabilidad de supervivencia a un individuo para atravesar la distancia entre un núcleo origen y otro destino (Walter y Craighead, 1997). Sin embargo este camino solo representa una sucesión de celdas resultado de la distancia efectiva entre los parches, su verdadera utilidad está condicionada por una anchura mínima que será diferente en función de la especie que lo use. El establecimien-

to de un corredor a través de un camino óptimo, frecuentemente necesitará de medidas adicionales de mejora de su entorno, o medidas encaminadas a evitar las presiones humanas sobre el mismo. En este trabajo se seleccionan los caminos óptimos y se *secuestran* los espacios con menor impedancia o mayor valor en su entorno para configurar el corredor.

Los corredores son estructuras de suma importancia biológica (Forman y Gordon, 1986; Jongman y Pungetti, 2004) pero también de gran debilidad (Simberloff y Cox, 1987). La misma definición de corredor como lugar de paso así lo evidencia, la garantía de su éxito depende enormemente de las decisiones administrativas o públicas al respecto. Las medidas más importantes son de dos tipos radicalmente distintos: a) medidas de acción como restauración de hábitat en los alrededores, ejecución de adecuados pasos de fauna sobre o bajo infraestructuras, donde no existan otras posibilidades, escalas para peces y/o anfibios en los saltos fluviales artificiales, etc.; b) medidas de omisión o prohibición como la regulación de los usos del territorio en franjas de suficiente tamaño alrededor de los caminos óptimos (Ej. limitación de construcción de nuevas infraestructuras o edificaciones, extracción de áridos etc.), la prohibición de la alteración de uso del suelo en el mismo camino, la prohibición de determinadas actividades en un entorno dado que pueda perjudicar al uso del corredor (pe. actividades ruidosas o contaminantes).

El análisis aquí propuesto localiza los principales puntos de actuación, lo que permite maximizar la eficacia con un mínimo coste económico o social

3.4.7 La red ecológica de Asturias

La propuesta de red resultante de este capítulo (33.9 % del territorio regional), alcanza a la propuesta del PORN vigente (30.3 %) y se aproxima al 37.7 % de la propuesta resultante del capítulo 1 de este trabajo, que sin embargo no constituyen una red sino un conjunto de espacios de interés para la conservación

Con el resultado obtenido, se consigue establecer una auténtica red, con espacios conectados por varios conectores de diferentes tipos y que representan todos los ecosistemas, como es aconsejable (Scott y col., 1993). Sigue habiendo una mayor selección de espacios de montaña, debido a que son los mejor conservados, como sucede en muchos otros lugares (Mendel y Kirkpatrick, 2002; Oldfield y col., 2004; Fearnside y Ferraz, 1995; Powell y col., 2000; Scott y col., 2001; Wright y col., 2001). Con esta propuesta se extiende la protección a las zonas de mayor vulnerabilidad del hábitat para la fauna, las de mayor riqueza específica para la fauna y flora catalogadas, los principales tramos fluviales y humedales y un amplio porcentaje de la costa.

La longitud total de la red de caminos óptimos de tercer

nivel, representa el 84.89 % respecto al total diseñado (excepto ríos, costa y humedales). Este porcentaje es ligeramente superior al que supone la red de carreteras locales respecto a la red nacional y regional en Asturias (73.5%). La longitud total de caminos óptimos de todos los niveles (3 873 km) sin embargo es muy inferior a la red de carreteras (18 018 km) (Ministerio de Fomento, 2004). La propuesta de conectores nos parece proporcionada y al igual que los corredores de infraestructuras, debe ser revisada en un futuro para adecuarla a las nuevas situaciones derivadas de los cambios efectuados en el paisaje. De especial importancia son los cambios producidos por las nuevas infraestructuras lineales (Rosell y col. 2002). El diseño de ambos corredores debería ir de la mano para amortiguar las pérdidas en la biodiversidad que se derivan de las nuevas vías de comunicación.

Se incorporan abundantes pequeños fragmentos de hábitat a lo largo de toda la geografía regional. Estos fragmentos funcionan como hábitat para algunas especies de pequeño tamaño pero además tienen la importante función de ser los puntos de paso (steeping zones) de la red y zonas de descanso para muchas especies, de requerimientos espaciales más amplios. Se aconseja este tipo de elementos en el diseño de corredores y son considerados de importancia para garantizar la conservación de los recursos biológicos (Bennett, 1999). En el resto de los caminos óptimos, donde no hay hábitat óptimo disponible, la restauración del camino apoyaría un incremento de la biodiversidad. En cualquier caso las medidas de protección aplicadas a estos espacios y su entorno para conseguir la funcionalidad de los corredores deberían de seguir las recomendaciones del Consejo de Europa (Jongman y Kamphorst, 2002), que incorpora numerosas ideas aportadas por diversos autores como Dramstad y col. (1996) o Elzinga y van Tol (1994), con el fin de evitar ruidos, disminuir los efectos de las barreras lineales, ocultar a la vista de las especies que los usan la presencia humana y hacerlos compatibles con esta presencia. Siempre, ajustando el diseño a las especies que lo usarían con más probabilidad (Bennett, 1999) o los más necesitados de ser conservados.

Los ríos o las zonas altas de las cadenas montañosas se citan con frecuencia como ejemplos de corredores naturales (Hector y col., 2000). No obstante, y cada vez más, es necesario recurrir a otro tipo de nexos de menor naturalidad cuya protección y mejora puede convertirlos en verdaderos corredores para paliar los problemas derivados de una fragmentación excesiva. En muchas ocasiones, la alteración de los corredores naturales en Asturias impide que puedan cumplir su función. Los principales cauces fluviales sufren los problemas derivados de la concentración de población y actividades en estas zonas. Además, los tramos alterados son excesivamente largos como para considerar el uso de los ríos como únicos corredores. Por ello, es necesario plantear nexos alternativos que cumplan esta función.

Especial interés tiene el conector A2 en la zona del Huerna Pajares, ya el PORNA vigente considera este uno de los principales corredores de la región. El aislamiento de muchas poblaciones a ambos lados del mismo ha sido discutido por varios autores (Nores y Naves, 1993; Naves y col., 2003; García, 2005) y la zona ha sido objeto de estudio y de propuestas de restauración forestal de escaso éxito (Fernández Martínez, 2006). Es importante ser consciente de que en esta zona coinciden presiones antrópicas muy importantes y condiciones naturales diferentes a las de otros puntos de la cordillera, condicionadas por el sustrato geológico (García y col., 2006). Si no se puede actuar sobre el acondicionamiento del sustrato geológico, habría que restaurar los aspectos complementarios o susceptibles de mejora para obtener un incremento de la permeabilización, por lo que restaurar su función requiere medidas especiales. Pasos de fauna en la carretera de Pajares y limitaciones de uso de las pistas forestales parecen imprescindibles aunque no suficiente. Crear un pasillo de no uso en la estrecha franja propuesta como corredor podría ser una medida con excelentes resultados.

La región asturiana ha apostado fuertemente por la conservación, como se deduce del porcentaje de espacio que se ha pretendido proteger en el PORNA de 1994, y de la comparativamente buena situación ecológica de la región respecto a otros países o regiones vecinas (Colina y col., 2003). Esto significa un importante capítulo económico, destinado a espacios protegidos, que se invierte en gran medida en el acondicionamiento de los pueblos y las subvenciones a la cabaña ganadera local, medidas importantes para la aceptación de las figuras de protección por la población de la zona. Sin embargo frecuentemente estos esfuerzos no se ven compensados por otro tipo de medidas restrictivas del uso (o abuso) de los recursos naturales: restauraciones de hábitats, investigación aplicada, objetivos claros de gestión de los ENP, seguimiento de la sostenibilidad de los recursos naturales (creando equipos técnicos de gestión en cada espacio) y los esfuerzos realmente dedicados a la conservación no están correlacionados con los objetivos que se pretenden para un espacio de estas características.

Nuestros espacios protegidos no necesitan grandes inversiones económicas, que están bien empleadas en la educación ambiental y mejora de la calidad de vida de la población local, pero sí necesita protección frente a los aspectos más lesivos del uso tradicional o la puesta en práctica de nuevas actividades de desarrollo local y también frente al riesgo de uso inducido por la propia conservación, como es el aumento de la presión turística. La reserva de espacios sin presiones de ningún tipo y otros con restricciones importantes (talas, pistas, infraestructuras, vallados, visitas, etc.) se hace casi imprescindible.

En las últimas décadas se han oído con frecuencia discursos que pretenden del uso tradicional ganadero la mejor

solución para la protección del espacio y así se llega a justificar las quemas o el abuso del pastoreo, el acceso del ganado a cualquier lugar, aunque sea hábitat de poblaciones casi extintas de flora o fauna. Ciertamente los espacios que conservan mejores valores suelen tener este uso tradicional que se esgrime como la herramienta que ha conseguido la conservación del territorio. Pero no hay que olvidar que al menos en Europa y en concreto en Asturias la mayoría del territorio tiene un importante nivel de fragmentación (García y col., 2005) que también se manifiesta en los espacios que se declaran. Aunque la tasa de degradación del medio, menor que el de las áreas vecinas, en gran parte se ha debido a que este uso del territorio no ha podido llegar a ser más intenso o agresivo. Así, espacios naturales protegidos como Somiedo, Ponga, Picos de Europa, Muniellos y tantos otros, tienen en común una muy baja densidad de población, dificultades de mecanización y de explotación intensiva de sus recursos y por tanto un bajo uso, inducido por razones de tipo económico y orográfico.

Declarar un espacio como protegido no es la panacea de sus problemas naturales, muchos de los espacios declarados en Asturias se aproximan más a las categorías V y VI de la UICN (paisajes modificados culturalmente y áreas manejadas) que son considerados áreas de desarrollo sostenible (Locke y Dearden, 2005) más que figuras de protección ecológica.

Apostar por la propuesta que se formula significaría una difícil gestión puesto que supone ejecutar importantes medidas en un 33.9 % del territorio encaminadas a conseguir al menos los siguientes objetivos:

- La conservación y mejora de los fragmentos seleccionados en la red, protegiendo el camino de conexión con sus vecinos.
- La eliminación de las barreras existentes a lo largo de los caminos construyendo pasos de fauna, adoptando los criterios resultantes del programa COST 341 (Iuell y col., 2003).
- Compra de propiedades por parte de las administraciones en los lugares de mayor interés o riesgo cuando la propiedad del suelo impida la adecuada gestión del uso de estos espacios.

La gran superficie de territorio de alto valor natural existente en la región y la presión ejercida por la población humana sobre el medio natural hacen que la protección de todos los valores tenga en Asturias un coste alto desde el punto de vista económico y social, mayor que en otros territorios donde los objetivos de conservación alcanzan a superficies muy pequeñas. Estudios económicos de la rentabilidad a largo plazo de esta protección podrían ser útiles para convencer a la población de su beneficio. Algunas de las tragedias ambientales más comentadas en los últimos años (como el cambio climático, la frecuencia de incendios etc.), podrían estar influenciadas por el deterioro natural.

4. Conclusiones

Los espacios actualmente protegidos en Asturias no constituyen una red ya que las interconexiones entre ellos no han sido consideradas hasta la fecha, sin embargo estos espacios protegidos muestra una selección positiva de las zonas de alto valor para la conservación.

Asturias está a tiempo de incorporarse a las redes europeas de conservación, que aún se encuentran en fases de diseño o ejecución preliminar.

1. Hasta la fecha los hábitats más protegidos son los fluviales, costeros y de montaña. Muchos hábitats de zonas de media altitud están mal representados. Al considerar por separado los conectores fluviales y costeros se facilita la existencia de conectores múltiples entre núcleos.

2. La declaración de un espacio protegido no garantiza la protección de los valores biológicos. Una gran parte de las áreas declaradas en alguna categoría de protección no tienen ninguna medida expresa que asegure la protección de especies o ecosistemas (zonas de uso agropecuarios o de uso común, áreas sin zonificas hábitat no incluidos en la Directiva Hábitat 92/43/CEE).

3. El conjunto de espacios actualmente protegidos en Asturias no representa la totalidad de las unidades de vegetación de la región quedando un 23 % de los hábitats sin una adecuada representación en la misma. También quedan fuera de protección el 5 % de las zonas con valor faunístico alto o muy alto. El incremento de la protección en un 10.52 % del territorio regional salvaría estos problemas.

4. El IVH permite una selección de las áreas a proteger considerablemente más eficaz que el índice de riqueza específica, para la gran mayoría de las especies catalogadas.

5. La potencialidad de la vegetación en Asturias está mal representada en la red actual de espacios especialmente las series de las carbayedas eútrofas y oligótrofas.

6. Los cauces fluviales han mejorado en los últimos 15 años notablemente en la calidad química del agua y en la eliminación de algunos obstáculos, con lo que también ha mejorado su función como corredor. Sin embargo paralelamente han aumentado las canalizaciones en las llanuras aluviales con entornos urbanos lo que implica una pérdida de permeabilidad en estos puntos

7. La costa asturiana presenta un alto nivel de ocupación por especies emblemáticas y también un buen nivel de protección legal, lo que parece garantizar su función como corredor.

8. El modelo de coste/distancia es una herramienta que

permite el cálculo de distancias entre núcleos ponderando con la información la matriz lo que le convierte en una herramienta muy útil para el diseño de corredores ecológicos.

9. La superficie de la región ocupada por las zonas de alto o muy alto interés para la conservación (25.36 %) es similar a la ocupada por los espacios altamente degradados (25.26 %) ambas superficies están entremezcladas en una compleja trama y la localización de una condiciona la existencia de la otra. La planificación del desarrollo de ambas tiene que ser conjunta para obtener los mejores resultados.

10. La propuesta de red resultante de este trabajo tiene los siguientes puntos de comparación con el PORN de 1994:

- Supone la protección de un 33.9 % del territorio regional, porcentaje similar al propuesto en el PORN vigente.
- Mejora el nivel de protección de todo el conjunto de las especies de fauna catalogada.
- Alcanza el porcentaje de protección previamente establecido para 77 de los 79 los hábitats estudiados.
- Protege amplios porcentajes de todas las comunidades vegetales amenazadas.
- Considera la conectividad de los espacios a través de caminos óptimos.
- Incrementa el nivel de protección por la incorporación de fragmentos de hábitat, cuya función biológica, e incluso el mismo fragmento, están en riesgo de desaparecer.

La adopción de esta propuesta implicaría la aplicación de inversiones económicas en la adecuación de los corredores y el acondicionamiento de pasos de fauna en las barreras, la aplicación de medidas de manejo ajustadas a las especies que habitan en cada zona y el uso con restricciones del territorio a proteger.

11.- La reciente legislación europea, y española ha aportado medidas de enorme interés para la mejora del medio ambiente, que afectan especialmente al corredor costero (Ley de 22/198, de Costas), a los corredores fluviales (DMA) y a algunos ecosistemas protegidos (Directiva Hábitat).

12.- La gestión y comprensión del territorio tendría un fuerte apoyo en los Sistemas de Información con bases de datos georeferenciadas, sistemáticas y coordinadas. Las autoridades competentes deberían esforzarse en ampliar esta información, básica para la gestión medioambiental.

5. Bibliografía

- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba y E. L. Matthysen. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64 (4): 233-247.
- Ahern, J. 1996. Greenways as a Planning Strategy. En J. Fabos and J. Ahern (Eds.), *Greenways: the beginning of a International Movement*, 131-155 pp. Elsevier. Amsterdam.
- Ahern, J. 2004. Greenways in the USA: theory, trends and prospects. En Jongman and Pungetti (Eds.), *Ecological networks and greenways: concept, design and implementation*, 3: 34-55. Cambridge University Press.
- Álvarez García M.A y cols. 1999. calidad del agua en los cursos medio y bajo de la cuenca del Nalón-Narcea. El salmón atlántico en la península Ibérica: un reto del siglo XXI. Libro de ponencias y comunicaciones. 125-130.
- Álvarez García M.A. y J. Marquinez (Eds.) 2006. *Impacto de los incendios forestales en Asturias: análisis de los últimos 30 años*. Grafinsa, Oviedo. 201 pp.
- Allen, C. R., L. G. Pearlstine y W. M. Kitchens, 2000. Modeling viable mammal populations in gap analyses. *Biological Conservation*, 99: 135-144.
- Andelman, S. J. y W. F. Fagan. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *PNAS* 97 (11): 5954-9.
- Anderson, M., C. Englehard, W. Gilgert, H. Henry, B. Isaacs, M. Schoeneberger, B. Sennett, B. Streif, L. Townsend, R. Toor, R. Tuttle, G. Valentine y B. White. 1999. *Conservation Corridor Planning at the Landscape Level: Managing for the Wildlife Habitat*. U. S. Department of Agriculture y Natural Resources Conservation Service.
- Angelstam, P. K., R. Bütler, M. Lazdinis, G. Mikusinski y J. M. Roberge. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation-dead wood as an example. *Ann. Zool. Fennici*, 40: 473-482.
- Arendt, R. 2004. Linked landscapes – Creating greenway corridors through conservation subdivision design strategies in the northeastern and central United States. *Landscape and urban planning*, 68 (2-3): 241-269.
- Bani L., M. Baietto, L. Bottoni y R. Massa. 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, 16 (3): 826-831.
- Beazley, K. y Cardinal, N. 2004. A systematic approach for selecting focal species for conservation in the forests of Nova Scotia and Maine. *Environmental Conservation*, 31 (2): 91-101.
- Beier, P. y R. F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12: 1241-1252.
- Benayas, J. L. R. y Montaña, E. de la. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, 114: 357-370.
- Benito, A. 2001. *Status poblacional del Búho Real en Asturias*. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente.
- Bennett, A. F. 1999. Linkages in the landscape: the role or corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN. Gland, Cambridge. UK.
- Bennett, G. (Ed.) 1998. *Guidelines for the development of the Pan European ecological network*. Council of Europe, Committee of experts for the European Ecological Network. STRA-REP (98).6.
- Boone, R. B. 2000. Predicting broad-scale occurrences of vertebrates in patchy landscapes. *Landscape ecology*, 15(1):63-74.
- Bouwma, I. M., R. P. B. Foppen y A. J. F. M. Van Opstal. 2004. Ecological corridors on a European scale: a typology and identification of target species. En Jongman and Pungetti (Eds.), *Ecological networks and greenways: concept, design and implementation*, 6: 94-106. Cambridge University Press.
- Burrough, PA. 1986. *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Oxford University Press, New York, 50 pp.
- Bossard, M. J. y J. Otahel. 2000. CORINE land cover thecnical guide addendum 2000. European Environment Agency. Copenhagen. Denmark.
- Brown, R. y G. Harris. 2005. Comanagement of wildlife corridors: the case for citizen participation in the Algonquin to Adirondack proposal. *Journal of environmental management*, 74: 97-106.
- Bruinderink, G. G., T. Van Der Sluis, D. Lammertsma, P. Opdam y R. Pouwels. 2003. Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. *Conservation Biology*, 17 (2): 549-557.
- Caicco, S. L., J. M. Scott, B. Butterfield y B. Csuti. 1995. A Gap Analysis of the management status of the vegetation of Idaho (U.S.A.). *Conservation Biology*, 9 (3): 498-511.
- Carr, M. H., T. D. Hctor, C. Goodison, P. D. Zwick, J. Green, P. Hernandez, C. McCain, J. Teisinger, K. Whitney,

- C. Berish, J. Richardson, R. Dubrow y S. Fehlenberg. 2002. *Southeastern Ecological Framework. Final Report*. U. S. Environmental Protection Agency, E.E. U.U.
- Carroll, C., R. F. Noss y P. C. Paquet. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Applications*, 11 (4): 961-980.
- Cassidy, K. M., Ch. E. Grue, M. R. Smith, R. E. Johnson, K. M. Dvornich, K. R. McAllister, P. W. Mattocks Jr., J. E. Cassady y K. B. Aubrye. 2001. Using current protection status to assess conservation priorities. *Biological Conservation*, 97:1-20.
- CCAD-PNUD/GEF. 2002. *El Corredor Biológico Mesoamericano: Una plataforma para el desarrollo sostenible regional. Proyecto: Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano*. Serie técnica 01. 24 pp.
- Cingolani, A. M., D. Renison, M. R. Zak y M. R. Cabido. 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment*, 92: 84-97.
- Colina, A., J. Marquinez y P.García. 2003. Indicadores ambientales para la Estrategia Territorial Europea. *Urban*, 8.63-77.
- Consejo de Europa, UNEP. 1996. *Estrategia paneuropea sobre la diversidad biológica y paisajística: una visión del patrimonio natural de Europa*.
- Consejo de Europa, UNEP. 2003. *Pan-European Ecological Network - Fact sheets-. Committee of experts for the development of the Pan-European Ecological Network*. 19 pp.
- Coppolillo, P., H. Gómez, F. Maisels y R. Wallace. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation*, 115: 419-430.
- Crumpacker, D. W., S. W. Hodge, D. Friedley y W. P. Gregg Jr. 1998. A preliminary assessment of the status of major terrestrial and wetland ecosystems on Federal and Indian Lands in the United States. *Conservation Biology*, 2 (1): 103-115.
- Dramstad, W.E., Olson, J.D. y R.T.T. Forman. 1996. *Landscape ecology principles in landscape architecture and land use planning*. Harvard University, USA.
- Dymond, C. C. y E. A. Johnson. 2002. Mapping vegetation spatial patterns from modeled water, temperature and solar radiation gradients ISPRS. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 57 (2002): 69- 85.
- Elzinga, G. y A. van Tol, 1994. Groene Netwerken voor natuur aen recreatie. Otters en natuurgerichte wandelaars, kanoërs en toerfietzers in het Groene Hart. MSc thesis. Wageningen Agricultural University. Dept.of physical planning and rural development.
- Edwards, T. C. Jr. y J. M. Scott. 1994. Use of gap analysis as a tool for the management of biodiversity. En I. D. Thompson (Ed.), *Proceedings of the XXI Congress of International Union of Game Biologists*, 1: 82-86.
- Edwards, T. C. Jr., C. H. Homer, S. D. Bassett y A. Falconer. 1995. Protection status of vegetation cover-types in Utah. En E. T. LaRoe, G. S. Farris, C. E. Puckett, P. D. Doran y M. J. Mac (Eds.) *Our Living Resources. A report to the Nation on the distribution, abundance, and health of U.S. plants, animals, and ecosystems*, 463-465. USDI National Biological Service, Washington, D.C.
- Fábos, J. G. 1995. Introduction and overview: the greenway movement, uses and potentials of greenways. *Landscape and Urban Planning*, 33 (1-3):1-13.
- Fábos, J. G. 2006. International greenway planning: an introduction. *Landscape and Urban Planning*, 68: 143-146.
- Fearnside, P. M. y J. Ferraz. 1995. A conservation gap analysis of Brazil Amazonian vegetation. *Conservation Biology*, 9: 1134-1147.
- Fernández, S. 2002. *Variables Geomorfológicas y Modelos predictivos de la distribución espacial de propiedades edáficas*. Memoria Tesis doctoral (Inédita).
- Fernandez García, A., G. Fernández Cuesta, M. Fernández Soto y J.R. Fernández Prieto, 2007. *La confederación hidrográfica del Norte: evolución y efectos territoriales*, CHN (Ministerio de Medio Ambiente), Oviedo. 204 pp
- Fernández Martínez, M., 2006. *Análisis de restauración del hábitat en el corredor del Huerna (Lena): estudio de alternativas*. Proyecto fin de carrera. EUIT de Mieres.
- Fernandez Prieto y col., 1985. *Bases y criterios para la futura cartografía de la vegetación asturiana*. Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Universidad de Oviedo. Informe Inédito realizado para la Consejería de Agricultura y Pesca del Principado de Asturias.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biology Conservation*, 100: 125-136.
- Forman R. T. T. y M. Godron. 1981. Patches and Structural Components For A Landscape. *Ecology Bioscience*, 31 (10): 733-740.
- Forman R. T. T. y M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. John and Sons (Ed.).
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press.

Cambridge. M. D.

Forman, R. T. T. y Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematic*, 29:207-231.

Forman, R. T. T., B. Reineking y A. M. Hersperger. 2002. Road traffic and Nearby Bird Patterns in a Suburbanizing Landscape. *Environmental Management*, 29(6): 782-800.

GAECM, 1991. *Planes de conservación del hábitat y de manejo de las especies de quirópteros incluidas en el catálogo regional de especies amenazadas de la fauna vertebrada de Asturias*. Grupo Asturiano para el Estudio y Conservación de los Murciélagos – Federación Asturiana de Espeleología. Inédito.

García de Jalón Lastra, D. 1999. Viabilidad de las poblaciones de Salmón con presas y minicentrales. En *El salmón atlántico en la península Ibérica: un reto del siglo XXI*. Libro de ponencias y comunicaciones, 163-168.

García D., M. Quevedo, J.R. Obeso, A. Abajo. 2005. Fragmentation patterns and protection of montane forest n Cantabrian range (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 208:1-3. 29-43.

García, P. 2005. *Modelo de distribución potencial del rebeco por medio de datos de georreferenciación difusa*. Seminario de Investigación. BOS. Universidad de Oviedo.

García, P., C. Nores, J. Lastra y V. Varela de Seijas. 2002. *Delimitación de áreas críticas para el oso pardo*. Informe Inédito. Consejería de Medio Ambiente. Principado de Asturias. 38 pp + 13 mapas.

García P., Lastra, J. y Marquínez, J. 2006. Detailed shelter areas for the cantabrian brown bear (*Ursus arctos*): New data to improve their situation. *5th International Conference on Ecological Informatics ISEI5*. December 4-7, 2006, Santa Bárbara, CA. USA.

Gilpin, M. E. y M. E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. En M. E. Soulé (Ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, 19-34. Sinauer Associates. Sunderland. Massachussets.

Grift, R. 2001. *How fish Benefit from floodplain restoration along the coger River Rhine*. Ph. D. Thesis. Wageninge University.

Grift, R., A. D. Buijse, V. L. T. Van Densen, M. A. M. Machiels, Kranenbarg, J. P. K. Breteler, J. J. G. M. Backx. 2003. Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower river Rhine. *River research and applications*, 19(4): 353-374.

Gurrutxaga, M. 2003. *Índices de Fragmentación y Conectividad para el Indicador de Biodiversidad y Paisaje*

de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco.

Gurrutxaga, M. 2004. *Conectividad Ecológica del Territorio y Conservación de la Biodiversidad. Nuevas Perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación Territorial*. Informe Técnico nº 103 del Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.

Haddad, N. M, D. K. Rosenberg y B. R. Noon. 2000. On experimentation and the study of corridors: Response to Beier and Noss. *Conservation Biology*, 14 (5): 1543-1545.

Harris, L. D. y Scheck. 1991. from implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. En Saunders, D. A. y Hobss R. J. (Eds.), *Nature conservation 2. The role of corredors*, 189-220. Surrey Beaty and sons. Chipping Norton. Australia.

Hess G. R. y R. A. Fisher. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, 55: 195-208.

Hocor, T. S., M. Carr y P. D. Zwick. 2000. Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: the Florida ecological framework. *Conservation Biology*, 14 (4): 984-1000.

Howard, E. 1902. *Garden Cities of To-Morrow* (London, Reprinted, London: Faber and Faber, [1946]): 50-57, 138-147.

Hunter, M. L. 1996. *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell Science. Cambridge. Massachusetts.

Hutto R. L., S. Reel y P.B. Landres. 1987. A critical evaluation of the species approach to biological conservation. *End. Sp. Update*, 4 (12):1-4.

INDUROT. 2002. Cartografía Temática Ambiental del Principado de Asturias. Gobierno del Principado de Asturias. Memoria 425 pp. Diccionario Técnico 44 pp. Archivo fotográfico 19 pp.

INDUROT. 2004. *Creación de un Sistema de Información de Zonas Inundables y de Avenida Torrencial del Principado de Asturias*. Consejería de Justicia, Seguridad Pública y Relaciones Exteriores. Principado de Asturias. Informe inédito. 373 pp.

INDUROT. 2006. *Plan Territorial Especial del Sistema Territorial de Espacios Libres en el Área Central de Asturias*. SOGEPSA. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras. Gobierno del Principado de Asturias. Informe inédito. Memoria: 167 p. + 13 mapas. Anexo I, vol. 1: 198 p., Anexo I, vol. 2: 69 p., Anexo I, vol. 3: 15 mapas. Anexo II: 75 p.

Iuell, B., Bekker, G.J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlavá c, V., Keller, V., B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørsløv, N., Wandall y B. le Maire, (Eds.) 2003. COST 341 - *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. 172 pp

Jennings, M. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology*, 15: 5–20.

Jones, E., B. Dale, G. S. Helfman, J. O. y Harper, P. V. Bolstad 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation Biology*, 13(6): 1454-1465.

Jongman R. H. G. 2004. The context and concept of ecological networks. En Jongman and Pungetti (Eds.), *Ecological networks and greenways: concept, design and implementation*, 2: 7-33. Cambridge University Press.

Jongman R. y D Kamphros. 2002. Ecological corridors in land use planning and development policies. Committee for the Activities of the Council of Europe in the Field of Biological and Landscape Diversity. *Nature and Environment*, 125: 49 pp.

Jongman R. H. G. y I. Kristiansen. 1999. National and regional approaches for ecological networks in Europe. *Nature and Environment*, 110: 85 pp. Council of Europe Publishing.

Jongman R. H. G., M. Kulvik y I. Kristiansen. 2004. European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning*, 68(2-3): 305-319.

Jongman, R. H. G. y G. Pungetti. 2004. Introduction: ecological networks and greenways. En Jongman, R. H. G., G. Pungetti. (Eds.), *Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation*, 1: 1-6. Cambridge University Press.

Junk, Wj., Bayley, P.B. y Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-foodplain systems. En Dodge, D.P. (Ed.). *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127.

Larson, B. D. y R. R. Sengupta. 2004. A spatial decision support system to identify species-specific critical habitats based on size and accessibility using US GAP data. *Environmental Modelling & Software*, 19: 7-18.

Lazdinis, M. y P. Angelstam. 2005. Functionality of riparian forest ecotones in the context of former Soviet Union and Swedish forest management histories. *Forest Policy and Economics*, 7: 321-332.

Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73 (6): 1943–67.

Levins, R. 1970. Extinctions. *In Some mathematical questions in biology*, 2: 77-107.

Li, F., R. Wang, J. Paulussen, X. Liu. 2005. Comprehensive concept planning of urban green based on ecological principles: a case study in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning*, 72: 325-336.

Lindenmayer, D. B. y H. A. Nix. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology*, 7: 627-631.

Little, C. E. 1990. *Greenways for America*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. MD. 237 pp.

Lobo del Corro, T. 1996. Presentación del proyecto de restauración paisajística del complejo industrial del valle de Tamón, Nubledo. *1er Seminario asturiano sobre humedales*: 3-12. Ayuntamiento de Corvera, INDUROT.

Locke, H. y P. Dearden. 2005. Rethinking protected area categories and the new paradigm. *Environmental Conservation*, 32(1): 1-10.

López Llana, J. 1984. *Estudio de la calidad del agua en el río Nalón y su cuenca. Comparación de índices de calidad en aguas dulces*. Consejería de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente del Principado de Asturias, Oviedo: 127 pp.

Lucio Fernández, J. V., J. A. Atauri Mezquida, P. Sastre Olmos y C. Martínez Alandi. 2003. *Conectividad y Redes de Espacios Naturales Protegidos. Del Modelo Teórico a la Visión Práctica de la Gestión*. Junta de Andalucía.

Lyon, J. y N. M. Gross. 2005. Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *Forest ecology and management*, 204 (2-3): 267-278.

Llana, L., A. Ordiz, A. Uzal, V. Palacios, A. Fernández y J. Naves. 2001. *Situación del Lobo en Asturias*. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente-A.RE.NA, S.L.

MacArthur R. H. y E. O. Wilson, 1967. The Theory of Island Biogeography, 203 pp. *Monographs in Population Biology*, 1. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Maddock, A. y M. A. Du Plessis. 1999. Can species data only be appropriately used to conserve biodiversity? *Biodiversity and conservation*, 8 (5): 603-615.

Maes, D., D. Bauwens, L. de Bruyn, A. Anselin, G. Vermeersch, W. Van Landuyt, G. de Knijf y M. Gilbert. 2004. Species richness coincidence: conservation strategies based on predictive modelling. *Biodiversity and conservation*, 00: 1-20.

Mahr, M. H. y K. Jones. 2005. *Bird Biodiversity in the Flathead River Basin: A Conservation Hotspot in the Yellowstone to Yukon Corridor*. Report prepared for the Flathead Lakers and Flathead Chapter of The Audubon

- Society. Yellowstone to Yukon Conservation Initiative, Canmore, AB. Technical Report #5, May 2005.
- Mallarach, J. M. y M. Rafa. 2005. El gran corredor Cantabria-Pirineus_massifCentral_Alps: reconstruint els pons naturals a través de l'Europa occidental. *Internacional Conference Mountain Corridors in the Pyrenees*. Barcelona. Octubre 2005.
- Margulles, C. R., 1989. Introduction to some Australian development in conservation evaluation. *Biological conservation*, 50:1-11.
- Margulles, C. R., A. O. Nicholls. 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological conservation*, 43: 63-76.
- Marquínez, J., J. Lastra y P. García. 2003. Estimation models for precipitation in mountainous regions: the use of GIS and multivariate analysis. *Journal of hydrology*, 270 1-11.
- Marquínez, J; Lastra, J. y Fernández, E. 2006. Metodología utilizada para cartografiar la peligrosidad de inundaciones en las cuencas del Norte. Publicaciones del IGME. Serie Medio ambiente. *Riesgos geológicos*, 7: 125-141.
- Martín Ventura, J.A. 1999. Situación del salmón atlántico en la península Ibérica. En *El salmón atlántico en la península Ibérica: un reto del siglo XXI*. Libro de ponencias y comunicaciones, 41-74.
- Marulli, J y J. M. Mallarach. 2005. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban planning*, 71(2-4): 243-262.
- Mayer, A. L. y G. N. Cameron. 2003. Consideration of grain and extent in landscape studies of terrestrial vertebrate ecology. *Landscape and Urban Planning* 65(4): 201-217.
- Meffe, G. K., C. R. Carroll. y contributors. 1997. *Principles of conservation biology*. 2nd edition. Sinauer Associates. Sunderland. Massachusetts.
- Menard, S., K. Kindscher y D. Peterson. 2002. Using ecological systems as land cover map units for the GAP analysis program in Kansas. *Summary report to USGS-BRD Gap Analysis Program*. NatureServe, Minneapolis, MN and Kansas Biological Survey, Lawrence, KS. Unpublished report. 63 pp.
- Mendel, L. C. y J. B. Kirkpatrick. 2002. Historical progress of biodiversity conservation in the protected-area system of Tasmania. Australia. *Conservation Biology*, 16(6): 1520-1535.
- Merrill, T. 2005. *Grizzly Bear Conservation in the Yellowstone to Yukon Region*. Yellowstone to Yukon Conservation Initiative. Technical Report #6.
- Michels, E., K. Cottenie, L. Neys, K. De Gelas, P. Coppin y L. De Meester. 2001. Geographical and genetic distances among zooplankton populations in a set of interconnected ponds: a plea for using GIS modelling of the effective geographical distance. *Mol. Ecol.* 10: 1929-1938.
- Miranda Braga, A. 1987. Utilización de macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua del río Viao-Piloña (Asturias). *Limnetica*, 3: 141-150.
- Moilanen y I. Hanski. 2001. On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos*, 95: 147-151.
- Moore, I. D., Burch, G. J. y Mackenzie D. H. 1988. Topographic effects on the distribution of surface soil water and the location of ephemeral gullies. *Trans. ASAE* 31, 1383-1395.
- Moore, I. D., Grayson, R.B. y Ladson, A.R. 1991. Digital terrain modeling: a review of hydrological, geomorphological and biological applications, *Hydrological processes*, 5, 3-30.
- Naves, J., T. Wiegand, E. Revilla y M. Delibes. 2003. Endangered species constrained by natural human factors: the case of brown bears in Northern Spain. *Conservation Biology*, 17 (5): 1276-89.
- Nikolakaki, P. 2004. AGIS site-selection process for habitat creation estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning*, 68: 77-94.
- Nores, C., P. García-Rovés y M. V. Varela. 2000b. *Situación y grado de conservación de especies fluviales singulares: la Nutria en Asturias*, 1. Informe inédito. Estudio del INDUROT-Consejería de Medio Ambiente. Oviedo 29 pp.
- Nores, C y J. Naves. 1993. Distribución histórica del oso pardo en la península ibérica. En *El oso pardo en España*, 13-33. ICONA. Colección Técnica.
- Noss, R. F. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, 1: 159-164.
- Noss, R. F. 1990. Indicators to monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 (4): 355-364.
- Noss, R. F. 1991. Landscape connectivity: Different functions at different scales in W.E. Hudson, ed. *Landscape Linkages and Biodiversity*. *Defenders of Wildlife*. Washington, D. C.
- Noss, R. F. 1993. Wildlife corridors In D.S. Smith and R.C. Hellmund, (Eds.) *Ecology of Greenways*. University of Minnesota Press. Minneapolis. M.N.
- Noss, R. F. 2004. Conserving targets and information needs for regional conservation planning. *Natural Areas*

Journal 24(3): 223–231.

Noss, R. F., y A. Cooperrider. 1994. *Saving Nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Defenders of Wildlife and Island Press. Washington, D. C.

Noss R. F. y P. Beier. 2000. Arguing over little things: response to Haddad et al. *Conservation Biology*. Vol 14, No 15. 1546-1548.

Noss, R. F., H. B. Quigley, M. G. Hornoker, T. Merrill y P. C. Paquet. 1996. Conservation Biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10(4): 949-963.

Oldfield, T. E. E., R. J. Smith, S. R. Harrop y N. Leader-Williams. 2004. A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biological Conservation*, 120: 307–313.

Paal, J. y T. Trei. 2004. Vegetation of Estonian water-courses; the drainage basin of the southern coast of the Gula of Finland. *Annales Botanici Fennici*, 41(3): 157–177.

Pearlstine, L.G., S.E. Smith, L.A. Brandt, C.R. Allen, W.M. Kitchens y J. Stenberg. 2002. Assessing state-wide biodiversity in the Florida Gap analysis project. *Journal of environmental Management*, 66, 127-144

Pertierra de la Uz, J., Martín Ventura, J.A. y Álvarez Iglesias, H., 1999. *Recuperación salmonera del río Nalón. Acondicionamiento de la presa del Furacón para la migración piscícola. El salmón atlántico en la península Ibérica: un reto del siglo XXI*. Libro de ponencias y comunicaciones. 209-212.

Pfab, M. F. 2002. An integrative approach for the conservation and management of South Africa's floristic diversity at the provincial level. *Biodiversity and conservation*, 11 (7): 1195-1204.

Powell, G.V.N., J. Barborak y M. Rodriguez. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation*, 93: 35–41.

Ramesh, B. R., S. Menon y K. S. Bawa. 1997. A vegetation based approach to biodiversity gap analysis in the Agastyamalai region, Western Ghats, India. *Ambio*, 26: 529–536.

Remm, K., M. Külvik, Ü. Mander, and K. Sepp. 2004. Designo f the Pan-European Ecological Network: a national level attempt. En Rob Jongman and Gloria Pungetti (Ed.) *Ecological Networks and greenways: concept, design, implementation*, 151-170. Cambridge.

Riemann, H., E. Ezcurra. 2005. Plant endemism and natural protected areas in the peninsula of Baja California, Mexico. *Biological conservation*, 122 (1): 141-150.

Rivas-Martínez, S.; Díaz, T. E. y Penas, A. 2002. Biogeographic map of Portugal and Spain to sector level. En Rivas-Martínez, S.; Díaz, T. E.; Fernández-González, F.; Izco, J.; Loidi, J.; Lousa, M. y Penas, A. (Eds.). *Vascular plant communities of Spain and Portugal. Itinera Geobotanica*, 15 (1).

Roberge, J. M. y P. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation biology*, 18 (1): 76-85.

Rodrigues, A. S. L., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B. da Fonseca, K. J. Gaston, M. Hoffmann, J. S. Long, P. A. Marquet, J. D. Pilgrim, R. L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S. N. Stuart, L. G. Underhill, R. W. Waller, M. E. J. Watts y X. Yan. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428 (6983): 640-643.

Rosas, G., M. A. Ramos y A. García Valdecasas, 1992. *Invertebrados españoles protegidos por convenios internacionales*. ICONA, Madrid: 250 pp.

Rosell, C., Alvarez, G., Cahill, C., Rodriguez A., Seiler, A. 2002. COST 341. *La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España*. Ministerio de Medio Ambiente. 317 pp.Madrid.

Sauberer, N., K. P. Zulka, M. Abensperg-Traun, H. M. Berg, G. Bieringer, N. Milasowszky, D. Moser, C. Plutzar, M. Pollheimer, C. Storch, R. Tröstl, H. Zechmeister y G. Grabherr. 2004. Surrogate taxa for diversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation*, 117: 181-190.

Scott, J. M. 1994. Preserving and restoring avian diversity: a search for solutions. *Studies in Avian Biology*, 15: 340–348.

Scott, J. M., B., Csuti, J. J. Jacobi y J. E. Estes. 1987. Species richness: a geographic approach to protecting feature biological diversity. *Conservation Biology*, 5: 18–32.

Scott, J. M., B., Csuti, J. E. Estes y H. Anderson. 1989. Status assessment of biodiversity protection. *Conservation Biology*, 5: 18–32.

Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'érchia, T. C. Edwards, J. Ulliman y R. G. Wright. 1993. GAP analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs*, 123: 1–31

Scott, J. M., F. Davies, F.W. McGuies, R. G. Wright, C. Groves y J. Estes. 2001. Nature reserves: do they capture the full range of America's biological biodiversity? *Ecological applications*, 11(4): 999-1007.

Scott, J. M. y M. D. Jennings. 1998. *Annals of Missouri*

Botanical Garden, 85(1): 34-47.

Sierra, R., F. Campos y J. Chamberlin. 2002. Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and urban planning*, 59: 95-110.

Simberloff, D. y J. Cox. 1987 Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, 1: 63-71.

Simberloff, D., J. A. Farr, J. Cox y D. W. Mehlman. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology*, 6: 493-504.

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83(3): 247-257.

Sinclair, K.E., G. R. Hess, C. E. Moorman y J. H. Mason. 2005. Mammalian nest depredator respond to greenway width, landscape context and habitat structure. *Landscape and Urban Planning*, 71: 277-293.

Soulé, M. E. y B. M. Wilcox (Eds.). 1980. *Conservation Biology: An Ecological-Evolutionary Perspective*. Sinauer Associates. Sunderland. M. A.

Soulé, M. E. (Ed.). 1986. *Conservation Biology*. The Science of Scarcity and Diversity. Sunderland: Sinauer associates.

Soulé, M. E. (Ed). 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.

Steffek, J., I. Haberova, P. Jancura et al. 1995. Significance of the national ecological network of Slovakia for the European ecological network-EECONET. *Ekologia-Bratislava*, 14: 205-212 Suppl. 1.

Stoms, D. M. 2000. *Actual vegetation layer: version 2.0.0.: A handbook for conducting GAP analysis*, <http://www.gap.uida.ho.edu/handbook/LandCoverMapping/default.html> (10 septiembre 2001).

Stoms, D. M., F. W. Davis, K. L. Driese, K. M. Cassidy y M. P. Murray. 1998. Gap analysis of the vegetation of the intermountain semi-desert ecoregion. *Great Basin Naturalist*, 58 (3): 199-216.

Tappeiner, U., E. Tasser y G. Tappeiner. 1998. Modelling vegetation patterns using natural and anthropogenic influence factors: preliminary experience with a GIS based model applied to an Alpine area. *Ecological modelling*, 113: 225-237.

Trocme, M.; Cahill, S.; de Vries, J.G.; Farrall, H.; Folkson, L.G.; Hichks, C. and Peymen, J. (Eds.), 2003. COST 341 - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure: The European Review*. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg.

Torre Fernández, F. de la. 2003. Las plantas invasoras

de Asturias. *Naturalia Cantabricae*, 2: 33-43.

USDA-NRCS (Natural Resources Conservation Service). 1999. *Conservation corridor Planning at the landscape level: Nacional Biology Handbook*, 190-VI (614.4). USDA-NRCS, Washington DC.

Verbeylen, G., L. De Bruyn, F. Adriaensen y E. Maticen. 2003. Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology*, 18(8): 791-805.

Verboom J. y R., Powels. 2004. Ecological functioning of ecological networks: a species perspective. En Jongman and Pungetti (Eds), *Ecological networks and greenways: concept, design and implementation*. Cambridge University Press.

Villalba, S., Gulink, H., Verbeylen, G. y Matthyssen, E. 1998. Relationship between patch connectivity and the occurrence of the european red squirrel, *Sciurus vulgaris*, in forest fragment within heterogeneous landscapes. En Dover, J.W., Bunce, R.G.H. (Eds.), *Key concepts in Landscape ecology*, 205-220. Preston.

Walker, R. y Craighead, L., 1997. Analyzing Wildlife Movement in Montana Using GIS, En *Proceedings of the ESRI European User Conference Copenhagen*, 1997, 1-18.

Whitcomb, R. F., C. S. Robbins, J. F. Lynch, B. L. Whitcomb, M. K. Klimkiewicz, y D. Bystrak. 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. En Burgess, R.L., Sharpe, D.M. (Eds.), *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. Springer, Berlin.

Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Funct. Ecol.* 3(4): 385-397.

Wikramanayake, E., M. McKnight, E. Dinerstein, A. Joshi, B. Gurung y D. Smit. 2004. Designing a conservation landscape for tigers in human-dominated environments. *Conservation Biology*, 18(3): 839-844.

Wissmar, R.C., 2004. The riparian corridors of eastern Oregon and Washington: function and sustainability along lowland-arid to mountain gradients. *Aquatic Sciences*, 66 (4): 373-387.

Wright, R. G., J. M. Scott, S. Mann y M. Murray. 2001. Identifying unprotected and potentially at risk plant communities in the western USA. *Biological conservation*, 98 (1): 97-106.

Yoveva, A., 1998. Bicycle Trails and Green System Planning in Bulgaria. In: *Proceedings of the First International Trails and Greenway Conference*. San Diego, CA, USA, pp. 1-7.

Normas de Publicación

Los manuscritos deben ser enviados a:

INDUROT- Universidad de Oviedo
Campus Universitario de Mieres
33600 Mieres Asturias

o por correo electrónico a:

indurot@indurot.uniovi.es

Todos los artículos recibidos serán revisados por el Director y uno de los editores. Estos designarán dos revisores independientes especialistas en la materia tratada a los que será remitido el artículo para que realicen un informe sobre el mismo, previo a su aceptación definitiva.

Los artículos que no se adapten a las instrucciones generales referidas a continuación podrán ser devueltos a los autores sin ser objeto de revisión.

INSTRUCCIONES GENERALES PARA LOS AUTORES

Manuscritos

Los manuscritos podrán ser, según su extensión de tres tipos:

Artículos especiales: Trabajos de síntesis que supongan revisiones o actualizaciones de problemas relacionados con la temática de la revista. En torno a 20 páginas manuscritas de extensión del texto principal.

Trabajos originales: Trabajos de investigación originales convencionales, de una extensión en torno a las 10 páginas de texto principal.

Notas breves: Aportaciones concisas sobre aspectos puntuales y una extensión máxima de 5 páginas de texto principal.

Foro: Reflexiones sobre aspectos concernientes a la conservación del patrimonio natural.

Idiomas: Los trabajos deben ser enviados preferentemente en castellano o en inglés, aunque también podrían ser aceptados otros idiomas habituales en la literatura científica.

Número de copias enviadas: El texto será remitido en tres copias en papel más tablas e ilustraciones. Finalmente, una vez aceptado el trabajo deberá ser remitido en disquette de 3.5" o por correo electrónico a *indurot@indurot.uniovi.es*.

Los manuscritos recibidos que se ajusten a las características de la revista serán evaluados por el consejo editorial y otros revisores especialistas en la materia tratada, correspondiendo la aceptación final del trabajo a los editores.

Formato del manuscrito

Los manuscritos serán escritos por una sola cara en formato DIN-A4, con márgenes de 25 mm en todos los bordes, espaciándose las líneas 1,5 espacios, en una fuente Times

New Roman de 11 puntos, o equivalente (entre 400 y 420 palabras por página). Todas las páginas deberán estar numeradas. Los manuscritos aprobados deberán remitirse en formato electrónico en programas de Office 97 para Windows o formato equivalente anterior. Para los textos se utilizará el procesador de textos Word, al igual que las tablas. Las tablas también podrán ser remitidas en Excel, al igual que las gráficas. Otras figuras más complejas serán enviadas en Corel o en Windows Metafile. En caso de haber alguna dificultad para preparar los documentos en estos formatos consultar con los editores.

Los manuscritos deben tener las siguientes secciones en el siguiente orden. Nombre(s) del autor(es); dirección(es) postal y electrónica; resumen en castellano e inglés, seguido de palabras clave y keywords. El texto principal se compondrá generalmente de Introducción, Material y métodos, Área de estudio, Resultados, Discusión, Agradecimientos, Referencias bibliográficas y Apéndices si los hubiere. Según el tipo de trabajos remitidos pueden aceptarse cambios en la estructura del texto principal para adaptarse mejor a las características del artículo. El texto previo (título, autor, dirección, resúmenes y palabras clave en los diversos idiomas) debe estar separado del texto principal y con numeración independiente y si el texto está redactado en un tercer idioma deberá incluir el resumen en ese idioma.

Las instrucciones más precisas se detallan a continuación:

Título: Debe ser informativo y breve. En caso de mencionarse un taxon o un sintaxon puede ir con nombre vernáculo. Los nombres científicos no deberán llevar autor y año, debiéndose hacer referencia a obras de carácter general. Se añadirá un título abreviado no superior a 30 caracteres para el encabezamiento de las páginas.

Autor(es): Deberá incluir el(los) nombre(s) completo(s) y apellido(s) del(los) autor(es). También deberá añadirse la dirección postal completa y el correo electrónico. Cuando hay más de un autor con diferentes direcciones debe señalarse cada una de ellas con un superíndice (1, 2, etc.) a continuación de los nombres y de ellos debe ser señalado separadamente, con un asterisco, el autor al que debe dirigirse la correspondencia.

Resumen: No excederá de 200 palabras (menos de la mitad en notas breves) y estará escrito en un párrafo único, sin puntos y aparte. Deberá resumir de forma inteligible el contenido del trabajo, con expresa mención sintética del objetivo del estudio, los principales resultados y conclusiones del trabajo, así como su significado. Deberá estar redactado en castellano e inglés y en el idioma de redacción del trabajo si este es diferente. En este caso deberá estar incluido en el texto principal con el título. A continuación de cada resumen irán las palabras clave y keywords, que no serán más de 10, en las que preferentemente se usarán sinó-

nimos diferentes a los de los términos utilizados en el resumen para facilitar la búsqueda temática por barridos bibliográficos electrónicos. Se recomiendan como palabras clave los nombres comunes y científicos de los organismos o las comunidades tratadas, área geográfica, fenómenos o entidades consideradas (por ej.: poblaciones, mortalidad, clima, incendios, etc.).

Texto principal: Debe estar dividido en secciones que de manera convencional serán básicamente las que estructuran un trabajo tradicional. Es decir: Introducción, Material y métodos, Área de estudio, Resultados, Discusión, Agradecimientos, Referencias bibliográficas y Apéndices si los hubiere. Si la extensión o la estructura del trabajo lo requieren se recomienda, para una exposición más clara, crear subdivisiones dentro de los apartados principales. Esta recomendación no es óbice para que si la estructura del artículo enviado (por ejemplo, la de un artículo de revisión) no se ajusta a la tradicional pueda organizarse de la manera más lógica y adecuada posible, quedando únicamente supeditada la libertad de estructura al criterio final del consejo editorial.

Los encabezamientos de las secciones y subsecciones deberán escribirse con el mismo tipo de letra que el resto del texto indicándose la jerarquía de los epígrafes con una clave numérica del tipo 1; 2; 3; 1.1; 1.2... Se evitarán las notas a pie de página.

Agradecimientos: Su redacción debe ser concisa. Las referencias a la financiación de los proyectos, becas o cualquier tipo de ayuda económica que deba ser citada se mencionará en este apartado.

Referencias bibliográficas: Debe constar el autor(es) con las iniciales de su nombre. Únicamente el primer autor llevará la inicial de su nombre tras el apellido. A continuación se añadirá el año de publicación, el título, la referencia de publicación y el número de páginas, siguiendo los modelos que a continuación se muestran.

Revista:

Percebe, J. M. y R. Muslamen, 1995. El Trifinus melancholicus en los escritos de la generación del 98. *Rev. Cien. Ibérica* 23 (2): 113-124.

Libro completo:

Babar, J. R., 1986 *Endangered species and populations*. Vol. 2. Witney & Houston, Nueva Orleans: 152 pp.

Capítulo de libro con autoría diferenciada:

Esclerótico, J. J., 1982. ¿Son los límites geográficos una estupidez?. En J. Malvís y E. Retina (Eds.). *Selección natural de los macarras*. Ministerio de Entornos ocultos, Madrid: 58-75.

Documento inédito:

Cutre, S. M. (1991). El éxito reproductivo de *Martirius pasionaria* (Welters, 1921). Tesis doctoral. Universidad Estatal de Lafragua: 213 pp.

Macartney P., J. Lennon, G. Harrison y R. Starr, 1975. No one's gonna change our world. Asociación Asturiana de Amigos de la Naturaleza (Informe inédito), Oviedo: 122 pp.

Si se menciona un trabajo en prensa la referencia en el texto se hará mediante el año previsto de publicación, si es conocido, y se añadirá «en prensa» tras el número previsto de la revista. Si se desconoce el año de publicación la referencia en el texto se hará sustituyendo el año por «en prensa» (por ejemplo: Tabor (en prensa); (Tabor, en prensa). En este segundo caso, en las referencias bibliográficas se pondrá igualmente tras el autor y antes del título.

Para las referencias de publicaciones periódicas se utilizarán los nombres resumidos oficiales adoptados por Biological Abstracts (Biosis) o bases de datos similares (World List of Periodical Publications). No se hará referencia a documentos inéditos (tesis doctorales, seminarios de investigación, informes) si pueden evitarse o sustituirse por la misma información si ha sido publicada, dada la dificultad para que el lector pueda conseguir estas informaciones de acceso restringido, pero se aceptan como referencias bibliográficas válidas cuando es la única información disponible.

Cuando se cite un trabajo firmado por más de dos autores, en el texto se pondrá abreviadamente el nombre del primero, seguido de et al. y la fecha de publicación (por ejemplo: Capodoglio et al., 2001). En las Referencias Bibliográficas se pondrán todos los autores.

Las referencias de un mismo autor o autores se ordenarán cronológicamente, añadiendo letras por orden alfabético (a, b, c,...) cuando se repitan referencias de idéntica autoría y año, sin espacio entre el año y la letra (Fox, 1980b).

Las comunicaciones personales (com. pers.) deben ser evitadas si es posible, pero, en cualquier caso no irán mencionadas en las referencias bibliográficas. Los trabajos en preparación, pueden ser mencionados de esta manera, salvo que existan como informes inéditos, en cuyo caso serán mencionados como ya se ha señalado.

Nombres científicos: Todos los taxones o sintaxones utilizados deberán escribirse en letra cursiva y no subrayados.

Se recomienda utilizar en el título únicamente el nombre científico, por ser la referencia de nomenclatura más universal, pero es conveniente que en el resumen o en el texto principal se mencione también el nombre vulgar, si lo hubiere, para una mejor identificación.

Expresiones numéricas y matemáticas: Los nueve primeros números se escribirán con letras, excepto cuando

vayan seguidos de una unidad de medida (por ej.: 5 cm) o hagan referencia a una mención específica (por ej.: Testigo 1, Clave 3). Las unidades de medida seguirán los criterios del Sistema Internacional de medidas.

Los cocientes con más de dos unidades se representarán con exponentes negativos (por ejemplo: $a(b+c)^{-1}$).

Tablas: Deberán ir acompañadas de su encabezamiento y seriadas en números arábigos, al final del texto principal, siguiendo la secuencia de su primera referencia en el texto. Se señalará de modo destacado (con mayúsculas) en el texto el lugar aproximado de su ubicación. En el texto publicado se eliminarán estas referencias provisionales.

Las tablas deberán estar realizadas en un formato de tablas del procesador de texto utilizado (es decir las columnas no deberán estar separadas por tabulaciones) y no podrán llevar ningún tipo de bordes horizontales ni verticales. Es conveniente que se acompañe de los datos en la hoja de cálculo Excel. Según el tamaño de las mismas se editarán en formato de una o de dos columnas de texto, o de formato apaisado a página completa. Se evitarán las tablas de tamaño tal que precisen ser editadas como un desplegable. Detalles como los niveles de significación estadística alcanzados pueden ir situados como notas en la base de la tabla.

Nunca debe haber información repetida en figuras y en tablas. Se recomienda expresar la información en forma de tablas cuando se pretenda dar mayor relevancia a la precisión del valor expuesto y en forma de gráfica cuando se pretenda destacar la impresión visual de un proceso.

Figuras: Gráficos, mapas y fotografías deberán ir acompañados de su pie y seriadas en números arábigos, al final del

texto principal y a continuación de las tablas, siguiendo la secuencia de su primera referencia en el texto. Se señalará de modo destacado (con mayúsculas) en el texto el lugar aproximado de su ubicación. En el texto publicado se eliminarán estas referencias provisionales. Las gráficas no deben ir nunca incluidas en el texto procesado, sino aparte, debiendo siempre constar su información en una hoja de cálculo para permitir la máxima versatilidad en el maquetado.

Únicamente se publicarán figuras en blanco y negro (y gamas de gris), salvo que el autor corra con los costes extra de la publicación de las figuras en color (consultar con los editores). La mayor parte de las figuras deberán poder ser reducidas a la anchura de la columna de la revista, de modo que trazos, símbolos y letras puedan ser leídas sin dificultad a ese tamaño, de manera que el tamaño de los símbolos y letras no superen el tamaño del tipo de letra que constituya el texto principal.

Fotografías: Deberán ser enviadas en papel mate, con una escala gráfica si la referencia de tamaño lo requiere. Figuras complejas, tales como mapas serán enviadas, como ya se indicó, en Corel o en Windows Metafile. Otras posibilidades deben ser consultadas con los editores.

Páginas de prueba: Dado que el texto será proporcionado por el autor directamente en un fichero, no se enviarán las galeradas iniciales, únicamente el texto definitivo listo para su publicación.

Separatas: La revista pondrá a disposición de los autores 5 separatas en papel por artículo. Además podrán obtenerse en la página web de la revista en formato pdf.

Índice

Diseñando Redes de Conservación: los corredores ecológicos a través de los modelos espaciales.	
Pilar García	00

Index

Design Conservation Networks: ecological corridors through spatial models.	
Pilar García	00

ÍNDICE

- **Artículos especiales** Diseñando Redes de Conservación: los corredores ecológicos a través de los modelos espaciales.
Pilar García.

PATROCINADA POR



fundación
hidrocantábrico