

RAREZA, ESTATUS DE CONSERVACIÓN Y SUS DETERMINANTES ECOLÓGICOS. REVISIÓN DE SU APLICACIÓN A ESCALA REGIONAL

L. M. Carrascal*.¹ y D. Palomino*.²

RESUMEN

En este trabajo se efectúa una revisión crítica sobre la rareza ecológica, las categorías de amenaza de las especies y la definición de su estatus de conservación. En la aplicación de los criterios cuantitativos para establecer categorías de amenaza existen numerosos problemas lógicos asociados con la conservación de la biodiversidad, biológicos relacionados con la historia natural de las especies y metodológicos vinculados a aspectos de diseño científico y fiabilidad de los datos. No sería recomendable crear categorías que definan el estatus de amenaza a escalas nacional o regional cuando los datos utilizados sean pura especulación. Esto es especialmente preocupante cuando la rareza a escala regional venga motivada por aspectos puramente biogeográficos (e.g., poblaciones en bordes de distribución). Se proponen alternativas para la aplicación de criterios definitorios de estatus de conservación a escala regional (p.e., nacional o comunidades autónomas).

Palabras clave: rareza, catalogación regional de amenaza, bases ecológicas, estatus de conservación.

SUMMARY

Rarity, conservation status and their ecological basis. Scientific background and utility of application of red list criteria at regional levels

This work reviews the relationships among the ecological basis of rarity, threat categories of species and the definition of their conservation status. When applying quantitative criteria to establish threat categories, there are many logical problems dealing with biodiversity conservation, biological problems dealing with the natural history of the species, and methodological problems linked to scientific design and reliability of the data; these limitations are assessed. It is not advisable to determine national or regional categories of threat when depending on speculative data without scientific credibility. This should be particularly worrying if regional rarity is based on purely biogeographical aspects (e.g., populations at the edges of total distribution ranges). Several alternatives are proposed to apply criteria determining the regional threat status.

Key words: rarity, ecological basis, conservation status, regional threat categories.

* Depto. de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), José Gutiérrez Abascal, 2; E-27006 Madrid.

¹ email: mcnc152@mncn.csic.es

² Dirección actual: Área de Estudio y Seguimiento de Aves, Sociedad Española de Ornitología, C/ Melquiades Biencinto 34, 28053 Madrid.

La variabilidad interespecífica en la rareza como fenómeno natural relevante

Uno de los aspectos más llamativos y elementales de la historia natural de las especies y que atrajo desde el principio la atención de naturalistas, científicos y conservacionistas es la constatación de las enormes diferencias entre especies en la extensión de sus áreas de distribución, sus tamaños poblacionales, y sus densidades (número de individuos por unidad de superficie). Esto es, existen especies muy comunes y otras muy raras. Este aspecto no sólo es típico de la flora y fauna hoy existentes, sino que se observa de similar modo en el registro paleontológico.

Para explicar esta enorme variabilidad entre especies en el grado de rareza se ha recurrido a hipótesis muy diversas (véase la revisión general de Gaston, 1994): biogeográficas (p.e., insularidad, centros de especiación, existencia de barreras geográficas, limitantes ambientales), filogenéticas relacionadas con la diversificación de la vida en la Tierra, alométricas relacionadas con la talla corporal, fisiológicas asociadas con límites de tolerancia a factores abióticos, demográficas (p.e., fecundidad, esperanza de vida, reclutamiento reproductivo y potencial dispersivo de la descendencia), y ecológicas (p.e. disponibilidad de recursos tróficos, competencia interespecífica).

La actuación del hombre sobre los ecosistemas a través del uso del territorio también ha influido sobre estos patrones naturales, de manera que ha conducido a la contracción de las áreas de distribución y a la reducción de los tamaños poblacionales de algunas especies, llegando incluso hasta su total extinción. Por ejemplo, aproximadamente el 1% de las especies de la Clase Aves se han extinguido desde 1600 (Temple, 1985; Bibby, 1995), y el 11% de sus especies actuales están incluidas en la lista roja de la UICN, mientras que se supone, o hay datos que lo apuntan, que una mayor proporción (70%) están en declive sin alcanzar el nivel de severo peligro de extinción (Baillie & Groombridge, 1996).

Por otro lado, las actividades humanas alterando los ecosistemas naturales autóctonos (p.e., deforestación o alteración de medios herbáceos-arbustivos para la creación de terrenos agrícolas y ganaderos) han favorecido a otras especies, de manera que éstas han expandido sus áreas de distribución y han aumentado tanto sus tamaños poblacionales totales como sus densidades ecológicas en algunos medios. Así, mientras que una mayoría de las especies de aves en ecosistemas naturales de regiones

concretas se ven afectadas negativamente por las actividades humanas (agroforestales o urbanísticas) haciéndose más raras, otras especies son influidas positivamente incrementando sus efectivos poblacionales y/o su extensión geográfica (p.e., Carrascal & Tellería, 1990; Thiollay, 1995; ver Carrascal *et al.*, 2002 y Palomino & Carrascal, 2005 para las aves del entorno de la Comunidad de Madrid). Además, la gran movilidad del hombre ha promovido la expansión, en cortísimas escalas de tiempo, de especies foráneas que han superado barreras geográficas que sin la intervención humana no hubiesen podido franquear (Vitousek *et al.*, 1996; Williamson, 1996). Así, el 2% de las especies de la Clase Aves (Lockwood, 1999) y el 1% de los Mamíferos (Lever, 1987) han tenido un enorme éxito al ser introducidos en nuevas regiones (p.e., el caso de Aves y Mamíferos en Nueva Zelanda; Forsyth & Duncan, 2001). De este modo, se ha producido la invasión de especies alóctonas, algunas de las cuales han tenido un enorme éxito y están afectando negativamente tanto a especies animales autóctonas como a los intereses económicos del hombre (caso de la serpiente *Boiga irregularis* en la isla de Guam –Fritts y Rodda 1998–; el Lucio *Esox lucius* en muchos ríos europeos –p.e. Rincón *et al.*, 1990). Todas estas tendencias hacia la extinción o enrarecimiento de muchas especies, y el favorecimiento de otras (menor cantidad numéricamente) está conduciendo hacia una homogenización de los biotas terrestres (McKinney & Lockwood, 1999).

Los efectos producidos por el hombre sobre las poblaciones animales en los últimos siglos no son inéditos en la historia de la vida en la Tierra, sino que también se han producido en el pasado en ausencia de la actuación humana (extinciones en masa periódicas a lo largo de la vida en la Tierra; Hallam & Wignall, 1997; Erwin, 1998; Courtillot, 1999) o motivados por poblaciones humanas primitivas (por ejemplo extinción de las grandes faunas de mamíferos en América, o de especies animales insulares –Diamond *et al.*, 1989; Milberg & Tyrberg, 1993). Así, nos encontramos con que la vida, tal y como la conocemos hoy, es consecuencia de fenómenos a escala planetaria asociados de la tectónica de placas y/o de movimientos del eje de la Tierra sobre el plano de la eclíptica (conversión en desiertos secos –Sáhara– o fríos –Antártida– de zonas que en épocas pretéritas tuvieron faunas y floras riquísimas), cambios climáticos con orígenes extraplanetarios (p.e., glaciaciones), o derivados de catástrofes por colisiones de meteoritos o de fenómenos volcánicos intensos y ampliamente extendidos.

Lo realmente nuevo del efecto de la acción humana sobre los patrones de distribución-abundancia de las especies en la Tierra es que desde la Revolución Industrial, y el posterior crecimiento exponencial de la población de nuestra especie, está operando en unas cortísimas escalas de tiempo. Como máxima expresión de este fenómeno está el hecho de que las tasas de extinción de especies por unidad de tiempo puede que en la actualidad sea más alta que en ninguna otra época en la historia de la Tierra (véase controversia en relación con el libro de Lomborg, 2001; Moomaw, 2002; Bini *et al.*, 2005).

Bases ecológicas de la rareza y de la propensión a presentar problemas de conservación

La predisposición a presentar elevados riesgos de extinción se ha vinculado con el fenómeno ecológico de la rareza a través de mecanismos naturales (Williamson, 1989; Ricklefs & Bermingham, 2002), pero también con la interacción que existe entre las especies y los impactos sobre el territorio por parte del hombre (Owens & Bennett, 2000). Así, la probabilidad de presentar problemas de conservación es mayor en especies de escasa abundancia (Pimm *et al.*, 1993; Mace & Kershaw, 1997; O'Grady *et al.*, 2004b), reducidas extensiones geográficas (Manne *et al.*, 1999; Gage *et al.*, 2004), preferencias de hábitat muy especializadas (Hawkins *et al.*, 2000; aunque ver Gage *et al.*, 2004), localización geográfica en áreas sujetas a fuerte impacto humano (Hawkins *et al.*, 2000; McKinney, 2001) y que son utilizadas por el hombre (p.e., especies cinegéticas, pesqueras o de interés para coleccionistas; Hawkins *et al.*, 2000; Dulvy *et al.*, 2003; Keane *et al.*, 2005).

Estos fenómenos, a su vez, se asocian con rasgos biológicos básicos fundamentados en aspectos alométricos que relacionan la talla corporal con las estrategias demográficas y tróficas. Así, las especies de mayor talla corporal suelen tener una baja tasa reproductiva y ocupar niveles altos en las cadenas tróficas (Peters, 1983), estando estos rasgos positivamente relacionados con la propensión a tener problemas de conservación (Pimm, 1991; Gittleman & Purvis, 1998; Russell *et al.*, 1998; Purvis *et al.*, 2000; Owens & Bennett, 2000; Gage *et al.*, 2004). Por otro lado, la extensión del área de distribución, los tamaños poblacionales, la densidad ecológica (abundancia por unidad de superficie), y las preferencias de hábitat también se relacionan alométricamente con la talla corporal.

Las especies más grandes suelen tener menores tamaños poblacionales en regiones geográficas amplias (Gaston & Curnutt, 1998; Gaston *et al.*, 1998, Gregory & Gaston, 2000), ser localmente menos densas (Damuth, 1981; 1987; Peters & Realson, 1984; Damuth, 1991; Tellería & Carrascal, 1994; Marquet *et al.*, 1995; ver no obstante Maurer & Brown, 1988; Blackburn *et al.*, 1990; Cotgreave, 1994; Marquet *et al.*, 1995), y ocupar hábitats estructuralmente más simples (Morse *et al.*, 1985; Hacker & Steneck, 1990; Shorrocks *et al.*, 1991; Polo & Carrascal, 1999).

Carrascal & Lobo (2003) analizan la variación interespecífica del área de distribución geográfica de las Aves de la Península Ibérica durante el periodo reproductor. Las especies con menor extensión geográfica ocupan los extremos de un gradiente de xericidad que combina precipitaciones, temperatura e insolación, y manifiestan marcadas preferencias por ambientes acuáticos (p.e., marismas, lagunas, embalses), o áreas montanas-alpinas de roquedos o pastizales, o medios agropecuarios arbolados abiertos (p.e., dehesas), o áreas agrícolas tanto de regadío como de secano. Globalmente, las especies cuyos requerimientos ambientales a gran escala difieren más de las condiciones promedio peninsulares son aquellas con áreas de distribución más restringidas. Por otro lado, las especies más densas y con mayor capacidad para ocupar distintas formaciones vegetales son aquellas más ampliamente distribuidas en la Península Ibérica. Estos resultados demuestran la estrecha vinculación existente entre la rareza vinculada con la distribución geográfica y ciertos aspectos autoecológicos asociados con el uso del medio por parte de las especies.

No obstante, existen algunos estudios que demuestran que las causas de la rareza y sus consecuencias sobre el estatus de conservación no son generalizables, ya que son distintas en función de en qué contextos taxonómicos, geográficos y ambientales estemos (plantas *vs.* aves y mamíferos, islas *vs.* continentes, ambientes forestales *vs.* estepáricos, áreas a baja altitud *vs.* zonas altimontanas). Por ejemplo, la relación entre los rasgos ecológicos de las especies y su grado de rareza depende de la región y escala espacial analizada (Murray *et al.*, 2002; Murray & Lepschi, 2004; Pilgrim *et al.*, 2004). Así, y en el caso concreto de la Comunidad de Madrid, las especies con mayores problemas de conservación a escala europea presentaban durante el invierno una marcada preferencia por los medios estructuralmente más sencillos resultado de la degradación ambiental (p.e.,

medios agrícolas y pastizales) y manifestaron una considerable amplitud de distribución entre hábitats y en el gradiente altitudinal (Carrascal *et al.*, 2002). Esto puede explicarse por los patrones de preferencias de hábitat de algunas especies por áreas abiertas, que fueron favorecidas en el pasado por los sistemas de explotación agropecuarios tradicionales y extensivos, los cuales han sido modificados profundamente en los últimos 50 años por el hombre (Tucker & Heath, 1994). La recuperación forestal de muchas áreas y la intensificación agrícola ha reducido las áreas de distribución potenciales para estas especies, las cuales se han hecho cada vez más raras y han pasado a engrosar las categorías de especies vulnerables o amenazadas. Esto además está acentuado por sesgos político-geográficos, ya que especies con índices de amenaza elevados que en el centro y norte de Europa son raras o muy escasas, en España son muy abundantes hoy día (con toda seguridad mucho más que hace varios siglos considerando la vegetación potencial) y además ocupan formaciones vegetales producto de la profunda degradación ambiental de medios autóctonos.

Por otra parte, la relación entre los determinantes de la rareza y el riesgo real de conservación de las especies también puede variar mucho en función de distintos niveles de influencia humana (p.e. Owens & Bennett, 2000; Cassey, 2001; Donázar *et al.*, 2005). Por ello, la comunidad científica está actualmente desarrollando trabajos centrados en tratar de ampliar el conocimiento existente sobre las bases biogeográficas, filogenéticas y ecológicas de este fenómeno, que van más allá de los patrones generales previamente descritos.

Así, hoy sabemos que la cantidad de especies extintas y la vulnerabilidad a la extinción no se reparte aleatoriamente en un contexto filogenético (p.e., McKinney, 1997; Russell *et al.*, 1998; Purvis & Gittleman, 2000; Lockwood *et al.*, 2000; Purvis *et al.*, 2000; Gage *et al.*, 2004), sino que tiende a ser más intenso en los linajes con pocas especies. Aunque esto parece ser la tendencia común en Aves y Mamíferos (Gittleman & Purvis, 1998), no es el patrón observado en plantas vasculares (Schwartz & Simberloff, 2001), en donde la rareza está consistentemente asociada con la cantidad de especies dentro de un nivel taxonómico dado (orden, familia e incluso género; aunque véase Edwards & Westoby, 2000).

El análisis llevado a cabo por Hawkins *et al.* (2000) con peces de arrecifes coralinos pone de manifiesto que las especies con estatus de conservación amenazados tienen áreas de distribución

restringidas y presentan unos requerimientos de hábitat más específicos, aunque tienen menores tallas corporales que otras especies menos amenazadas. Sin embargo, Morris *et al.* (2000) encuentran que las especies de Serránidos de la subfamilia Epinephelinae de mares templados no cumplen el patrón clásico que asocia a las especies poco candidatas a manifestar problemas de conservación con áreas de distribución amplias y la producción de numerosos juveniles con alto potencial dispersivo. También en contra de lo esperado, Harris & Pimm (2004) no identifican un menor riesgo de extinción para aves tolerantes a la degradación del bosque atlántico brasileño que para aves estrictamente dependientes de este hábitat. Sullivan *et al.* (2000) encuentran con dípteros europeos (familia Syrphidae) que las especies con peores estatus de conservación en las listas rojas tenían mayor tamaño corporal pero no manifestaron ningún patrón consistente en cuanto a la amplitud de hábitat.

La cercanía de asentamientos humanos densamente poblados también se ha identificado como un catalizador del riesgo de extinción, pero sin embargo Manne & Pimm (2001) no encuentran que la densidad de población humana que habita en el ámbito geográfico de los Passeriformes del 'Nuevo Mundo' se asocie con las categorías de amenaza de la UICN.

La rareza tampoco parece distribuirse geográficamente de modo aleatorio. Así, las zonas tropicales (especialmente la región Indomalaya) presentan más proporción de especies raras de mamíferos (Yu & Dobson, 2000) y peces (Hawkins *et al.*, 2000) que otras regiones biogeográficas. En el caso de las aves, en el extremo norte de la cordillera de los Andes se concentra la mayor densidad de especies totales, amenazadas o endémicas del planeta (Orme *et al.*, 2005). En Europa, los mayores niveles de rareza entre mamíferos se dan en latitudes meridionales (Baquero & Tellería, 2001). Aunque habitualmente se ha postulado que las especies insulares son más proclives a extinguirse que las continentales (Collar *et al.*, 1994), una vez que se controla el efecto filogenético y la extensión geográfica de las áreas de distribución se observa la tendencia contraria: las especies de pájaros continentales son más propensas a estar incluidas en categorías de amenaza seria que las especies insulares (Manne *et al.*, 1999).

Todos estos resultados de trabajos de investigación reciente son sólo un botón de muestra que ponen de manifiesto que aunque la rareza y la propensión a tener problemas de conservación tienen

bases demográficas, ecológicas y biogeográficas, no es posible generalizar globalmente a todos los grupos taxonómicos, ecosistemas y regiones geográficas. De estos resultados debería surgir la necesidad de ser prudentes a la hora de definir umbrales críticos o patrones globales de amenaza por riesgo de extinción a la hora de definir estrategias de conservación.

Listas Rojas y categorías de amenaza

La categorización del estatus de conservación tiene como principal objetivo identificar el grado de amenaza de las especies, con el objetivo de evitar extinciones futuras y contribuir a la conservación de la biodiversidad a escala global (Pearman, 2002; Butchart *et al.*, 2004). El estatus de conservación de especies según aparecen en las «listas rojas» está siendo utilizado con el objeto de identificar, definir, priorizar y contrastar la valía de áreas de conservación (p.e., Hilty & Merenlender, 2000; Cassidy *et al.*, 2001; Rey Benayas & de la Montaña, 2003). Esto es especialmente importante si se tiene en cuenta que algunos modelos basados en la relación superficie-número de especies y el impacto creciente del hombre sobre áreas y ecosistemas aún no muy afectados predicen unas extinciones catastróficas de cerca del 50% de las especies conocidas durante los próximos 100 años (Brown, 1995; McKinney, 1998; Wilson, 2002; pero ver Lomborg, 2001; y comentarios en la red en <http://www.ps.au.dk/vip/lomborg/index.htm>). Estas extinciones no tienen porqué afectar completamente a las especies, sino que pueden circunscribirse a determinados sectores de su distribución (p.e., a los bordes del área de distribución). En este contexto, la categorización del estatus de conservación y la definición de listas rojas han sido desarrolladas a distintas escalas espaciales (mundial, continental y política –nacional o regional). Dichas listas y los estatus de conservación definidos han manifestado diferentes grados de utilidad, como consecuencia de la interacción entre aspectos biogeográficos y demográficos y la relevancia biológica de las fronteras políticas asociadas con los esfuerzos de categorización a escalas nacionales o regionales.

A la hora de establecer listados de especies según su estatus de conservación se recurre a la inclusión de las mismas en categorías de amenaza. En numerosas ocasiones se han considerado criterios verbales de muy difícil cuantificación y contraste, basados en la experiencia personal de un grupo reducido de expertos (p.e. Libro Rojo de Vertebrados de España,

Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Catálogo de Especies Amenazadas de Madrid). Recientemente, se ha optado por categorías expresables cuantitativamente que definen límites por debajo de los cuales el grado de amenaza de una especie, y por tanto su peligro de extinción, aumenta (p.e., criterios UICN –Gärdenfors, 2001–, o SPEC europeos para Aves –Tucker & Heath, 1994–). Estos criterios cuantitativos están basados en aspectos relacionados con el tamaño poblacional, la extensión del área de distribución, y las tendencias temporales observadas recientemente o postuladas para el futuro (para los sesgos potenciales de estas medidas, véase p.e. Dunn, 2002; Hartley & Kunin, 2003; Cox, 2004; Murray & Lepschi, 2004). Esto es, se centran en el fenómeno de la rareza, entendiendo ésta como una medida de lo reducido de las poblaciones, de la localización de sus distribuciones tanto en extensión geográfica como en el gradiente de hábitats diferentes ocupados, y de su susceptibilidad a experimentar a corto o medio plazo un empeoramiento demográfico o corológico (Rabino-witz, 1981; Yu & Dobson, 2000).

Aunque este esfuerzo de cuantificación de los criterios es encomiable y puede ayudar a categorizar aceptablemente el grado real de amenaza de algunas especies (O'Grady *et al.*, 2004a), su aplicación a la escala global (p.e., todo el área de distribución de las especies, o extensiones geográficas y políticas enormes, como Europa) presenta problemas de objetividad y replicabilidad (Mace & Lande, 1991; Possingham *et al.*, 2002; Golding, 2004; Keller & Bollmann, 2004) Así, obligan en la inmensa mayoría de las especies a efectuar extrapolaciones o proyecciones muy aventuradas sin ser apoyadas por sólidos argumentos numéricos, e implican una homogeneización y universalidad en la aplicación de los criterios de rareza a una gran variedad de taxa, lo cual plantea muchos problemas y no está justificada considerando bases científicas (demográficas, ecológicas y biogeográficas). A continuación, se revisan los principales problemas asociados con estos criterios, tanto por sus justificaciones científicas como por su aplicación a escalas geográficas reducidas de carácter político (p.e., países, comunidades autónomas).

LIMITACIONES LÓGICAS Y DE UTILIDAD DESDE LA PERSPECTIVA DE LA CONSERVACIÓN DE LA 'BIODIVERSIDAD'

1. Basarse en estrategias de conservación centradas en especies concretas conduce a paradojas que desvían la atención a problemas poco relevantes para

la conservación de la 'biodiversidad', entendida ésta como la diversidad biológica de todos los organismos y procesos ecológicos y biogeográficos implicados.

Una aproximación centrada en identificar especies amenazadas puede conducir a estrategias de conservación de espacios en función de la existencia prioritaria de dichas especies. Se da entonces la paradoja de que las áreas que no tienen la 'desgracia' de acoger a especies amenazadas no son susceptibles de ser primadas en su conservación, a pesar de presentar elevados niveles de endemidad, originalidad faunística, o ser muy importantes en procesos ecológicos (p.e., interacciones entre organismos –competencia, asociaciones florísticas o faunísticas, frugivoría y dispersión de semillas, etc–, y entre organismos y ambiente –originalidad de procesos ecofisiológicos y de adaptación a condiciones extresantes de temperatura o humedad, migraciones y áreas de atracción de muchas especies y efectivos poblacionales en invernada/reproducción) y biogeográficos (fronteras y transiciones bioclimáticas con elevadas beta y gamma diversidad, refugios de flora y fauna tras procesos de cambio climático en el pasado, centros de especiación intensos, etc). Por ejemplo, centrarse en especies amenazadas concretas, y las medidas correctoras de los factores negativos que las afectan, no tiene por qué tender a la conservación de la diversidad biológica de una comarca, región o país como unidades político–geográficas. Cada vez más, se está enfatizando la necesidad de definir prioridades de conservación en función de la complementariedad en la red de áreas protegidas en función de una adición jerarquizada de espacios según su singularidad taxonómica, diversidad de diferentes taxa (i.e., diversidad cladística), endemidad, etc (Vane-Wright *et al.*, 1991; Posadas *et al.*, 2001; Williams *et al.*, 2000).

2. A pesar de los ingentes esfuerzos efectuados hasta la fecha para establecer criterios cuantitativos que definan categorías de estatus de conservación, y de creación de listas rojas a diferentes escalas espaciales (p.e., UICN a escala mundial, SPEC a escala europea, nacionales, regionales) en numerosas ocasiones esto no se ha plasmado en una mejora del estado de conservación de las especies.

A escala española tenemos el caso de la Cabra Hispánica de Pirineos, el Desmán, el Lince o el Águila Imperial Ibérica, cuyas poblaciones siguen languideciendo, o se han extinguido en muchas zonas (incluso completamente), a pesar de aparecer en las listas rojas nacionales e internacionales como

especies muy amenazadas y en peligro de extinción. A nivel europeo, especies de Aves que se consideraban en declive a finales de los años 80 siguen estando en declive (Tucker & Heath, 1994; Hagemeyer & Blair, 1997)

3. Al no existir una escala común que ordene y defina comparadamente los estatus de conservación de diferentes especies con distintos rasgos biológicos y estrategias vitales, es muy difícil utilizar una 'moneda de cambio' común que permita definir estrategias de conservación.

Por ejemplo, no tenemos respuestas a preguntas sencillas como ¿qué vale más, un espacio con una especie amenazada de extinción u otro con tres especies vulnerables, o por ejemplo otro con 25 especies raras?; o ante limitaciones de tiempo y recursos económicos ¿qué es más prioritario, centrarse en una especie muy amenazada o dedicar esos recursos a promover estrategias de conservación de varias especies vulnerables?

4. La asignación de una categoría de estatus de conservación manifiesta considerables sesgos políticos y sociológicos derivados de los intereses del momento y del origen geográfico de sus redactores.

Este fenómeno se pone claramente de manifiesto en la actualidad, ya que no todas las especies amenazadas de peligro de extinción o vulnerables atraen la misma atención social (p.e., especies emblemáticas –Lince Ibérico o Águila Imperial– frente a especies de plantas o insectos de pequeño tamaño). En la asignación de categorías de amenaza a las especies de aves europeas, los valores SPEC (Tucker & Heath, 1994) muestran un considerable sesgo político–geográfico, tendente a clasificar a las especies dentro de categorías de elevado grado de amenaza cuando éstas son escasas en países centro europeos e Inglaterra (p.e., caso de la Totovía o la Curruca Rabilarga). A una escala geográfica más local (p.e., catálogos regionales), se pone énfasis en especies raras dentro del entorno geográfico sujeto a examen, independientemente del patrón de distribución y abundancia a escalas geográficas mayores, caso que es especialmente llamativo si las especies alcanzan en esa región los límites de su distribución, y su presencia marca fuertes diferencias con otras regiones de ese mismo país que carecen de la especie. También existen sesgos de atracción por grupos de especies concretos que hace que en un determinado momento se ponga más énfasis en el grado de amenaza de determinadas especies (p.e., especies de aves rapaces vs.

especies de palomas o pícidos; especies de áreas estepáricas vs. especies de medios forestales).

5. En algunas listas rojas todavía se siguen utilizando categorías de amenaza ambiguas con muy escasas o nulas bases científicas. Este es el caso de las distintas subcategorías dentro de la categoría “de interés especial” que hacen referencia a ser raras, a no existir información suficiente sobre su estatus (pero se sospecha que puedan estar amenazadas), o a que tienen importancia social.

6. La categorización del estatus de conservación de especies a una escala espacial no tiene porqué ser de utilidad o relevante a otra escala geográfica.

Las aproximaciones globales (p.e., listados UICN para las especies en el mundo o SPECs europeos para Aves) pueden no ser de utilidad a escalas geográficas y políticas menores, al identificar especies que siendo raras o estando en regresión a escala mundial o continental, fuesen comunes en un país concreto o región dentro de éste. En este caso, se sesgarían las prioridades conservacionistas de regiones concretas a tenor de lo amenazado en otras zonas, obviando aspectos de biodiversidad mucho más relevantes a escala local (p.e., selección de áreas que acojan a muchas especies con estatus de conservación amenazado a nivel mundial, pero comunes en la región, frente a proteger áreas de gran diversidad biológica –endemidad, originalidad faunística– que no contengan especies con especiales problemas de conservación a nivel continental o mundial). De modo inverso, la catalogación de una especie como segura a escala global no informa de sus problemas de conservación a escala local; estos son los casos paradigmáticos del Urogallo (*Tetrao urogallus*) o el Pico Dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*), considerados como seguros a escala europea, pero que tienen importantes amenazas en España.

Por el contrario, las categorizaciones en áreas geográficas de extensión reducida (p.e., comunidades autónomas o países de reducida extensión) contribuirían poco a la protección de biodiversidad a escala global, tanto menos cuanto menor sea la proporción del tamaño poblacional y/o del área de extensión que de esa especie acogiese dicha región. Si una especie, aplicando criterios UICN corregidos para una aproximación regional (Gärdenfors, 2001; Gärdenfors *et al.*, 2001), fuese rara en una región determinada, y por tanto amenazada, dicha codificación podría tener poca utilidad contribuyendo a la protección de la

biodiversidad a escala global (ya que sería menos rara y amenazada a escala global de toda su área de distribución).

LIMITACIONES A NIVEL DE DISEÑO Y OBTENCIÓN DE DATOS

1. En las Listas Rojas obtenidas mediante la aplicación de criterios cuantitativos (p.e., UICN o SPECs europeos) existe la necesidad de poseer estimas objetivas y fiables de parámetros biogeográficos y poblacionales básicos. De este modo es posible aplicar los umbrales críticos de extensión del área de distribución o del número de individuos y sus decrementos en los últimos años que permiten incluir a una especie en una u otra categoría de amenaza. Esto requiere la existencia de programas de seguimiento temporal de los tamaños poblacionales y áreas de distribución geográfica, según metodologías estándar y protocolos de muestreo repetibles. No obstante, salvo en raras excepciones (p.e., especies de gran tamaño, muy emblemáticas y con gran trayectoria de estudios científicos como *Otis tarda*, *Lynx pardina*, *Aquila adalberti*, *Gallotia simonyi*) no se dispone de datos cuantitativos fiables obtenidos por procedimientos de inventariación metodológicamente repetibles y correctamente replicados, lo cual determina que desde una perspectiva de rigor científico esta actividad de cuantificación/categorización pueda ser calificada de especulación.

Este problema de falta de rigor científico en la inventariación puede no ser grave en casos concretos de especies ‘claramente’ muy amenazadas, ya que la información acumulada, aunque no sea cuantitativa, permite inducir con mucho grado de confianza graves problemas de conservación (p.e., cada vez se encuentran menos individuos y en menos zonas de *Lynx pardina* o *Galemys pyrenaeus*). Pero en una enorme cantidad de especies la falta de inventarios, tanto a escala de todo el área de distribución de la especie, como a nivel regional, no permite saber con rigor si la reducción del área de extensión o el tamaño poblacional en los últimos 10 años ha sido menor o mayor del 80%, 50%, 20% o 10% como para incluir a una especie en las categorías de ‘en peligro crítico’, ‘en peligro’, o ‘vulnerable’ según la UICN.

No sólo es que no existen inventarios más o menos fiables para muchas especies dentro de todo su área de distribución (p.e., Passeriformes dentro de Aves, virtualmente casi todas las especies de Reptiles, Anfibios o ‘micromamíferos’), sino que en gran parte de las unidades geográficas políticas

de menor extensión geográfica (p.e., países, regiones) estos datos son también inexistentes, aportándose sólo inferencias de muy dudosa fiabilidad (ver, por ejemplo, los códigos de calidad de los datos publicados en Tucker & Heath, 1994, para las especies de aves con problemas de conservación en Europa.

Por ejemplo, en España, muy pocas especies tienen inventarios cuantitativos de su distribución y abundancia, y muchas menos poseen varios inventarios repetidos a lo largo del tiempo con metodologías rigurosas que permitan obtener cambios temporales (excepción hecha del excelente proyecto SACRE de la S.E.O., 2002). Los atlas de grupos taxonómicos enteros son muy recientes y quedan relegados a vertebrados, manifestando muchos de estos atlas importantes lagunas en cuanto a la intensidad de muestreo y el grado de cobertura. Incluso cuando existen varios inventarios (sean de presencia/ausencia, atlas, o de estimas de tamaño de población) se suele dar el problema de que los primeros inventarios tenían asociados problemas cobertura, con lo cual a la hora de estimar los cambios temporales en la extensión del área de distribución, o el tamaño de población de la especie, no se tiene la certeza de si los cambios observados son debidos a cambios naturales en la especie o cambios en la intensidad de muestreo y cobertura de los inventarios.

Otro problema asociado con la falta de datos fiables es que hay una asociación muy intensa entre especies que 'aparentemente' tienen problemas de conservación, y su distribución preferente en países en los cuales la 'densidad' de naturalistas cualificados es muy baja y además presentan una naturaleza todavía poco degradada o transformada (compárese, por ejemplo, el estado de conservación de series ecológicas potenciales y la cantidad de naturalistas, sea del grupo que sea, que hay en Gran Bretaña, Alemania, Holanda o Dinamarca, con los de España, Grecia, Rumanía, Hungría, Turquía, Bulgaria, etc). Esto conlleva que para bastantes especies amenazadas, o con problemas de conservación, los datos existentes que avalan su inclusión en distintas categorías de amenaza sean muy poco fiables.

2. Existe una enorme variabilidad en las estimas extremas (mínimo-máximo) de los tamaños poblacionales de las especies, lo cual determina que sólo la variación porcentual entre los valores extremos sea de una cuantía similar o superior a los umbrales (i.e., porcentajes de cambio temporales) sugeridos por la UICN para clasificar a una especie como 'en

peligro' o 'vulnerable'. Esta enorme variabilidad en las estimas del tamaño poblacional en fechas determinadas resta credibilidad a los porcentajes de cambio temporal al comparar estimas en períodos distintos (véanse numerosísimos ejemplos para un grupo en teoría tan bien conocido como las Aves en Hagemeyer & Blair, 1997 y en Tucker & Heath, 1994). Este problema, que en términos estadísticos podría asociarse a las componentes de variación 'entre clases' en relación con la variación 'dentro de clase' (asunto que es la esencia de las comparaciones entre grupos y modelos ANOVA), resta rigor profesional científico a muchas de las estimas de porcentaje de cambio temporal e inclusión de una especie en una u otra categoría de amenaza.

3. Los criterios cuantitativos de categorización de grados de amenaza ponen el énfasis en cambios temporales en los efectivos poblacionales y/o en la extensión del área de distribución. Aunque esta aproximación, como tal, es correcta y potencialmente útil, manifiesta un gravísimo problema desde una perspectiva ecológica y biogeográfica para bastantes especies: cambio sí, pero... ¿desde qué referente de comparación? Este es el típico problema de ausencia de controles en el método científico al efectuar diseños experimentales u observacionales. La cuestión es determinar si cualquier cambio hacia el decremento poblacional o de extensión del área de distribución, respecto a una situación previa, tiene el mismo valor. Esto se relaciona, en numerosas ocasiones, con cambios en los patrones de uso del territorio por parte del hombre (p.e., cambio de una naturaleza muy bien conservada de áreas estepáricas o forestales a zonas agrícolas intensivas o extensivas en valles o series degradadas de matorral con sobrepastoreo, frente al paso de matorrales o zonas pseudoestepáricas agrícolas a medios forestales por abandono de usos agrícolas o ganaderos tradicionales). Esta cuestión suele ir asociada a sesgos políticos-geográficos en la asignación de categorías de amenaza (ver punto 4 del apartado anterior), ya que el abandono de usos agropecuarios tradicionales en países 'ricos' o de economías emergentes, que basan su crecimiento en la técnica y la concentración de actividades industriales en grandes polos de desarrollo, conlleva la rarificación de especies 'invasoras' de medios degradados (p.e., áreas agrícolas establecidas sobre formaciones vegetales autóctonas).

Para varias especies de aves se apuntan estatus de amenaza medios o bajos ('menor riesgo' o 'vulnerable' según la UICN, o categorías SPEC '2' o '3' según criterios para Aves europeas). Una buena

parte de estas especies son de formaciones vegetales abiertas asociadas a medios autóctonos que debieron ocupar una reducidísima extensión en el pasado, considerando la vegetación potencial, y tener pequeñas poblaciones. A consecuencia de las actividades agropecuarias se vieron favorecidas por la profunda degradación ambiental de los medios autóctonos. De este modo, especies que en un pasado de naturaleza salvaje poco modificada debieron ser muy escasas, se hicieron abundantes y extendieron sus áreas de distribución como consecuencia de la degradación ambiental. Posteriormente, con el abandono de los usos tradicionales agropecuarios se vieron afectadas negativamente al desaparecer los factores que las favorecían. Estas tendencias de reversión de usos tradicionales (repoblaciones forestales, regeneración de arbolado y de matorral siguiendo sucesiones ecológicas) han sido especialmente intensas en los últimos 40 años en muchas zonas europeas, y han llevado implícitos cambios poblacionales en muchas especies.

La significación de los cambios anteriormente mencionados no tienen, desde una perspectiva biogeográfica y de biodiversidad, el mismo valor que aquéllos que se producen sobre poblaciones naturales por efectos de la degradación ambiental sobre los pocos ecosistemas naturales y autóctonos remanentes. Por tanto, a la hora de definir cambios temporales en los tamaños poblacionales y la extensión del área de distribución es necesario definir el control con el que se efectúan las comparaciones. De otro modo, las categorizaciones de estatus de amenaza tendrían un valor heterogéneo desde el punto de vista de la protección de la biodiversidad en una naturaleza 'bien conservada' (i.e., no es lo mismo disminuir los efectivos poblacionales después de un fuerte incremento como consecuencia de prácticas de degradación ambiental, que reducirlos como consecuencia de los impactos deletéreos sobre ecosistemas naturales).

LIMITACIONES ASOCIADAS AL SIGNIFICADO BIOLÓGICOS DE LOS CRITERIOS

1. Los criterios cuantitativos para definir categorías de amenaza están basados en valores umbral que se aplican homogéneamente a especies muy distintas en función de su identidad taxonómica (p.e., Aves vs. Anfibios; Passeriformes vs. Falconiformes), recursos tróficos de los que dependen (p.e., herbívoros vs. insectívoros vs. 'superdepredadores'), o talla corporal y fenómenos biológicos asociados con ella alométricamente (p.e., especies de aves de

10 g vs. 1000 g y sus rasgos demográficos y ecológicos de espacio vital y densidad relacionados; Peters, 1983). El significado funcional que tienen estos valores umbral (porcentajes de cambio en 10 años o 3 generaciones, tamaños poblacionales, extensiones geográficas) es muy distinto para diferentes taxa, y su aplicación estandarizada clasificando a las especies en las diferentes categorías de amenaza hace que carezcan de significado biológico para muchísimos organismos. Esto es especialmente patente en especies que se asocian con lo que antiguamente se denominaban 'estrategas de la *r*' (p.e., numerosísimas especies de vertebrados de pequeña y mediana talla corporal con corta esperanza de vida, grandes fecundidades, bajos reclutamientos reproductivos, muy sensibles a elevadas mortalidades por variación estocástica de sus recursos y variables físicas abióticas), para las cuales los porcentajes de decremento de sus niveles poblacionales no tienen la misma trascendencia, en cuanto a grado de amenaza, que para otras especies que se aproximan a 'estrategas de la *k*'. En este sentido, los criterios UICN parecen estar más orientados a algunas especies de Aves y Mamíferos de gran tamaño o de distribución muy localizada (especies endémicas de ambientes insulares –sean islas o áreas montañosas–).

2. La aplicación de los criterios cuantitativos para la clasificación de especies en categorías de amenaza a escala global pierden valor a escalas geográficas más reducidas, ya que si en la región para la que se aplican dichos criterios se establecen bordes de área de distribución, los cambios poblacionales y de expansión–contracción de la superficie ocupada por la especie tienen un mayor grado de estocasticidad asociados con cambios ambientales de lo que ocurre en otras áreas del centro del área de distribución. Esto es especialmente marcado si los tamaños poblacionales son pequeños en esas áreas borde incluidas dentro de regiones definidas a tenor de criterios políticos y no biogeográficos. Este aspecto, a escala de la definición de áreas de conservación, ha sido abordado por Araujo & Williams (2001).

3. La aplicación de los criterios UICN a escala regional en vez de a escala global (p.e. para un país o una comunidad autónoma) tienen el grave problema del sesgo del área geográfica sobre la que se aplican, ya que distintas unidades políticas tienen diferentes extensiones geográficas. Esto es, obvian aspectos fundamentales en ecología como la densidad o tasas de cambio estándar por unidad de

superficie. Otro tanto podría decirse a la hora de aplicar criterios umbral de reducción del tamaño poblacional si no se define un tamaño muestral mínimo a partir del cual los porcentajes de cambio son 'significativos'.

Los criterios A de cada una de las categorías UICN de amenaza se refieren a porcentajes de reducción durante los últimos 10 años o 3 generaciones del área de distribución o el tamaño poblacional de las especies. Los valores umbral pueden tener sentido a escala global (todo el área de distribución de una especie), pero su significado es muy dudoso a escala geográfica más reducida. Por ejemplo, no es lo mismo una reducción del 80% (criterio UICN 'CR-A-1') en una especie con 15.000 individuos en un país de 500.000 km², que en un país de pequeño tamaño de 2.600 km² (como Luxemburgo) y 20 individuos de dicha especie. O dicho de otro modo, ¿es muy preocupante que una especie con sólo unas pocas parejas reproductoras en una comunidad autónoma manifieste un descenso del 50% (criterio UICN 'EN-A-1')? (caso de especies que alcanzan en una región su borde de distribución). Obviar este aspecto equivale a no reconocer que los intervalos de confianza de las proporciones son dependientes de los tamaños muestrales.

Otro tanto se podría decir al considerar los criterios 'B' (extensión del área de distribución) o 'C' (tamaño poblacional) de cada una de las categorías UICN. Así, no tiene el mismo significado ecológico el umbral de 250 individuos maduros (criterio UICN 'CR-C') en todo el área de distribución de una especie, que en un país medio-grande como España, que en una comunidad autónoma extensa como Andalucía, o que en otra de menores dimensiones como Madrid. Al no ir referidos estos umbrales a unidades de superficie, su aplicación puede carecer de significado conservacionista, biogeográfico y ecológico. Por otro lado, siempre que las especies en una región alcanzasen su borde de distribución, invocarían la necesidad de elevar su estatus de amenaza a una categoría más crítica, no por motivos de rareza derivada de impactos humanos, sino por motivos asociados con la rareza puramente natural. Una vez más, estas limitaciones ponen de manifiesto el carácter global de los criterios UICN y su escasa aplicabilidad a escalas regionales (incluso después de considerar las recomendaciones de Gärdenfors, 2001).

4. Los parámetros utilizados por los criterios internacionales deberían complementarse por otros de mucho más significado biológico basados en la

'valencia ecológica' (p.e., amplitud de hábitat, de distribución altitudinal) y aspectos demográficos (p.e., estimas groseras de esperanza de vida, fecundidad, edad a la primera reproducción, que claramente distinguen especies como insectos y aves, o 'micromamíferos' y linceos, o águilas y pequeños paseriformes). Hoy en día existen suficientes datos publicados en monografías y revistas científicas como para abordar este análisis complementario. Dar este paso supone aunar los esfuerzos de gestores, burócratas, científicos y naturalistas para de este modo poder integrar el conocimiento científico con la necesidad de proporcionar recomendaciones con sólidas bases ecológicas. Esto es, los criterios cuantitativos utilizados en listas rojas internacionales (p.e., UICN, SPECs europeos) contienen mucha 'numerología' no matizada y muy poca historia natural y bases científicas.

Conclusiones

RELATIVAS A LAS LIMITACIONES DE LOS CRITERIOS CUANTITATIVOS INTERNACIONALES

De todo lo sintetizado y revisado críticamente en los apartados anteriores se pueden extraer algunas conclusiones acerca del margen de aplicabilidad de las categorizaciones del grado de amenaza. A continuación se exponen las principales.

1. Los criterios cuantitativos utilizados por algunas Listas Rojas internacionales (p.e., UICN, SPECs europeos) suponen un considerable progreso hacia la objetividad en la definición de categorías de amenaza de las especies, frente a otras aproximaciones basadas en criterios más subjetivos utilizadas en catálogos regionales o nacionales (p.e., Lista Roja Española) que incluyen áreas geográficas definidas en función de criterios políticos y no biogeográficos.
2. Estos criterios y categorías internacionales permiten identificar a especies que a escala global de todo su área de distribución presentan graves problemas de conservación. Su valor más destacado reside en esta doble vertiente de 'gran amenaza' y 'escala global'.
3. Salvo en casos de gran claridad en el grado de amenaza, la aplicación de los criterios cuantitativos para incluir a las especies en categorías de peligro menos extremas (p.e., 'en peligro', 'vulnerable', 'menor riesgo') viene condicionada por la existencia de datos fiables sobre la extensión del área de distribución y el tamaño

poblacional, así como de los cambios temporales observados para estos dos parámetros. Desde una perspectiva científica profesional de inventariación, los datos disponibles para una enorme cantidad de especies tienen una extremadamente baja fiabilidad, incurriendo en grandes problemas metodológicos y estadísticos que los acercan más a actividades burocráticas y políticas ávidas de proporcionar datos rápidamente, que a disciplinas profesionales con sólidas bases metodológicas.

4. Los criterios cuantitativos umbral para definir categorías de amenaza carecen de sólidas bases ecológicas y biogeográficas como para ser aplicados homogéneamente a una enorme variedad de especies según su identidad taxonómica o rasgos biológicos asociados con su demografía, ecología trófica, etc.
5. La aplicación de los criterios cuantitativos UICN a escala regional están plagados de problemas asociados con hechos básicos de método científico y análisis de datos (p.e., escasa precisión y exactitud de la información cuantitativa que hacen que los rangos de confianza de las estimas sean mucho mayores que los cambios porcentuales en el tiempo; valores umbrales no estandarizados por el tamaño de la población considerada o por unidad de superficie –definida siempre en términos políticos y no bioclimáticos o biogeográficos).
6. Aunque se han efectuado propuestas para la aplicación generalizada de los criterios internacionales UICN a escalas geográficas menores (realmente políticas; Gärdenfors, 2001), en dicha aplicación se marcan y se magnifican los mismos problemas metodológicos y biológicos identificados a escala global (p.e., efecto del localismo–nacionalismo por acoger reducidos números o extensiones de las especies, problemas asociados con bordes de distribución).
7. Intentar centrar la atención sobre el estudio y conservación de la naturaleza en el grado de amenaza de las especies está plagado de numerosos problemas que obvian el significado último de la biodiversidad: conservar patrones integrales de diversidad u originalidad faunística, preservación de procesos ecológicos, etc.

Todos estos hechos conducen a recomendar la utilización de criterios y categorías internacionales para identificar a especies con graves problemas de conservación a escala global, y definir medidas para su preservación en todos y cada uno de los paí-

ses/regiones donde la especie está presente. No sería recomendable ‘distraer’ la atención sobre la gestión y conservación de la biodiversidad a escalas nacional o regional incluyendo a especies en ‘cajitas estancas’ que definen categorías de amenaza, máxime cuando los datos utilizados en muchas ocasiones son pura especulación que le restan la credibilidad científica en la esperan apoyarse.

ALTERNATIVAS A LA REGIONALIZACIÓN DE LOS CRITERIOS CUANTITATIVOS INTERNACIONALES

A continuación se efectúan algunas sugerencias para que la aplicación de criterios cuantitativos que definan niveles de amenaza tengan valor desde una perspectiva científica y conservacionista. Se parte de la premisa de que la meta prioritaria es identificar a aquellas especies que a escala regional manifiestan un elevado grado de amenaza debido a impactos negativos humanos y no a meros determinantes ecológicos y biogeográficos asociados con la rareza natural. Este conjunto de especies requerirían unos planes de acción y unas medidas restrictivas de conservación que identificasen actuaciones particulares que no quedasen cubiertas por programas de conservación de la biodiversidad que operasen a nivel de hábitats concretos o de áreas con figuras legales de protección.

1. Considerar las asignaciones de grado de amenaza establecidas a escala global, poniendo énfasis en aquellas especies que claramente presentan graves problemas de conservación (p.e., categorías UICN ‘CR’ y ‘EN’, o categoría SPEC ‘1’). En la inmensa mayoría de los casos estas especies presentan problemas acuciantes, y generalizables a todo su área de distribución, asociados con factores antrópicos que es necesario controlar y mitigar.
2. Valorar si la especie en la región de análisis alcanza su límite biogeográfico, y por tanto la reducida extensión de su área de distribución y lo exiguo de sus efectivos tiene bases biogeográficas y no es rareza asociada con factores antrópicos.
3. Valorar si la especie en el área geográfica de análisis es rara por factores puramente ecológicos asociados con sus preferencias de hábitat y valencia ecológica (p.e., escasez de sus hábitats preferidos, ausencia o muy poca superficie de las áreas de distribución altitudinal) y no es rareza asociada con factores antrópicos.
4. En el caso de que las poblaciones de especies seriamente amenazadas sean muy escasas en

- una región por los motivos expuestos en los puntos 2 y/o 3, las medidas y planes de acción tendentes a su conservación es muy posible que tengan muy poca eficacia, ya que dichas especies en esas áreas están sometidas a fenómenos vinculados a metapoblaciones con un elevado grado de estocasticidad (extinción-colonización, poblaciones aisladas no viables, etc).
5. Para el resto de las especies con categorías de amenaza menos extremas (p.e., niveles vulnerables –VU– y menor riesgo –LR–), seleccionar a aquellas especies valorando que la rareza a escala regional tenga bases antrópicas y no asociadas a fenómenos biogeográficos (punto 2) y/o ecológicos (punto 3).
 6. En el caso de las especies seleccionadas en el punto 5, valorar cuál es la contribución de las poblaciones incluidas en la región de análisis al contexto global de la especie (p.e., todo su área de distribución, o escala europea). El énfasis de conservación a escala local (p.e., planes de acción, inversiones en guardería, infraestructuras, compra de territorios, etc) deberá ser mayor en tanto en cuanto la región de análisis contribuya más a los efectivos poblacionales y supervivencia de la especie en cuestión. El nivel umbral de esta contribución no puede ser definido de modo uniforme con criterios científicos para todos los taxones, ya que depende de la historia vital y demografía de cada especie. En cualquier caso, la definición de estos valores umbral tiene carácter técnico (recursos disponibles y posibilidades administrativas de cada región) y político.
 7. En el caso de las especies seleccionadas en el punto 6, identificar si los problemas asociados a la conservación de sus poblaciones son específicos de ellas y dependientes de sus rasgos biológicos particulares relacionados con la fecundidad, mortalidad, ecología trófica, etc. Si los efectos deletéreos sobre sus poblaciones no son particulares de dichas especies y son extensibles a un numeroso conjunto de organismos que comparten preferencias de hábitat ‘grose-ras’, entonces dirigir la atención hacia planes de conservación de la biodiversidad orientados hacia unidades ambientales concretas (p.e., localidades, hábitats) sin necesidad de tener que recurrir a planes de protección específicos.
 8. No aplicar los criterios umbrales definidos por los criterios ‘A’, ‘B’ y ‘C’ de las distintas categorías UICN, ya que no están referidos a unidades de superficie concretas o tamaños poblacionales mínimos que hagan significativas las tendencias observadas. Se obtendrían resultados muy distintos dependiendo de si la región de análisis es muy extensa o reducida en su área geográfica.
 9. Mucho más prioritario que catalogar a las especies en categorías de amenaza es establecer planes de inventariación y seguimiento de las áreas de distribución y los tamaños poblacionales de las especies. Habida cuenta de que las categorías de estatus de conservación están basadas en criterios cuantitativos que definen umbrales muy concretos, la inexistencia de estos datos conduce a que la aplicación de dichos criterios sea una práctica subjetiva y carente del rigor científico del que se quiere proveer.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es una contribución al proyecto “Evaluación del conocimiento y del estado de conservación de la diversidad animal de Madrid” (GR/AMB/0750/2004).

Referencias

- ARAÚJO, M. B. & WILLIAMS, P. H., 2001. The bias of complementarity hotspots toward marginal populations. *Conservation Biology*, 15: 1710-1720.
- BAILLIE, J. & GROOMBRIDGE, B., 1996. *1996 IUCN Red List of threatened animals*. The IUCN Species Survival Commission. Gland. lxx + 378 pp.
- BAQUERO, R. A. & TELLERÍA, J. L., 2001. Species richness, rarity and endemism of European mammals: a biogeographical approach. *Biodiversity and Conservation*, 10: 29-44.
- BIBBY, C. J., 1995. Recent past and future extinctions in birds. In: J. H. Lawton & R. M. May (eds.). *Extinction rates*. Oxford University Press. Oxford: 98-110.
- BINI, L. M., DINIZ-FILHO, J. A. F., CARVALHO, P., PINTO, M. P. & RANGEL, T. F. L. V. B., 2005. Lomborg and the litany of biodiversity crisis: what the peer-reviewed literature says. *Conservation Biology*, 19: 1301-1305.
- BLACKBURN, T. M., HARVEY, P. H. & PAGEL, M. D., 1990. Species number, population density and body size relationships in natural communities. *Journal of Animal Ecology*, 59: 335-345.
- BLAIR, R. B., 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6: 506-519.
- BROWN, J. H., 1995. *Macroecology*. The University of Chicago Press. Chicago. 377 pp.

- BUTCHART, S. H. M., STATTERSFIELD, A. J., BENNUN, L. A., SHUTES, S. M., AKÇAKAYA, H. R., BAILLIE, J. E. M., STUART, S. N., HILTON-TAYLOR, C. & MACE, C. M., 2004. Measuring global trends in the status of biodiversity: red list indices for birds. *PloS Biology*, 2: e383.
- CARRASCAL, L. M. & LOBO, J. L., 2003. Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. In: R. Martí & J.C. Del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid: 645-662 y 718-721.
- CARRASCAL, L. M., PALOMINO, D. & LOBO, J. M., 2002. Patrones de preferencias de hábitat y de distribución y abundancia invernal de aves en el centro de España. Análisis y predicción del efecto de factores ecológicos. *Animal Biodiversity and Conservation*, 25: 7-40.
- CARRASCAL, L. M. & TELLERÍA, J. L., 1990. Impacto de las repoblaciones de *Pinus radiata* sobre la avifauna forestal del Norte de España. *Ardeola*, 37: 247-266.
- CASSEY, P., 2001. Determining variation in the success of New Zealand land birds. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 161-172.
- CASSIDY, K. M., GRUE, C. E., SMITH, M. R., JOHNSON, R. E., DVORNICH, K. M., MCALLISTER, K. R., MATTOCKS, P. W., CASSADY, K. M. & AUBRY, K. B., 2001. Using current protection status to assess conservation priorities. *Biological Conservation*, 97: 1-20.
- COLLAR, N. J., CROSBY, M. J. & STATTERSFIELD, A. J., 1994. *Birds to watch 2*. BirdLife International. Cambridge. 407 pp.
- COTGREAVE, P., 1994. Migration, body-size and abundance in bird communities. *Ibis*, 136: 493-496.
- COX, J., 2004. Population declines and generation lengths can bias estimates of vulnerability. *Wildlife Society Bulletin*, 32: 979-982.
- COURTILLOT, V., 1999. *Evolutionary catastrophes: the science of mass extinction*. Cambridge University Press. Cambridge. 180 pp.
- DAMUTH, J., 1981. Population density and body size in mammals. *Nature*, 290: 699-700.
- DAMUTH, J., 1987. Interspecific allometry of population density in mammals and other animals: the independence of body mass and population energy-use. *Biological Journal of the Linnean Society*, 31: 193-246.
- DAMUTH, J., 1991. Of size and abundance. *Nature*, 351: 268-269.
- DIAMOND, J. M., ASHMOLE, N. P. & PURVES, P. E., 1989. The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 325: 469-477.
- DONÁZAR, J. A., GANGOSO, L., FORERO, M. G. & JUSTE, J., 2005. Presence, richness and extinction of birds of prey in the Mediterranean and Macaronesian islands. *Journal of Biogeography*, 32: 1701-1713.
- DULVY, N. K., SADOVY, Y. & REYNOLDS, J. D., 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4: 25-64.
- DUNN, E. H., 2002. Using decline in bird populations to identify needs for conservation action. *Conservation Biology*, 16: 1632-1637.
- EDWARDS, W. & WESTOBY, M., 2000. Families with highest proportions of rare species are not consistent between floras. *Journal of Biogeography*, 27: 733-740.
- ERWIN, D. H., 1998. The end and the beginning: recoveries from mass extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 344-349.
- FORSYTH, D. M. & DUNCAN, R. P., 2001. Propagule size and the relative success of exotic ungulate and bird introductions to New Zealand. *American Naturalist*, 157: 583-595.
- FRITTS, T. H. & RODDA, G. H., 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems, a case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 113-140.
- GAGE, G. S., BROOKE, M. DE L., SYMONDS, M. R. E. & WEGE, D., 2004. Ecological correlates of the threat of extinction in Neotropical bird species. *Animal Conservation*, 7: 161-168.
- GÄRDENFORS, U., HILTON-TAYLOR, C., MACE, G. M. & RODRIGUEZ, J. P., 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology*, 15: 1206-1212.
- GÄRDENFORS, U., 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 511-516.
- GASTON, K. J. & CURNUTT, J. L., 1998. The dynamics of abundance-range size relationships. *Oikos*, 81: 38-44.
- GASTON, K. J., 1994. *Rarity*. Chapman and Hall. London. 220 pp.
- GASTON, K. J., BLACKBURN, T. M. & GREGORY, R. D., 1998. Interspecific differences in intraspecific abundance-range size relationships of British breeding birds. *Ecography*, 21: 149-158.
- GITTLEMAN, J. L. & PURVIS, A., 1998. Body size and species-richness in carnivores and primates. *Proceedings of the Royal Society of London (B)*, 265: 113-119.
- GOLDING, J. S., 2004. The use of specimen information influences the outcomes of Red List assessments: the case of southern African plant specimens. *Biodiversity and Conservation*, 13: 773-780.
- GREGORY, R. D. & GASTON, K. J., 2000. Explanations of commonness and rarity in British breeding birds: separating resource use and resource availability. *Oikos*, 88: 515-526.

- HACKER, S. D. & STENECK, R. S., 1990. Habitat architecture and the abundance and body-size-dependent habitat selection of a phytal amphipod. *Ecology*, 71: 2269-2285.
- HAGEMEIJER, E. J. M. & BLAIR, M. J. (eds.), 1997. *The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*. Poyser. London. 903 pp.
- HALLAM, A. & WIGNALL, P. B., 1997. *Mass extinctions and their aftermath*. Oxford University Press. Oxford. 328 pp.
- HARRIS, G. M. & PIMM, S. L., 2004. Bird species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. *Conservation Biology*, 18: 1607-1616.
- HARTLEY, S. & KUNIN, W. E., 2003. Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. *Conservation Biology*, 17: 1559-1570.
- HAWKINS, J. P., ROBERTS, C. M. & CLARK, V., 2000. The threatened status of restricted-range coral reef fish species. *Animal Conservation*, 3: 81-88.
- HILTY, J. & MERENLENDER, A., 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92: 185-197.
- KEANE, A., BROOKE, M. L. & MCGOWAN, P. J. K., 2005. Correlates of extinction risk and hunting pressure in gamebirds (Galliformes). *Biological Conservation*, 126: 216-233.
- KELLER, V. & BOLLMANN, K., 2004. From red lists to species of conservation concern. *Conservation Biology*, 18: 1636-1644.
- LEVER, C., 1987. *Naturalized birds of the world*. Longman Scientific and Technical. New York.
- LOCKWOOD, J. L., 1999. Using taxonomy to predict success among introduced avifauna: the relative importance of transport and establishment. *Conservation Biology*, 13: 560-567.
- LOCKWOOD, J. L., BROOKS, T. M. & MCKINNEY, M. L., 2000. Taxonomic homogenization of the global avifauna. *Animal Conservation*, 3: 27-35.
- LOMBORG, B., 2001. *The skeptical environmentalist*. Cambridge University Press. Cambridge. 540 pp.
- MACE, G. & KERSHAW, M., 1997. Extinction risk and rarity on an ecological timescale. In: W. Kunin & K. Gaston (eds.). *The biology of rarity*. Chapman and Hall. London: 130-149.
- MACE, G. M. & LANDE, R., 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology*, 5: 148-157.
- MANNE, L. L., BROOKS, T. M. & PIMM, S. L., 1999. The relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature*, 399: 258-261.
- MANNE, L. L. & PIMM, S. L., 2001. Beyond eight forms of rarity: which species are threatened and which will be next? *Animal Conservation*, 4: 221-229.
- MARQUET, P. A., NAVARRETE, S. N. & CASTILLA, J. C., 1995. Body size, population density, and the energetic equivalence rule. *Journal of Animal Ecology*, 64: 325-332.
- MAURER, B. A. & BROWN, J. H., 1988. Distribution of energy use and body mass among species of North American terrestrial birds. *Ecology*, 69: 1923-1932.
- MCKINNEY, M. L., 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 495-516.
- MCKINNEY, M. L., 1998. On predicting biotic homogenization: species-area patterns in marine biota. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 297-301.
- MCKINNEY, M. L., 2001. Role of human population size in raising bird and mammal threat among nations. *Animal Conservation*, 4: 45-57.
- MCKINNEY, M. & LOCKWOOD, J. L., 1999. Taxonomic patterns in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 450-453.
- MILBERG, P. & TYRBERG, T., 1993. Naive birds and noble savages - a review of man-caused prehistoric extinctions of island birds. *Ecography*, 16: 229-250.
- MOOMAW, W. R., 2002. Lomborg's *The Skeptical Environmentalist*: refuting a scientific model without science. *Conservation Biology*, 16: 861-862.
- MORRIS, A. V., ROBERTS, C. M. & HAWKINS, J. P., 2000. The threatened status of groupers (Epinephelinae). *Biodiversity and Conservation*, 9: 919-942.
- MORSE, D., LAWTON, J., DODSON, M. & WILLIAMSON, M., 1985. Fractal dimension of vegetation and the distribution of arthropod body lengths. *Nature*, 314: 731-733.
- MURRAY, B. R. & LEPSCHI, B. J., 2004. Are locally rare species abundant elsewhere in their geographical range? *Austral Ecology*, 29: 287-293.
- MURRAY, B. R., THRALL, P. H., GILL, A. M. & NICOTRA, A. B., 2002. How plant life-history and ecological traits relate to species rarity and commonness at varying spatial scales. *Austral Ecology*, 27: 291-310.
- O'GRADY, J. J., BURGMAN, M. A., KEITH, D. A., MASTER, L. L., ANDELMAN, S. J., BROOK, B. W., HAMMERSON, G. A., REGAN, T. & FRANKHAM, R., 2004a. Correlations among extinction risks assessed by different systems of threatened species categorization. *Conservation Biology*, 18: 1624-1635.
- O'GRADY, J. J., REED, D. H., BROOK, B. W. & FRANKHAM, R., 2004b. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation*, 118: 513-520.
- ORME, C. D. L., DAVIES, R. G., BURGESS, M., EIGENBROD, F., PICKUP, N., OLSON, V. A., WEBSTER, A. J., DING, T.-S., RASMUSSEN, P. C., RIDGELY, R. S., STATTERSFIELD, A. J., BENNETT, P. M., BLACKBURN, T. M., GASTON, K. J. & OWENS, I. P. F., 2005. Global hotspots of species

- richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436: 1016-1019.
- OWENS, I. P. F. & BENNETT, P. M., 2000. Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97: 12144-12148.
- PALOMINO, D. & CARRASCAL, L. M., 2005. Urban influence on birds at a regional scale. A case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning*, (doi: 10.1016/j.landurbplan.2005.04.003)
- PEARMAN, P. B., 2002. Developing regional conservation priorities using red lists: a hypothetical example from the Swiss lowlands. *Biodiversity and Conservation*, 11: 469-485.
- PETERS, R. H., 1983. *The Ecological Implications of Body Size*. Cambridge University Press. Cambridge. 345 pp.
- PETERS, R. H. & RAELSON, J. V., 1984. Relations between individual size and mammalian population density. *American Naturalist*, 124: 498-517.
- PILGRIM, E. S., CRAWLEY, M. J. & DOLPHIN, K., 2004. Patterns of rarity in the native British flora. *Biological Conservation*, 120: 165-174.
- PIMM, S. L., 1991. *The balance of nature?* University of Chicago Press. Chicago. 448 pp.
- PIMM, S. L., DIAMOND, J. M., REED, T. M., RUSSELL, G. J. & VERNER, J., 1993. Times to extinction for small populations of large birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 90: 10871-10875.
- POLO, V. & CARRASCAL, L. M., 1999. Shaping the body size distribution of passeriformes: habitat use and body size are evolutionarily and ecologically related. *Journal of Animal Ecology* 68: 324-337.
- POSADAS, P., MIRANDA-ESQUIVEL, D. R. & CRISCI, J. V., 2001. Using phylogenetic diversity measures to set priorities in conservation: an example from southern South America. *Conservation Biology*, 15: 1325-1334.
- POSSINGHAM, H. P., ANDELMAN, S. J., BURGMAN, M. A., MEDELLÍN, R. A., MASTER, L. L. & KEITH, D. A., 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 503-507.
- PURVIS, A., MACE, G. M. & GITTLEMAN, J. G., 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London (B)*, 267: 1947-1952.
- RABINOWITZ, D., 1981. Seven forms of rarity. In: H. Synge. *The biological aspects of rare plant conservation*. John Wiley & Sons. Chichester: 205-217.
- REY BENAYAS, J. M. & DE LA MONTAÑA, E., 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, 114: 357-370.
- RICKLEFS, R. E. & BERMINGHAM, E., 2002. The concept of the taxon cycle in biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 353-361.
- RINCÓN, P. A., VELASCO, J. C., GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, N. & POLLO, C., 1990. Fish assemblages in small streams in Western Spain: the influence of an introduced predator. *Archiv für Hydrobiologie*, 118: 81-91.
- RUSSELL, G. J., BROOKS, T. M., MCKINNEY, M. L. & ANDERSON, C. G., 1998. Present and future taxonomic selectivity in bird and mammal extinctions. *Conservation Biology*, 12: 1365-376.
- SCHWARTZ, M. W. & SIMBERLOFF, D., 2001. Taxon size predicts rates of rarity in vascular plants. *Ecology Letters*, 4: 464-469.
- SOCIEDAD ESPAÑOLA DE ORNITOLOGÍA, 2002. *Programa de seguimiento de aves comunes reproductoras en España (SACRE)*. (<http://www.seo.org/proyectos/sacre>)
- SHORROCKS, B., MARSTERS, J., WARD, I. & EVERNETT, P. J., 1991. The fractal dimension of lichens and the distribution of arthropod body lengths. *Functional Ecology*, 5: 457-460.
- SULLIVAN, J., ARELLANO, E. & ROGERS, D. S., 2000. Comparative phylogeography of Mesoamerican highland rodents: concerted versus independent response to past climatic fluctuations. *American Naturalist*, 155: 755-768.
- TELLERÍA, J. L. & CARRASCAL, L. M., 1994. Weight-density relationships between and within bird communities. Implications of niche space and vegetation structure. *American Naturalist*, 141: 1083-1092.
- TEMPLE, S. A., 1985. The problem of avian extinctions. In: R.F. Johnston (ed.). *Current ornithology*. Plenum Press. New York: 453-485.
- THIOLLAY, J.-M., 1995. The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. *Conservation Biology*, 9: 335-353.
- TUCKER, G. M. & HEATH, M. F., 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife International (Conservation Series No. 3). Cambridge. 600 pp.
- UICN, 2001. *IUCN Red list categories: Version 3.1 IUCN*. Species Survival Commission. (<http://www.iucn.org/themes/ssc/redlists/ssc-rl-c.htm>).
- VANE-WRIGHT, R. I., HUMPHRIES, C. J. & WILLIAMS, P. H., 1991. What to protect? - systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55: 235-254.
- VITOUSEK, P. M., D'ANTONIO, C. M., LOOPE L. L. & WESTBROOKS, R., 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84: 468-478.
- WILLIAMS, P. H., BURGESS, N. D. & RAHBK, C., 2000. Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation*, 3: 249-260.

- WILLIAMSON, M., 1989. Natural extinction on islands. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 325: 457-468.
- WILLIAMSON, M., 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall. London. 256 pp.
- WILSON, E. O., 2002. Emi's fate, our fate. A stark warning that overpopulation is threatening global biodiversity. *Nature*, 417: 21-22.
- YU, J. & DOBSOM, F. S., 2000. Seven forms of rarity in mammals. *Journal of Biogeography*, 27: 131-139.