

CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL
DE ESPECIES AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES



Reunión conjunta de los Comités de Fauna y de Flora
Shepherdstown (Estados Unidos de América), 7 – 9 diciembre de 2000

Antecedentes del sistema de clasificación de especies amenazadas de la UICN*

I. Introducción

En 1994 la UICN adoptó un nuevo conjunto de reglas, las Categorías de Clasificación de Especies Amenazadas en las Listas Rojas y en los Libros Rojos de Datos de la Unión Mundial para la Naturaleza. Ese nuevo sistema cuantitativo sustituyó a una serie de definiciones cualitativas existentes desde comienzos del decenio de 1960, muy difundidas y ampliamente utilizadas en círculos científicos, políticos y en otros contextos para poner de relieve la situación de las especies más amenazadas del planeta. Fueron necesarios cinco años para desarrollar los criterios de la UICN, desde la formulación de las primeras propuestas hasta la adopción formal de los criterios por la UICN. El presente documento suministra los antecedentes filosóficos y técnicos de su desarrollo y analiza algunos de los aspectos fundamentales del sistema.

II. Antecedentes de la inclusión de especies en las Listas Rojas

La finalidad de las Listas Rojas es ser a la vez una fuente de sensibilización y un instrumento para contribuir a orientar las medidas de conservación. Según la UICN (1996), los objetivos formalmente enunciados de las Listas Rojas son: 1) proporcionar información científica sobre el estado de conservación de las especies y subespecies a nivel mundial; 2) destacar la magnitud y la importancia de las amenazas que pesan sobre la diversidad biológica; 3) influir sobre la determinación de políticas y la toma de decisiones a niveles nacional e internacional; y 4) suministrar información para orientar acciones tendentes a conservar la diversidad biológica. Para concretar los dos primeros objetivos enunciados, el sistema de clasificación debería ser a la vez objetivo y transparente; en consecuencia, debe ser inclusivo (es decir, poder aplicarse por igual a una gran variedad de especies y hábitats), normalizado (para dar resultados uniformes independientemente del responsable de la evaluación o del taxón evaluado), transparente, accesible (es decir, que una gran variedad de personas diferentes debe poder aplicar el sistema de clasificación), tener una sólida base científica y ser razonablemente riguroso (debería resultar difícil clasificar especies sin pruebas serias de que realmente están o no en peligro). El recurso a un sistema uniforme ofrece también la ventaja de que, con el tiempo, los cambios introducidos en las respectivas listas pueden utilizarse como indicador general del estado de conservación de la diversidad biológica en todo el mundo.

* Este documento ha sido preparado por la UICN.

El tercer y cuarto objetivos enunciados en relación con las Listas Rojas significan que éstas deben influir sobre la determinación de políticas y la adopción de decisiones, lo que representa un desafío más complejo. En general las acciones de conservación eficaces se efectúan a niveles nacional y local, pero no mundial. Existen muy pocos mecanismos de conservación de especies por encima del nivel nacional. Incluso la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) y el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), que son acuerdos internacionales, deben ser aplicados por los respectivos países para obtener resultados eficaces. Por consiguiente, las Listas Rojas tienen por objeto centrar las acciones de conservación nacionales y locales en las especies más necesitadas de ayuda. Sin embargo, es importante tener presente que las prioridades de conservación más urgentes dentro de un país o una región pueden no referirse únicamente a las especies más amenazadas que se encuentran en ellos (Gardenfors, 1996). Algunas especies pueden encontrarse *relativamente* seguras dentro de un área políticamente definida, pero estar en peligro a nivel mundial, mientras que otras especies cuya situación es bastante segura en el plano mundial pueden localizarse en el extremo de su área de distribución geográfica y, por ende, estar muy amenazadas dentro de una región determinada. Por ello, la función de las Listas Rojas mundiales en cada país debe ser, simplemente, contribuir a conformar y dar ímpetu a la planificación sobre conservación y asistir en la proyección de las acciones a nivel local en un contexto mundial. Los países pueden utilizar la diversa información disponible para hacer sus propias evaluaciones (Avery *et al.*, 1995; Warren *et al.*, 1997); hasta el momento, la UICN se ha limitado a suministrar una orientación general (Gardenfors, 1996; UICN, 1994).

Otro aspecto es que las listas mundiales de especies amenazadas no suministran una simple evaluación de las *prioridades* de conservación relativas a dichas especies en todo el mundo. Si bien una evaluación del nivel de amenaza forma parte de toda evaluación de prioridades de conservación, no basta en sí misma. La determinación de prioridades debería incluir muchas otras consideraciones, como estimaciones de la posibilidad de adoptar medidas correctivas exitosas en favor de una especie y de los beneficios más amplios para la diversidad biológica que se derivarán de las acciones de conservación directas (por ejemplo, las relativas a otras especies de la región y a la conservación del hábitat o del ecosistema), teniendo debidamente presentes las realidades políticas, económicas y logísticas. En determinadas circunstancias se incorporan a las evaluaciones de prioridades otros elementos, como las especificidades evolutivas de la especie (Vane-Wright, Humphries & Williams, 1991), la situación de las medidas de protección existentes, el valor económico real o posible, las especializaciones ecológicas notables y la información existente sobre la especie (Collar *et al.*, 1992; Mace, 1995; Millsap *et al.*, 1990; Molloy & Davis, 1992).

III. Elaboración de los nuevos criterios (1989-1994)

En 1988 el Comité Director de la CSE solicitó que se preparara un documento de debate e invitó a un grupo de científicos, dentro y fuera de la CSE, a que hicieran contribuciones al mismo. En respuesta, en el transcurso de 1989 se prepararon y difundieron en la UICN una serie de propuestas provisionales. Tras varios exámenes y revisiones de las contribuciones se elaboró una propuesta final, que fue publicada en 1991 (Mace & Lande, 1991). Esta incluyó nuevas definiciones cuantitativas de las categorías "Peligro Crítico", "En Peligro" y "Vulnerable", así como un conjunto de criterios para la inclusión de especies en dichas categorías. Mace y Lande (1991) insistieron en que su propuesta resultaba sobre todo apropiada para los vertebrados, pero sugirieron la adopción de un enfoque similar para elaborar criterios simples relativos a otros taxa importantes. Expusieron también algunos objetivos básicos para un nuevo sistema y presentaron la fundamentación de un sistema de tres categorías que reflejara niveles de riesgo ascendentes en escalas temporales decrecientes. En la propuesta de Mace y Lande (1991), las categorías fueron definidas con precisión en términos de riesgo de extinción, pero se desarrolló un conjunto de criterios estructurado en torno a los tamaños y la fragmentación de la población y disminuciones observadas o previstas de la abundancia aproximadamente equivalentes a ese nivel de riesgo.

Aunque esta propuesta debería haber sido examinada y desarrollada, fue inmediatamente aplicada a varios grupos de animales, en particular a través de una serie de seminarios organizados por el Grupo de Especialistas en Conservación de la Reproducción de la CSE en el marco del Plan de Gestión y Evaluación de la Conservación (Seal, Foose & Ellis-Joseph, 1994). Se propuso también extender el nuevo sistema de inclusión de especies a los Apéndices de la CITES. La CSE decidió que se requeriría más trabajo para poner a prueba y validar las propuestas y extender su aplicabilidad. Durante 1992 se solicitaron opiniones de diversos

expertos y se celebraron dos seminarios, en el mes de noviembre (Mace *et al.*, 1992). Con anterioridad a dichos encuentros, se facilitaron a los participantes documentos de antecedentes en los que se reseñaban las prioridades de conservación y los sistemas de estimación de amenazas. Se solicitaron asimismo contribuciones a investigadores universitarios en biología sobre la definición y la medición de la extinción y del riesgo de extinción, a fin de complementar los puntos de vista de los especialistas en conservación que trabajan sobre el terreno. En el primero de los seminarios organizados, biólogos y especialistas en diversos grupos taxonómicos importantes elaboraron propuestas de criterios relativos a los vertebrados superiores, vertebrados inferiores, invertebrados y especies vegetales utilizando como referencia el planteamiento de Mace y Lande (1991). En el segundo seminario se debatieron temas más generales relacionados con el desarrollo y la utilización de listas de especies amenazadas en la gestión de la conservación y la legislación. En particular, se determinó en él un conjunto uniforme de requisitos relativos a las Listas Rojas de la UICN y a criterios biológicos para incluir especies en los Apéndices de la CITES.

Al finalizar los seminarios se habían preparado cuatro conjuntos de criterios provisionales apropiados para los principales grupos taxonómicos y la CSE estableció un pequeño grupo de redacción, integrado por ocho personas, para continuar los trabajos. Ese grupo se reunió en tres ocasiones a fines de 1992 y en enero de 1993. Se puso de manifiesto una considerable duplicación entre los cuatro conjuntos de criterios, por lo que muy pronto se decidió refundirlos en un solo conjunto que debería ser aplicable a todas las especies. Ello significa que los diferentes criterios operan como un conjunto de filtros independientes; en la medida en que una especie reúna los requisitos establecidos satisfaciendo los valores umbral de por lo menos un criterio, poco importa que no satisfaga los demás criterios, o inclusive convendría que así fuera. Este concepto demostró ser difícil de comunicar, ya que muchos usuarios reaccionan espontáneamente argumentando que el sistema es imperfecto porque un mismo conjunto de criterios nunca podría resultar apropiado para todas las especies (por ejemplo, Kuzmin *et al.*, 1998).

La primera versión revisada de los criterios de amenaza presentada por el grupo de redacción fue examinada por los participantes en un seminario celebrado en febrero de 1993, y tras una serie de revisiones suplementarias la propuesta (ahora denominada versión 2.0) fue publicada en *Species* (la publicación periódica de los miembros de la UICN/CSE) en junio de 1993 (Mace *et al.*, 1992)¹. *Species* se envía a los 7.000 miembros de la CSE, a quienes se solicitaron observaciones y críticas sobre la nueva generación de criterios. Paralelamente, se solicitó a varios grupos de especialistas en taxa que sometieran los criterios a una prueba más formal, comunicaran los resultados obtenidos y dieran su opinión sobre la facilidad de utilización y la aplicabilidad del sistema. A fines de agosto de 1993 se habían recibido más de 70 respuestas en relación con esta cuestión, incluidos resultados de pruebas de aplicación de los criterios provisionales a más de 500 especies de múltiples grupos taxonómicos (por ejemplo, briofitas, orquídeas, cactus, cícadras, coníferas, moluscos, libélulas, mariposas, peces de agua dulce, tortugas, cocodrilos, aves acuáticas, primates africanos, équidos, ovinos y cabras). En septiembre y octubre de 1993 los miembros del grupo de redacción se reunieron con otros expertos para examinar las observaciones enviadas.

Ulteriormente, hacia fines de 1993, se preparó una revisión de los criterios (versión 2.1) (UICN, 1993), que fue enviada a todos los miembros de la UICN y presentada en la Asamblea General de la UICN, celebrada en Buenos Aires en enero de 1994. Continuó recibéndose información de miembros de la UICN y de otras fuentes hasta comienzos de 1994, sobre cuya base se introdujeron más modificaciones hasta llegar a una versión final (versión 2.2) que fue nuevamente publicada en *Species* (Mace & Stuart, 1994). Esta versión fue muy similar, aunque no idéntica, a la versión finalmente aceptada por la UICN en noviembre de 1994 y utilizada en la preparación de *Birds to Watch 2* (Collar, Crosby & Stattersfield, 1994).

La versión aceptada por el Consejo de la UICN (versión 2.3) fue publicada en forma de folleto (UICN, 1994). Incluye las descripciones formales de categorías, criterios, reglas y definiciones. Si bien se publicaron algunas versiones resumidas en otros lugares, se ha aconsejado siempre a los usuarios que consulten este documento o que utilicen como fuente la documentación existente en el sitio internet

¹ Si bien esta publicación lleva como fecha 1992, fue en realidad impresa y distribuida a mediados de 1993.

<http://www.iucn.org/themes/ssc/redlists/ssc-rl-c.htm>, puesto que la información que figura en él es específica y completa, mientras que las versiones abreviadas pueden dar lugar a interpretaciones erróneas.

IV. La estimación del riesgo de extinción - Antecedentes de los criterios

Las categorías de las Listas Rojas de la UICN tienen por objeto reflejar la probabilidad de que un taxón se extinga en su situación actual. Para estimar esa probabilidad deben tenerse en cuenta tanto la amenazas extrínsecas a las especies como las características biológicas que incrementan su vulnerabilidad a la extinción. Hacemos aquí referencia a los enfoques de la estimación del riesgo de extinción utilizados para desarrollar el sistema UICN.

Los principales procesos que rigen la extinción son antropogénicos y resultan de la pérdida de hábitats, la explotación excesiva, las especies introducidas y las interacciones entre todos esos factores (Diamond, 1989). Hay muchos subtipos dentro de cada uno de los procesos principales mencionados (véase Lande, 1998). Esos procesos pueden considerarse fuerzas extrínsecas, es decir, las causas últimas de la extinción según las describe Simberloff (1986), o agentes subyacentes según el “paradigma de la población en disminución” descrito por Caughley (1994). Son estos procesos los que permiten diferenciar claramente los actuales espasmos de extinción de los períodos de extinción de referencia, cuya frecuencia es de varios órdenes de magnitud menor (May, Lawton & Stork, 1995; Pimm *et al.*, 1995).

Es fundamental comprender la naturaleza de los procesos actuales de amenazas antropogénicas, debido a su inmensa importancia y puesto que es factible que sus efectos se modifiquen de manera no lineal con el aumento de la densidad demográfica humana. En última instancia, los efectos de esas fuerzas extrínsecas sobre una especie son variables y dependen de la ecología, el ciclo vital, la fisiología o la distribución de aquella. Las características de las especies proclives a la extinción han sido más detenidamente investigadas por los biólogos que los efectos de las fuerzas extrínsecas y las interacciones entre ambas (Caughley, 1994), lo que ha suscitado cierto debate sobre la importancia relativa de cada una. Sin embargo, se pone claramente de manifiesto la necesidad de tener en cuenta ambos enfoques (Hedrick *et al.*, 1996) si se desea incrementar la fiabilidad de las predicciones de riesgo de extinción.

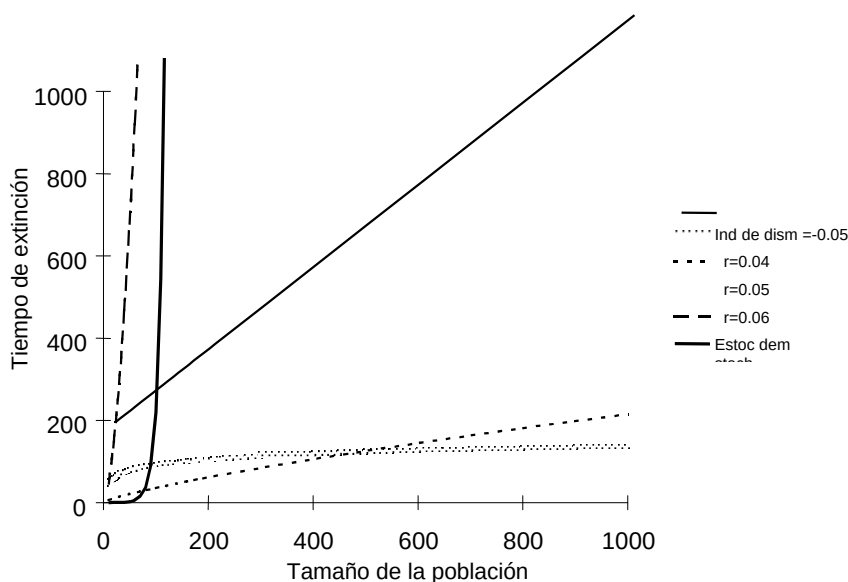
Nuestros conocimientos sobre la naturaleza y las causas de extinción de especies se fundamentan en varios tipos de datos. Primero, muchos estudios empíricos han determinado las características de las especies proclives a la extinción. Se ha demostrado que la extinción a nivel local es más elevada en el caso de especies cuya área de distribución es restringida o que ocupan un número reducido de sitios (Gaston, 1994b; Gaston & Blackburn, 1996b; Gaston & Chown, 1999; Hanski, 1982; Happel, Noss & Marsh, 1987; Simberloff & Gotelli, 1984; Thomas & Mallorie, 1985), son localmente endémicas (Cowling & Bond, 1991; Terborgh & Winter, 1980) o tienen una abundancia reducida, una gran variabilidad temporal en sus poblaciones y están muy poco dispersas (Diamond, 1984; Gaston, 1994b; Karr, 1982; Newmark, 1991; Pimm, Jones & Diamond, 1988). Todos los estudios mencionados pueden ser objeto de críticas, en el sentido de que quizá se limitan a investigar características correlacionadas de especies proclives a la extinción, puesto que el tamaño corporal, la capacidad de dispersión, el tamaño del área de distribución, la variabilidad de la población y la densidad de la población local están interrelacionados (Gaston, 1994b; Gaston & Blackburn, 1996a; Gaston & Blackburn, 1996b; Gaston & Lawton, 1988; Gaston & McArdle, 1994; Lawton, 1995; McArdle, Gaston & Lawton, 1990; Pimm, 1992). Un problema adicional es que la medición de la abundancia, la variabilidad de la población, el área de distribución y su comparación a través de escalas espaciales plantean, sin excepción, problemas metodológicos (Gaston, 1991; Gaston, Blackburn & Gregory, 1999; Gaston & McArdle, 1994). Sin embargo, en los estudios en que pueden controlarse las relaciones mutuas entre las características de la historia de vida y el muestreo geográfico se han puesto de manifiesto asociaciones independientes con la densidad de población, el tamaño del área de distribución y la especialización de hábitat y de especialización alimentaria (Foufopoulos & Ives, 1999; Purvis *et al.*, 2000).

La reacción de una especie frente a una amenaza es más compleja y dependerá tanto de su ciclo vital como de las circunstancias ambientales. Por ejemplo, la explotación disminuye la estabilidad de las poblaciones variables (Beddington & May, 1977), los primates reaccionan frente a la explotación forestal en función del tamaño del área de distribución que habitan y la latitud en que viven (una correlación de la variabilidad del hábitat) (Harcourt, 1997), los reptiles que viven en pequeñas islas que antes formaban parte de una porción

de tierra mucho más grande tienen más probabilidades de extinguirse si son poco abundantes y presentan una elevada especialización de hábitat (Foufopoulos & Ives, 1999) y la extinción de carnívoros dentro de las reservas es mayor en el caso de animales con vastas áreas de distribución domésticas (Woodroffe & Ginsberg, 1998).

Segundo, el trabajo teórico ofrece a veces interesantes perspectivas sobre el tiempo que transcurrirá antes de la extinción. Puede demostrarse que las poblaciones pequeñas son más proclives a la extinción en razón de su susceptibilidad a la estocasticidad demográfica (Goodman, 1987; Richter-Dyn & Goel, 1972), la acumulación de alelomorfos recesivos nocivos debido a la endogamia (Soule, 1980) y la pérdida de caracteres cuantitativos que permiten la adaptación y la acumulación de mutaciones levemente perjudiciales (Frankham, 1995a; Hedrick & Miller, 1992). Lande (1998) examinó todas estas predicciones en términos del tamaño mínimo viable de población que implican.

Figura 1. Las relaciones entre el tiempo de extinción y el tamaño de la población difieren en función del proceso que interviene en la disminución de la población. En esta figura se muestra una comparación entre la forma que adoptan las relaciones entre la estocasticidad demográfica (estoc dem), la disminución determinista $r = -0.05$; y la variación ambiental en la que la variación ambiental $= 0.05$ y $r = 0.04$, $r = 0.05$ y $r = 0.06$. La estocasticidad demográfica tiene efectos graves cuando el tamaño de la población es muy reducido, pero luego se vuelve insignificante. El impacto de la estocasticidad ambiental aumenta proporcionalmente a la relación entre la variación ambiental y el incremento del índice de aumento de la población.



Es poco factible que la estocasticidad demográfica sea importante en una población superior a 100 individuos, pero la variación ambiental aleatoria o las catástrofes tienen incidencias importantes para las poblaciones, independientemente de su tamaño, y se vuelven más significativas a medida que se incrementa la variación con respecto al índice de crecimiento de la población (Lande, 1993a) (véase la Figura 1). La acumulación de alelomorfos recesivos nocivos es un problema genético a corto plazo, lo que significa que para salvaguardar la variabilidad genética de las especies a lo largo de 100 años se requerirán tamaños de población efectivos de como mínimo 50 individuos. Puesto que el tamaño efectivo de la población suele oscilar entre el 10 y el 20 por ciento del número real de individuos (Frankham, 1995b; Mace & Lande, 1991), dicho número debería ser como mínimo de 250 a 500 individuos. Se necesitan poblaciones más grandes a fin de preservar la variación de las características cuantitativas; para mantener niveles elevados (>90%) a lo largo de miles de años se requerirán tamaños efectivos de población mínimos de por lo menos 5.000 ejemplares y para prevenir la acumulación de mutaciones levemente perjudiciales a lo largo de miles de años

se requerirán tamaños efectivos de población mínimos de por lo menos 10.000 a 100.000 individuos. Habida cuenta de las dificultades para estimar valores de parámetros clave necesarios en la realización de esos cálculos (Franklin & Frankham, 1998; Lynch & Lande, 1998) los tamaños críticos de población de esos estudios teóricos se interpretan más como guías sobre la importancia relativa de las diferentes características que como umbrales reales para la ordenación (Lande, 1998).

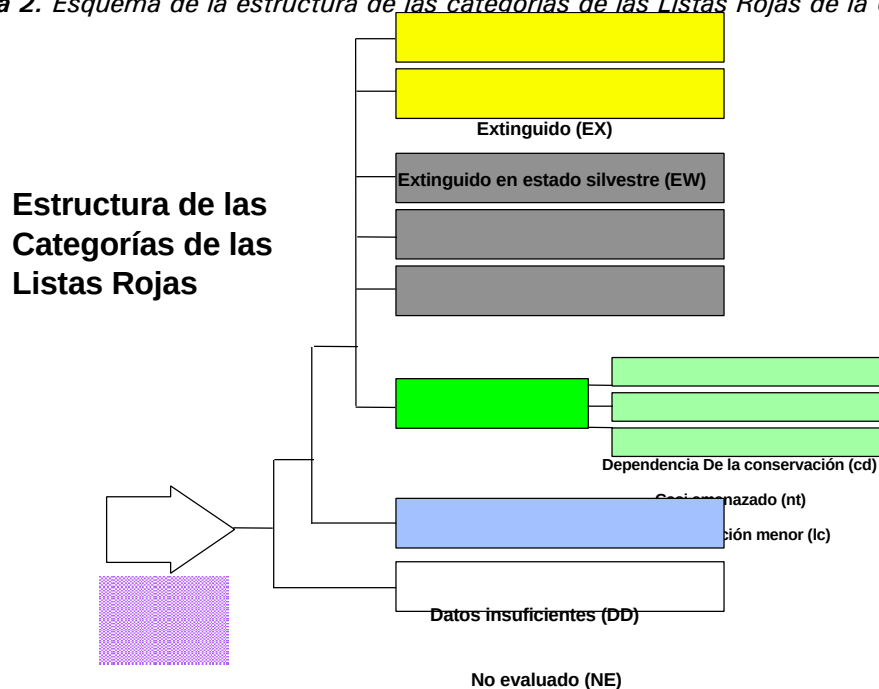
Esos estudios de observación, correlacionales, empíricos y teóricos constituyen los puntos de partida para desarrollar criterios más objetivos a fin de estimar el riesgo de extinción. Sin embargo, es evidente que el proceso de extinción incluye un complejo conjunto de factores que interactúan entre sí y que sería imposible simplificar de manera adecuada. Además, puesto que en los riesgos de extinción tienden a predominar los procesos principales (Harcourt, 1995; Simberloff, 1986) es más pertinente reflejar síntomas que umbrales teóricos derivados. Por consiguiente, los nuevos criterios de amenaza se basan en la detección de síntomas y no de causas o consecuencias y utilizan dichos síntomas para clasificar las especies en categorías de amenaza. La comparación más adecuada podría ser la adopción de decisiones iniciales en una sala de emergencia de un hospital. En ambos casos, la prioridad absoluta es distinguir los casos que requieren atención urgente. Ulteriormente puede diagnosticarse la naturaleza del problema y establecerse una terapia de restablecimiento, lo que debería dejarse en manos de especialistas (Mace & Hudson, 1999).

V. Los criterios y categorías de la UICN

1. Las categorías de amenaza

En el Apéndice se reproduce el conjunto completo de reglas del sistema aplicado por la UICN. Hay ocho categorías de amenaza (Figura 2).

Figura 2. Esquema de la estructura de las categorías de las Listas Rojas de la UICN.



Con arreglo a este sistema, todas las especies pueden ser clasificadas en una sola categoría. En los nuevos criterios hay esencialmente tres sistemas de clasificación diferentes. El primero es la distinción entre “No Evaluado” y todas las demás categorías (la primera dicotomía en la Figura 2). No Evaluado es una categoría para todas las especies que no se han intentado clasificar dentro del sistema. Es útil porque sin ella podría

haber confusión con respecto al estado de conservación de especies no incluidas en las Listas Rojas, que pueden no estar amenazadas o no haber sido evaluadas. La categoría No Evaluado se utiliza también para seguir el movimiento de especies hacia clasificaciones más significativas, a medida que se dispone de más información.

La segunda dicotomía en la Figura 1 es la distinción entre especies a las que se ha asignado una categoría de amenaza y aquellas sobre las que se no dispone de información adecuada para proceder a una clasificación (Datos Insuficientes). La categoría Datos Insuficientes no es una categoría de amenaza, sino que se limita a establecer que se carece de información suficiente para proceder a una evaluación con arreglo a los criterios establecidos.

La tercera clasificación constituye la principal finalidad del sistema, a saber, determinar el nivel de amenaza. Hay dos categorías relativas a las especies extinguidas, a saber, Extinto y Extinto en Estado Silvestre, pero la definición de extinción es la misma para ambas. A diferencia de las definiciones anteriores de Extinto, que se referían al momento en que se avistaron por última vez individuos de esa especie, la nueva definición hace hincapié en si se realizaron reconocimientos en los momentos y lugares apropiados. Por lo tanto, los taxa pueden ser clasificados como Extintos (o Extintos en Estado Silvestre) muy poco tiempo después de que se hayan avistado individuos, pero sólo si hay indicios sólidos de que no subsiste ningún ejemplar. No obstante, la tendencia general es adoptar una actitud muy prudente antes de clasificar taxa en la categoría Extinto. Una clasificación errónea en esa categoría puede tener varias consecuencias perjudiciales. Por un lado, puede poner en tela de juicio la propia Lista y, quizá más importante, una vez que se estima que una especie está extinta, poco se justificará consagrar financiación a su conservación o a la protección de su hábitat; además, se harán pocos esfuerzos para hallar individuos eventualmente supervivientes (Collar, 1998). Recientemente, MacPhee (1999) sugirió nuevos criterios para clasificar especies como extinguidas. Las propuestas malinterpretan ligeramente la definición actual de extinción de la UICN y por consiguiente son quizá menos divergentes de lo que sugieren. Además, asignan más importancia a la validez taxonómica de lo que correspondería al planificarse la conservación, donde deberían adoptarse medidas urgentes por carecerse de descripciones formales y de documentación sobre los especímenes.

Dentro de la clasificación por nivel de amenaza se establecen tres categorías para las especies amenazadas (En Peligro Crítico, En peligro y Vulnerable). Las categorías se definen cualitativamente por probabilidades decrecientes de extinción a lo largo de escalas temporales crecientes, pero están explícitamente definidas por cinco criterios (A a E). Las categorías de amenaza encajan de tal forma unas en otras que cualquier taxón clasificado En peligro debe también reunir las condiciones de la categoría Vulnerable, y cualquiera clasificado En Peligro Crítico debe también reunir las condiciones de las categorías En Peligro y Vulnerable.

Para poder ser clasificado en cualquier categoría de amenaza, un taxón debe ajustarse a uno de los cinco criterios enunciados. La no satisfacción de los demás carece de importancia. Uno de esos criterios, el E, se refiere a un riesgo de probabilidad de extinción resultante de la realización de algún tipo de análisis cuantitativo. Este criterio es equivalente a la definición de riesgo de extinción utilizada en los criterios de Mace y Lande (1991). La decisión de modificar esta definición de categoría de amenaza para integrarla como uno de los cinco criterios se debió a la percepción de las dificultades que entrañaría demostrar que los criterios eran equivalentes a las probabilidades de riesgo de extinción existentes en cualquiera de las categorías de amenaza. Se reconoció también que la evaluación cuantitativa del riesgo de extinción podía no ser cautelara, en particular si se utilizaban modelos normalizados de análisis de viabilidad de la población (PVA) (Ludwig, 1999; Taylor, 1995). Es particularmente problemática la utilización, por los evaluadores, de análisis de PVA inadecuados, que no incorporan todos los factores de riesgo pertinentes para efectuar su evaluación (Akçakaya & Burgman, 1995; Beissinger & Westphal, 1998; Harcourt, 1995). Los criterios para la asignación a una categoría de amenaza se examinan en mayor detalle más adelante.

La categoría de Menor Riesgo se utiliza para especies que no satisfacen ninguno de los criterios establecidos para ser clasificadas como Vulnerables. No obstante, muchas especies que pueden ser clasificadas en la categoría de Menor Riesgo quizá no fueron evaluadas a la luz de algunos de los criterios, debido a la falta de información pertinente. Puesto que resulta imposible evaluar dichas especies a la luz de otros criterios, puede ser difícil decidir si conviene clasificarlas en las categorías Menor Riesgo o Datos Insuficientes. Esencialmente, dependerá del juicio que emita un evaluador sobre la pertinencia de los criterios evaluados

con respecto a los no evaluados. Por el contrario, el evaluador no puede ignorar la clasificación de alguna especie en una categoría de amenaza, incluso si considera que el criterio que inició el proceso de clasificación no es pertinente para el taxón examinado.

2. Criterios para determinar las categorías En Peligro Crítico, En peligro y Vulnerable

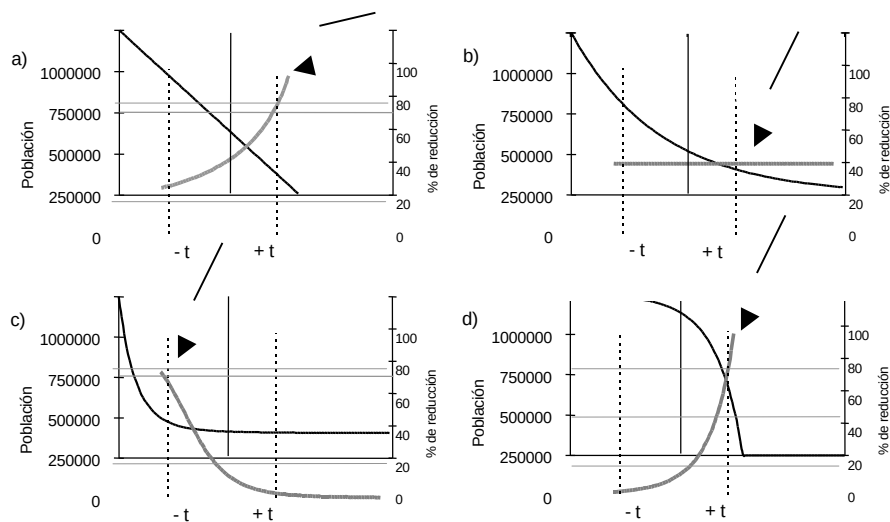
a. Criterio A – Elevado índice de disminución

La finalidad del criterio A es identificar especies en rápida disminución real o posible, es decir, especies que hacen frente a procesos amenazadores que entrañan elevados índices de pérdida de individuos dentro de la población. Contrariamente a los demás criterios, no hay límite numérico sobre el tamaño de la población o el área de distribución geográfica de la especie; más bien, este criterio tiene por objeto detectar fenómenos de extinción observables en una “población decreciente” más que en una “población pequeña” (*sensu* Caughley 1994). El criterio A tiene una función importante en el sistema de la UICN, puesto que en caso contrario resultaría imposible clasificar bajo En Peligro a poblaciones abundantes o muy dispersas hasta que alcanzaran los valores críticos mínimos de área o población estipulados en los criterios B y C.

El principio del criterio A se ilustra en la Figura 3. Se compara una estimación del tamaño actual de la población con una estimación pasada o futura, y el cambio a lo largo del período de tiempo especificado t se compara con los valores umbral de las categorías En Peligro Crítico, En peligro y Vulnerable. Se ajusta el tamaño de la población utilizando la medida “individuos maduros”, específicamente definida en los criterios para reflejar el tamaño de la población reproductora real o posible. Puesto que individuos de diferentes especies tienen ciclos de vida media muy variables (desde algunas horas en el caso de la mosca efímera hasta varios milenios en el de algunos árboles), el período a lo largo del cual se miden las disminuciones se expresa en términos de duración de una generación. La duración de una generación sustituye a los índices de renovación de las poblaciones. Las especies longevas estarán más expuestas a bajos índices anuales de mortalidad de adultos (medidos en términos de pérdida porcentual anual) que las especies con ciclos de vida cortos, puesto que los adultos reproductores experimentan dicha mortalidad a lo largo de más años. Inversamente, una especie longeva que disminuye al mismo ritmo (medido como cambio porcentual por generación) que una de ciclo de vida corto mostrará una disminución menor a lo largo del tiempo (medido en años). No obstante, la ventana temporal por la que se miden las disminuciones se establece en como mínimo 10 años puesto que sería difícil, en la práctica, efectuar cambios en las mediciones a lo largo de períodos más breves y, además, estos no reflejarían las escalas temporales humanas y los efectos de la acción antropogénica.

La disminución, medida como pérdida porcentual, puede estimarse con respecto al pasado (Criterio A1), o al futuro (Criterio A2). Una especie puede reunir los requisitos para ser incluida en A1, A2 o ambos. Habida cuenta de la dificultad de estimar tamaños de población en la mayoría de las poblaciones naturales, los criterios permiten al evaluador usar diversos tipos de información para calcular la disminución en el tamaño de la población; pero dicha información debe ser explícita, para que los usuarios comprendan sobre qué base se ha procedido a la clasificación. Esto se logra enumerando tantos subcriterios a) a e) como sea apropiado. Las enumeraciones con arreglo al criterio A1 pueden basarse en la observación directa (recuentos de población de algún tipo), lo que obviamente no es viable en el caso de las enumeraciones hechas según el criterio A2. En ambos casos, las disminuciones pueden basarse en índices de abundancia b). Ello puede ser apropiado cuando los evaluadores se ven imposibilitados de estimar el tamaño de la población pero disponen de otra información estrechamente relacionada con aquella. Pueden utilizarse observaciones, captura por unidad de esfuerzo y otros índices similares (Seber, 1982; Sutherland, 1996). También puede recurrirse a la evaluación de procesos amenazadores para las enumeraciones con arreglo al criterio A, sobre la base de pérdida de hábitat (c), niveles de explotación directa o indirecta (d) y los efectos de los taxa introducidos, la hibridación, los agentes patógenos, los contaminantes, las especies competidoras o parásitas (e). Sin embargo, los evaluadores deben utilizar con prudencia esta evidencia indirecta. Por ejemplo, una disminución medida en el área comprendida por el hábitat no puede transponerse directamente a una disminución equivalente en el tamaño de la población, especialmente si bordea áreas de hábitat de menor calidad que ya se han perdido.

Figura 3. Distintos tipos de disminución de población utilizados en el Criterio A. Cada gráfico muestra la disminución de una población en el tiempo (línea negra continua) y el índice de disminución medido en términos del número de especímenes perdidos en los diez años precedentes, como porcentaje del número original (línea gris continua). $-t$ y $+t$ representan los momentos en los que se ha realizado y se realizará una evaluación con respecto al presente, ilustrados por una línea vertical continua: a) se pierde un número constante de individuos en cada período; b) se pierde una proporción constante de individuos en cada período; c) se pierde una proporción en disminución en cada período; d) se pierde una proporción en aumento en cada período.



Los criterios no especifican cómo debería utilizarse la información sobre cambios temporales en el tamaño de la población para calcular un índice de disminución pasado o proyectar una disminución futura. Corresponde aquí destacar varios aspectos importantes. Primero, en función de la situación, quizá sea apropiado utilizar algún método estadístico para calcular el índice de disminución. Por ejemplo, cuando hay una serie de estimaciones de población a lo largo del tiempo, el evaluador podría insertar una línea de regresión por mínimos cuadrados y estimar el índice de disminución desde el punto de declive de la línea. Sin embargo, puede ser con frecuencia a la vez inapropiado y poco práctico proceder de esa forma. Cuando las poblaciones muestran tendencias no lineales dentro del período de evaluación de tres generaciones, como un aumento seguido de una disminución, la inclusión de una línea de regresión de ese tipo podría llevar a conclusiones erróneas (Usher, 1991). Segundo, en el caso de muchas especies se carece de información sistemática sobre el tamaño de la población y el evaluador quizá tenga que utilizar el número estimado al comienzo y al final del período de censo de tres generaciones. Son obvios los problemas que podría plantear un enfoque de este tipo, pero algo quizá menos aparente es que incluso aunque se disponga de información correcta puede ser muy difícil proceder a una estimación sólida de las tendencias de la población. Las mediciones precisas de los cambios en el tamaño de la población dependen de manera crítica de la cantidad y la calidad de los datos disponibles (Taylor, 1995). Si se consideran períodos de tiempo excesivamente limitados o números reducidos de observaciones es posible que el ejercicio fracase o que se detecte una verdadera disminución (error de Tipo II) o una disminución en realidad inexistente (error de Tipo I). Aunque pueden utilizarse técnicas de estadística para sustentar las evaluaciones, como el análisis de potencia (Taylor y Gerrodette, 1993), ello no soluciona el problema cuando la situación es a la vez extremadamente incierta y grave (Colyvan et al, 1999). De haber incertidumbre, el evaluador (que debería disponer de la mejor información posible) se verá quizá obligado a recurrir tanto al análisis formal de datos como al asesoramiento de expertos (Colyvan et al, 1999). Comienza ahora a disponerse de métodos y técnicas para proceder de esa forma (Akçakaya et al., por publicar).

A menudo, el evaluador no tendrá información directa sobre cambios en el tamaño de la población y se verá obligado a efectuar una evaluación de disminuciones pasadas o futuras basándose en información sobre

procesos amenazadores. Se requiere un detenido análisis para estimar las disminuciones de población a partir de dichos procesos, puesto que la relación no suele ser simple y las poblaciones pueden compensarse o colapsar, en función de la naturaleza del proceso. La Figura 3 ilustra varias trayectorias de disminución simples cuando los índices de disminución de las poblaciones aumentan (a y d), se mantienen constantes (b) o disminuyen (c). Cada gráfico ilustra a la vez un cambio en el tamaño de la población (línea negra entera) y el índice de disminución que se estimaría a cada momento (líneas grises enteras). Si la línea vertical representa el momento actual, los criterios requieren una medición de la disminución ocurrida en los últimos 10 años o tres generaciones (seleccionándose el período más largo), representada como la línea en $-t$, o la disminución prevista en los siguientes 10 años o tres generaciones (seleccionándose el período más largo), representada por la línea en $+t$. En esos períodos las disminuciones sistemáticas podrían producirse de diversas formas.

La Figura 3 a) muestra una población que disminuye de manera constante cada año; de modo que, a medida que se reduce aumenta su índice de disminución. Ello podría suceder cuando la explotación excesiva, la competencia entre especies o la depredación han provocado una reducción de la población pero el número de muertes suplementarias se mantuvo constante, posiblemente debido a la cantidad de depredadores o al tamaño de la población competidora. En este caso, los índices de disminución históricos permiten clasificar a la especie como Vulnerable (disminución $>20\%$), pero si sobre la misma base se prevé una continuación de la disminución, la especie pasará a la categoría En Peligro ($>50\%$). En caso de continuar las disminuciones, muy pronto dicha población podría reunir las condiciones establecidas para ser considerada En Peligro Crítico (disminución $>80\%$), antes de pasar a la categoría Extinto. En la Figura 3 b) la mortalidad extraordinaria provocada por la amenaza existente es una proporción constante del tamaño de la población (es decir, a medida que disminuye la población se reduce proporcionalmente la magnitud de la mortalidad extraordinaria y se mantiene constante el índice de disminución). Ello podría suceder cuando los efectos de la explotación, la depredación o la competencia guardan una relación directa con la abundancia de la especie. La población en la Figura 3 b) será siempre clasificada como Vulnerable y nunca podrá ser incluida en una categoría de amenaza superior con arreglo al Criterio A hasta que se declare Extinto. En la práctica, una especie que se ajuste a este esquema podría ser incluida en categorías de amenaza superiores con arreglo a los criterios B, C o D una vez que el tamaño de la población o el área de distribución geográfica alcance niveles suficientemente bajos para coincidir con los umbrales establecidos para dichas categorías. El ejemplo suministrado en la Figura 3 c) ejemplifica otro caso en el que la mortalidad extraordinaria se reduce con el tiempo, pero en este caso se observa también una reducción en el índice de disminución. Eso significa que la mortalidad extraordinaria finalmente cesará y que la población puede estabilizarse e incluso recuperarse. El índice de disminución decrece progresivamente, con lo que la especie originalmente clasificada en la categoría En Peligro Crítico pasa progresivamente a las categorías En Peligro y Vulnerable, hasta que deja de estar amenazada. Es posible que ese esquema se verifique en diversas situaciones y, en general, suele constituir el objetivo de los programas de aprovechamiento ordenado, que reducen el tamaño de la población hasta alcanzar la densidad en la que se registra la máxima productividad. Ulteriormente el aprovechamiento se estabiliza a un nivel sostenible y en principio no debería registrarse una disminución mayor de la población (Milner-Gulland & Mace, 1998).

Por último, la Figura 3 d) muestra la reducción de la población y el índice de disminución correspondientes a una población en la que el índice de disminución aumenta de manera exponencial a lo largo del tiempo. Una situación de este tipo bien podría plantearse, en particular cuando hay una fragmentación del hábitat y, en el caso de especies que suministran bienes de consumo de elevado valor económico o social, cuando aumenta el valor del producto a medida que éste se vuelve más raro o que el gusto del consumidor ocasiona un aumento de la demanda. Además, es posible que haya una mayor disminución en el caso de poblaciones menos numerosas cuando acciona el efecto de dependencia inversamente proporcional a la densidad (conocido como efecto Allee o "depensación") (Courchamp, Clutton-Brock & Grenfell, 1999; Myers *et al.*, 1995). En ese caso, el índice de disminución aumenta exponencialmente, con lo que en un período de tiempo muy breve la especie pasa de No Amenazada a Vulnerable, En Peligro y En Peligro Crítico, hasta llegar a Extinto. Sobre el terreno, este esquema se ha observado en poblaciones de elefantes africanos (*Loxodonta africana*) y de rinocerontes negros (*Diceros bicornis*) (Leader-Williams, Albon & Berry, 1990; Milner-Gulland & Beddington, 1993), si bien el índice de disminución se reduce a niveles de población muy bajos, por lo que en vez de extinguirse la especie puede estabilizarse, aunque a un nivel muy bajo.

Obviamente, los cuatro tipos simples de dinámica de la disminución aquí analizados son tan solo un pequeño subconjunto de los posibles esquemas que podrían plantearse en situaciones reales, pero ilustran algunos aspectos más generales del criterio A. La variedad de posibles esquemas de disminución y la necesidad de prever una aplicación prudente de los criterios significa que en la elección de valores umbral hay que alcanzar un delicado equilibrio entre la determinación de cantidades que llevarán a individualizar especies en disminución mucho antes de que alcancen niveles críticamente bajos y la necesidad de evitar un error frecuente, a saber, la inclusión en las listas de una especie que llega al final de una disminución que está llegando a su fin y que pronto cesará. Los índices de disminución seleccionados en los criterios de la UICN no equivalen por lo tanto a una simple pérdida constante de algún tamaño de población considerable (Gillman & Silvertown, 1997; Matsuda, Yahara & Uozumi, 1997). Más bien, se consideró que las múltiples disminuciones observadas en especies cuya conservación suscita preocupación pueden asemejarse a los esquemas representados en la Figura 3 a) y 3 d). El problema es que los valores umbral para los índices de disminución deben ser establecidos entonces a niveles bastante bajos, lo que puede llevar a la inclusión errónea en las listas de especies que se ajustan a los esquemas representados en la Figura 3 b) y 3 c). Sin embargo, si se reduce el índice de disminución y la población se estabiliza o incluso se recupera, pronto la especie dejará de reunir las condiciones establecidas con arreglo a los umbrales del Criterio A. Se decidió que la inclusión en las listas estaría únicamente determinada por los datos sobre índices de disminución, si bien se admite que a veces puede haber inclusiones transitorias falsas en las listas hasta que la población se estabilice o el índice de disminución se reduzca tanto que ya no se satisfaga el criterio. Esto ha suscitado cierta controversia, en particular con respecto al estado de conservación de las especies silvestres que son objeto de una explotación ordenada (Mace & Hudson, 1999; Matsuda *et al.*, 1998; Matsuda *et al.*, 1997) y se propuso que la resistencia fuera un factor más explícito de los criterios (Musick, en imprenta). Inversamente, otros observadores criticaron el criterio porque “las especies mermadas no llegan a figurar en las listas de especies amenazadas, pese a que se haya registrado una reducción drástica de su población”.

b. *Criterio B - Área de distribución pequeña y disminución*

El criterio B permite clasificar como amenazada a una especie cuando su distribución geográfica es muy restringida y otros factores permiten sospechar que está en peligro. El origen de este criterio se remonta al Grupo de trabajo sobre flora, en uno de los seminarios originales celebrados por la UICN en 1992. Se partió de la base de que con frecuencia el tamaño de la población de muchas especies puede no ser mensurable, si bien se pone claramente de manifiesto un elevado riesgo de extinción, por ejemplo, cuando las especies están restringidas a áreas pequeñas o a restos de hábitats que tienden a desaparecer. Las especies limitadas a áreas de distribución pequeñas están expuestas a elevados riesgos de extinción porque esas áreas pueden ser grave y extensamente degradadas por las actividades humanas, lo que se une a lo reducido de la población. Incluso aunque haya numerosos individuos, una pérdida suplementaria de hábitat puede conducir rápidamente a la extinción. El grupo de redacción consideró que este criterio resultaba pertinente no sólo para la flora; muchas otras especies con densidades elevadas dentro de áreas restringidas pueden verse afectadas de manera similar.

Este criterio no se limita a utilizar el área de distribución como sustituto del tamaño de la población. Aunque existe una amplia correlación positiva en las especies entre el tamaño total del área de distribución geográfica y el volumen de población, se observan variaciones considerables; además, la forma que adopta esa relación se modifica en función de la escala espacial en la que se la evalúa (Gaston, 1994b). En algunos casos, las especies pueden ajustarse tanto a los criterios relativos al tamaño de la población y del área de distribución, pero con mayor frecuencia se considera que ambas mediciones operan de manera independiente. Muchas especies que pueden clasificarse En Peligro con arreglo al criterio B nunca lo serían sobre la base del tamaño de la población. Por el contrario, algunas especies – los mamíferos marinos, por ejemplo – nunca serán clasificadas en esa categoría con arreglo al criterio B aunque estén muy cerca de la extinción, porque los esquemas de distribución de los individuos superarán los umbrales críticos.

Es complejo efectuar mediciones del área de distribución (Gaston, 1991; Gaston, 1994a; Gaston, 1994b; Maurer, 1994). En los criterios se utilizan dos cantidades, la extensión de presencia y el área de ocupación (*sensu* Gaston 1991). La extensión de presencia se define como el área contenida dentro del límite continuo más reducido que, se considera, contiene todos los sitios conocidos, presuntos o previstos de presencia de una especie. Esta medición puede verse considerablemente influida por casos de errancia y por pronunciadas

discontinuidades en la distribución global de una especie. Ambos factores deberían ser excluidos. Se ha dado una definición deliberadamente vaga de qué constituye una discontinuidad o una disyunción, pero lo que suscita aquí particular preocupación son las áreas de distribución compuestas de extensos entornos que son totalmente inadecuados para la ocupación o a menudo incluso para la dispersión. Por ejemplo, sería inadecuado incluir áreas oceánicas intermedias en la estimación de la extensión de presencia de una especie que habita sitios boscosos en dos continentes.

La segunda medición del área de distribución utilizada en los criterios, el área de ocupación, cuantifica el área dentro de la extensión de presencia en la que puede efectivamente observarse una especie. Ninguna especie se dará a lo largo de su extensión de presencia, ya que ninguna está distribuida de manera uniforme en el espacio. Según se aplica en los criterios, el área de ocupación es el área más pequeña esencial en todo momento para la supervivencia de las poblaciones existentes de una especie (por ejemplo, los sitios de colonias de nidificación, los lugares de alimentación de las especies migratorias). La extensión del área de ocupación de una especie será una función de la escala espacial a la que se mida: cuanto mayor sea la resolución más reducida será el área resultante (Gaston 1991). Si bien no se determina en los criterios ninguna escala de medición, se especifica que ésta debería ser apropiada para los aspectos pertinentes del taxón y medida en cuadrículas (o medidas equivalentes). La idea es utilizar escalas que reflejen los esquemas de movimiento y/o dispersión de la especie en cuestión y evitar resoluciones excesivamente elevadas en la medición. La solución mencionada al problema de la escala espacial dista mucho de ser ideal, pero ni en el pasado ni en la actualidad se ha hallado un medio más sencillo de abordar la cuestión.

Se ha considerado difícil efectuar mediciones tanto de la extensión de presencia como del área de ocupación en el caso de especies con áreas de distribución "lineales" (por ejemplo, especies de zonas litorales, arroyos y ríos). Estas áreas de distribución tienden a ser muy pequeñas debido a la extrema limitación de una dimensión (por ejemplo, el ancho del río o de la zona litoral). De hecho, las especies que dependen de hábitats lineales son particularmente vulnerables porque un solo peligro puede afectar rápidamente a toda un área (por ejemplo, un vertido de sustancias contaminantes pueden afectar todo un curso de agua), por lo que se estimó innecesario dispensar un trato especial a especies con áreas de distribución lineales.

A diferencia de los índices de disminución de población y de los tamaños de población, se carece de un marco teórico sólido en virtud del cual sea posible asociar las áreas de distribución (que para un tamaño dado pueden contener individuos en números extraordinariamente diferentes) con distintos niveles de riesgo de extinción. Por lo tanto, si bien se estimó que dicho criterio era esencial para la inclusión en las listas de muchos grupos de organismos (sobre los que no se dispone de datos de población o los datos no son esenciales para determinar el riesgo de extinción), la elección de umbrales críticos relativos al criterio B resultó extremadamente difícil tanto a nivel metodológico como biológico. Las decisiones definitivas se adoptaron en gran medida mediante un proceso iterativo de prueba y error y pruebas empíricas a cargo de expertos de la CSE que usaron datos sobre diversas especies pertinentes. Ello llevó a conservar una proporción constante valores mínimos para la extensión de presencia y el área de ocupación (una diferencia de un factor de 10) en las categorías En Peligro Crítico, En peligro y Vulnerable, y valores mínimos para la primera categoría de 100km², 5.000km² y 20.000km². Todas las áreas mencionadas, tanto por lo que respecta a la extensión de presencia como al área de ocupación, son comparativamente pequeñas, lo que refleja que solo en esos casos el área de distribución propiamente dicha puede estar asociada a niveles de riesgo de extinción elevados.

Salvo que sea extremadamente pequeña (véase el Criterio D), el hecho de poseer un área de distribución restringida no basta en sí mismo para clasificar a una especie en la categoría En Peligro. Muchas especies han persistido con bastante éxito durante períodos muy largos con áreas de distribución globales pequeñas y de hecho presentan un bajo riesgo de extinción. Por consiguiente, para satisfacer el criterio, una especie debe también presentar por lo menos otros dos o tres síntomas de riesgo. Se establecen aquí condiciones rigurosas para evitar la inclusión de un número excesivo de especies en las listas: debe haber pruebas de que la población se encuentra en: a) disminución constante; b) está muy fragmentada o se limita a unas pocas subpoblaciones independientes; o c) está sujeta a fluctuaciones extremas. Todas las condiciones mencionadas aumentarán la posibilidad de extinción basada en estudios empíricos y teóricos (véase Pimm, 1992).

Se hicieron comentarios sobre el Criterio B que sugerían que aquél podría favorecer la inclusión de un número excesivo de especies en las listas. Por haberse establecido valores umbral demasiado elevados, un gran número de especies están erróneamente clasificadas en la categoría En Peligro (Keith, 1998). En algunos casos esa crítica resulta de la aplicación a escala regional de criterios de validez mundial. Dentro de un área geográfica específica o políticamente definida puede suceder que todas las formas endémicas locales puedan ser clasificadas en la categoría En Peligro a la luz de los criterios establecidos si toda el área estudiada es reducida, hay poca heterogeneidad de hábitat y se observan amenazas generalizadas en todos los hábitats. Evidentemente, las listas no pueden individualizar el estado de conservación de especies que no resultan útiles para la planificación de la conservación local. Sin embargo, eso no significa que los criterios hayan sido erróneamente formulados para un análisis a escala mundial. Asimismo, se ha sugerido que los diferentes criterios deberían producir estimaciones de amenaza similares en todas las especies y que los números enumerados en las categorías de amenaza deberían estar equitativamente distribuidos (Keith, 1998). Sin embargo, *a priori* no vemos ninguna razón por la que de una cosa se infiera la otra, puesto que los criterios fueron concebidos para funcionar independientemente unos de otros y se estima que las amenazas variarán entre los diversos hábitats y especies.

c. *Criterio C - Tamaño reducido de la población y disminución*

El criterio C se remonta a la propuesta original de Mace y Lande (1991) y se centra en poblaciones numéricamente reducidas y en permanente disminución. Este criterio es el más fácil de situar en un marco teórico. La elección de tamaños umbral en el número de individuos maduros se basa en valores teóricos de poblaciones mínimas viables (véase más arriba) ajustados para reflejar escalas temporales apropiadas para los criterios. La condición inicial es que la población debe tener menos de 10.000 individuos maduros (para ser considerada Vulnerable), 2.500 individuos maduros (para figurar en la categoría En peligro) y 250 individuos (para ser considerada En Peligro Crítico). La pronunciada disminución de los tamaños críticos de población refleja nuestros conocimientos de los estudios teóricos sobre las relaciones generales entre el tamaño de la población y el tiempo previsto para la extinción en diferentes tipos de estocasticidad demográfica y ambiental (Lande, 1993a; Lande, 1998).

Una población en disminución permanente puede ser inmediatamente incluida en las listas si el índice de disminución coincide con los valores umbral establecidos para el Criterio C1. Si se sabe que ha habido una disminución o se prevé que ésta ocurrirá y no es mensurable o suficientemente grave para ajustarse al umbral de C1, la especie puede ser incluida con arreglo a C2 si se sabe que su población está gravemente fragmentada o existe como unidad aislada. Las especies no pueden ser clasificadas con arreglo al Criterio C simplemente porque se ajustan al umbral del tamaño de la población y están en disminución, ya que ello llevaría a admitir muchas especies que siguen siendo muy numerosas y disminuyen muy lentamente. Por otra parte, es más difícil satisfacer las condiciones adicionales del Criterio B que las del Criterio C, porque en este último hay datos irrefutables de que el tamaño de la población ya es pequeño, lo que no siempre sucede en el Criterio B. Por consiguiente, si bien los Criterios B y C son comparables, la diferencia entre las áreas de distribución y los tamaños de la población como elementos de admisión con arreglo a los criterios significa que las subcondiciones tampoco deberían ser las mismas en cada uno (compárese con Keith, 1998).

d. *Criterio D - Tamaño de la población muy reducido*

El criterio D es el único criterio que permite clasificar a las especies en la categoría En Peligro sin ninguna prueba de que ha habido, hay o habrá alguna disminución. Fue desarrollado porque los modelos teóricos muestran que las poblaciones numéricamente pequeñas presentan un elevado riesgo de extinción exclusivamente como consecuencia de procesos internos. El término “estocasticidad demográfica” fue utilizado para describir el proceso en virtud del cual la variación aleatoria de individuos en índices demográficos vitales o la variación aleatoria en la proporción de machos y hembras puede por sí sola llevar a la extinción de la población (Goodman, 1987; Lande, 1993b). La importancia de este factor está empíricamente sustentada por una serie de estudios sobre poblaciones muy restringidas (Gaona, Ferreras & Delibes, 1998; Kokko & Ebenhard, 1996; Legendre *et al.*, 1999). No obstante, si bien la estocasticidad demográfica suele carecer de importancia en el caso de poblaciones inferiores a unos 100 individuos, sus efectos perjudiciales se ven ampliados por el ciclo vital y las diferencias de comportamiento de las diversas especies (Legendre *et al.*, 1999; Sorci, Moller & Clobert, 1998). Por consiguiente, los valores umbral

utilizados en los criterios son más altos. En el caso de la categoría Vulnerable esto significa que cualquier especie con menos de 1.000 individuos maduros puede ser contemplada por este criterio y las cifras equivalentes para En peligro y En Peligro Crítico son 250 y 50. La graduación de estos valores refleja la relación entre el tamaño de la población y el tiempo de extinción (Figura 2).

El criterio D incluye el subcriterio D2, únicamente presente en la categoría Vulnerable. Con arreglo a ese subcriterio D2, las especies pueden ser incluidas tomándose únicamente como base una distribución muy restringida (es decir, el área de distribución equivalente a D1). D2 es conceptualmente diferente, puesto que está implícito en la definición que para incluir especies en esta categoría no debería considerarse únicamente el área de distribución restringida. Se pone más bien de manifiesto que la especie está de hecho amenazada *porque* tiene una distribución muy restringida. La definición específica: “La población está caracterizada por una pronunciada restricción de su área de ocupación (en general menos de 100 km²) o del número de sitios que ocupa (en general menos de 5). Por lo tanto, ese taxón estaría más expuesto a los efectos de las actividades humanas (o eventos estocásticos cuyos efectos se ven incrementados por las actividades humanas) dentro de un período de tiempo muy breve en un futuro incierto, que puede ponerlo En Peligro Crítico o incluso provocar su extinción en un período de tiempo muy breve”. Este subcriterio ha sido a veces erróneamente utilizado, sobre todo debido a la tendencia de aplicar los umbrales numéricos de referencia de la primera oración de la definición sin tener en cuenta la segunda mitad de aquella. Los cuadros resumidos de los criterios, como los publicados por la UICN (1990), tienden a incluir únicamente las directrices numéricas, lo que podría haber incrementado el grado de interpretación errónea.

D2 no se aplica a las categorías de mayor riesgo, puesto que se consideró que sería siempre problemático fundamentar sobre esa base la inclusión en las listas y, si bien ello podría justificarse en virtud del principio cautelar a los niveles de riesgo relativamente bajos abarcados por la categoría Vulnerable, resultaba indefendible en las categorías En peligro y En Peligro Crítico. Algunos usuarios consideran que debería ampliarse el alcance de D2 para permitir la inclusión de especies extremadamente restringidas en categorías superiores a Vulnerable (Seddon, 1998); otros en cambio estiman que D2 es excesivamente inclusivo y que, al parecer, ese criterio no reconoce que para muchas especies la rareza es un estado natural y que de hecho sólo algunos tipos de especies raras tienen probabilidades concretas de extinguirse (por ejemplo, de Lange & Norton, 1998).

e. *Criterio E - Análisis cuantitativo desfavorable*

El criterio E permite al evaluador utilizar cualquier análisis cuantitativo para estimar el riesgo de extinción, que se compara a continuación con los umbrales de riesgo de extinción fijados para cada categoría. Estos umbrales se expresan como la probabilidad de extinción dentro de un marco temporal. El marco temporal se mide en años o generaciones, como en la formulación del Criterio A, utilizándose el período más largo. Las justificaciones de los umbrales son básicamente las mismas que en Mace y Lande (1991), excepto que el marco temporal de la categoría En Peligro Crítico pasa de 5 a 10 años, ya que se estimó que 5 años constituirían un período demasiado breve para equiparar este criterio con los demás.

El término análisis cuantitativo fue elegido muy cuidadosamente, para evitar dar la impresión de que este criterio entraña necesariamente un análisis de la viabilidad de la población (PVA). De hecho, el Criterio E puede utilizarse siempre que se estima, por razones de peso, que de la situación puede derivarse un riesgo de extinción. A menudo, esto podría hacerse sin disponer de información detallada sobre dinámica de la población, sino basándose en información sobre el estado de conservación del hábitat. Por ejemplo, una especie podría ser endémica de un área y no poder migrar a ninguna otra parte para sobrevivir, mientras que se han vendido derechos para permitir el despeje de bosques en un plazo de 20 años. Es indudable que esta especie reúne las condiciones para ser clasificada En Peligro e inclusive En Peligro Crítico si ocupa una superficie inferior a su área total y si hay por lo menos un 50 por ciento de probabilidades de que las zonas críticas de su hábitat sean taladas en los primeros 10 años. Muchos casos similares en los que puede utilizarse el Criterio E entrañan modificaciones en la utilización de la tierra y en los niveles de explotación previstos. Podría plantearse otra situación interesante cuando se sabe que hay un elevado riesgo de invasión de una especie cuya presencia sería desastrosa para las especies residentes.

Con frecuencia la evaluación incluiría un PVA. Aún no se han enunciado normas sobre qué tipo de PVA debe efectuarse, pero las reglas disponen que deben explicitarse tanto la estructura del modelo como los datos

utilizados en el análisis. En realidad, se ha recurrido muy poco a los PVA en las evaluaciones de la UICN (véase más adelante) y lo consideramos apropiado en este caso. La utilización más difundida de los modelos PVA en ese tipo de evaluaciones podría plantear varios problemas. Primero, a pesar del requisito de que el ejercicio sea explícito, en la práctica resulta bastante difícil enumerar y fundamentar los antecedentes de un análisis PVA sin disponer de una extensa documentación. Las inclusiones en virtud del Criterio E podrían ser entonces mucho menos transparentes que las hechas a la luz de los demás criterios. Segundo, los resultados de un PVA pueden depender considerablemente de los niveles de algunas variables de aportación. Por ejemplo, los cambios previstos en la disponibilidad de hábitat, la incidencia y gravedad de los desastres, los niveles de mortalidad y la interacción entre el tamaño de la población y la depresión endogámica podrían determinar, cada uno por sí solo, la categoría de riesgo de extinción, establecida en términos de valores plausibles, aunque improbables, en un modelo de análisis PVA. Resultará muy difícil para la UICN supervisar y garantizar la adecuación de las normas cuando la exactitud depende de la validación de muchas de estas variables problemáticas (Ludwig, 1996; Ludwig, 1999; Mangel & Tier, 1994). Por último, los modelos PVA pueden no ajustarse al principio cautelar puesto que, al faltar información adecuada, tienden a suponer valores favorables para parámetros clave (por ejemplo Armbruster, Fernando & Lande (1999)). En consecuencia, muchos expertos sugieren que la mayor utilidad del PVA radica en su utilización como medio para evaluar los riesgos relativos de los diferentes procesos o los beneficios relativos de distintas estrategias de ordenación, pero no el riesgo de extinción absoluto (Akçakaya & Burgman, 1995; Beissinger & Westphal, 1998; Lindenmayer *et al.*, 1993). Coincidimos con esa opinión y recomendamos la utilización del Criterio E para ejercicios de modelización sencillos y explícitos más que la incorporación de los resultados de modelos detallados de parámetros múltiples específicos de especies y de hábitats.

VI. Principales características del proceso de redacción

Durante la fase de redacción, consulta y redacción final de los criterios se debatieron continuamente varias características del sistema, muchos de cuyos aspectos volvieron a plantearse tras la adopción del sistema. A continuación, pasamos revista a dichas características, explicando la naturaleza de los debates y las soluciones halladas.

1. Exactitud y precisión

Junto con la necesidad de un sistema objetivo y de fácil aplicación, se planteaba el requerimiento de que las inclusiones en las listas estuvieran razonablemente justificadas y fueran exactas. El estado de conservación de las especies es un factor cada vez más importante de las diferencias que se plantean tanto a nivel político como económico y es posible que el sistema sobre el que se basan las enumeraciones sea objeto de un detenido estudio en el futuro, llegando a cuestionarse incluso su validez jurídica. El paso de criterios cualitativos a criterios cuantitativos tiene la consecuencia contraintuitiva de que aumenta la probabilidad de cuestionamiento de las inclusiones de especies y de que éstas resultan más difíciles de fundamentar. Se plantea aquí un dilema, puesto que el nuevo sistema consiste en una evaluación de probabilidades (es decir, que la inclusión en una categoría de amenaza significa únicamente que hay una probabilidad especificada de que la especie se extinga dentro de un marco temporal determinado).

Las categorías y los criterios tenían por finalidad ser cautelares y conducir a la inclusión de una especie en las listas cuando ésta mostrara síntomas que coincidieran con un riesgo de extinción inminente. Las categorías de amenaza (En Peligro Crítico, En Peligro y Vulnerable) no implican una probabilidad exacta de riesgo de extinción para cada especie incluida en cada categoría. Como sus nombres indican, las categorías son grupos discretos. El sistema tiene por objeto ser exacto, en el sentido de que se prevé que una proporción mayor de especies enumeradas en las categorías de amenaza superiores habrán de extinguirse en plazos más breves. Prevemos que esos períodos y proporciones corresponderán en términos generales a los valores dados para cada categoría en el Criterio E, aunque ello no pueda demostrarse. En todo caso, difiere mucho de esperar que el riesgo de extinción expresado en el Criterio E se aplique a una especie que reúne los requisitos necesarios con arreglo a cualquiera de los demás criterios a ese nivel. Por consiguiente, no puede argumentarse que es muy distinto determinar la inclusión de especies en virtud del Criterio A o del Criterio E (Matsuda *et al.*, 1998; Matsuda *et al.*, 1997). Las categorías de la UICN no representan ningún tipo de predicción incuestionable sobre el destino de una especie determinada, sino que procuran contribuir a una clasificación exacta de especies con riesgos de extinción similares.

Es inevitable que se clasifiquen como amenazadas ciertas especies que aún no están realmente al borde de la extinción. El sistema funciona sobre una base probabilística, por lo que hay una probabilidad limitada de que las especies de cualquier categoría finalmente se extingan. Además, el sistema es cauteloso y en cualquier sistema preventivo es inevitable que haya inclusiones superfluas (Mace & Hudson, 1999). Por último, el hecho mismo de incluir una especie en una Lista Roja debería llevar a una mayor conservación y protección, con lo que la inclusión se convertiría en una profecía que se invalida a sí misma. Se esperaba reducir a un mínimo el número de especies que podrían ser erróneamente clasificadas como amenazadas, pero ello no puede hacerse sin excluir a algunas que *sí deberían* ser incluidas. Es difícil determinar un límite en ese sentido. Hemos sostenido en repetidas ocasiones que la clasificación en las Listas Rojas no constituye, en sí misma, una acción de conservación. Esa medida debería simplemente poner de manifiesto la necesidad de seguir de cerca la evolución de la especie en cuestión. Es entonces que los órganos y organismos correspondientes, que disponen a menudo de información más detallada, deben estar preparados para asumir la responsabilidad de solucionar adecuadamente el problema (Mace & Hudson, 1999).

2. Amenazas que plantea la estocasticidad

La característica esencial del nuevo sistema es que ha sido concebido para medir el riesgo de extinción y no otros factores, como la rareza, la función ecológica o la importancia económica, que suelen formar parte de las prioridades de los sistemas de conservación (Burgman *et al.*, 1999; Mace, 1995; Munton, 1987). Una consecuencia de ello es que las tendencias en abundancia y tamaño del área de distribución suelen ser más importantes para determinar la inclusión de una especie que las evaluaciones del tamaño de la población o de las áreas de distribución; por lo tanto pueden hacerse proyecciones de futuros tamaños de población (con arreglo al Criterio A2) tomando como base la dinámica de las amenazas conocidas. Esta estrategia plantea empero nuevas dificultades puesto que hay diversos tipos de procesos de extinción, que varían desde procesos altamente previsibles y deterministas (como el despeje global de todo un hábitat) hasta procesos totalmente imprevisibles y estocásticos (como invasiones, enfermedades o cambios políticos y económicos que afectan a una especie).

Ello ha suscitado un considerable debate desde las primeras etapas de la concepción de los criterios, a saber, la pertinencia de incluir poblaciones pequeñas y estables en comparación con poblaciones grandes en disminución. En versiones anteriores se incluyó una categoría "Susceptible" (Mace *et al.*, 1992). Si bien esta categoría de amenaza era distinta de las demás, podía utilizarse para enumerar especies raras (con un tamaño de población muy limitado o un área muy restringida), por lo que al parecer eran siempre vulnerables a la extinción, incluso aunque no se observara ninguna tendencia o amenaza aparente. La categoría Susceptible se fundamenta en el hecho de que muchas especies son naturalmente raras (Gaston 1994, 1997) y presentan un ciclo vital característico que les permiten persistir en ese estado (si bien la rareza, en sí misma, obviamente no es un rasgo de evolución (Kunin & Gaston, 1993)). Sin embargo, esas formas muy restringidas son sin duda más vulnerables que las especies más abundantes y mejor dispersas tanto a procesos naturales como antropogénicos que pueden afectar su estado de conservación de manera súbita y grave. Esencialmente, una categoría o criterio reservado a las especies "raras" lleva a incrementar de manera considerable el número de especies enumeradas, lo que inevitablemente resulta en la inclusión de muchas especies con pocas probabilidades de extinción en marcos temporales ecológicos. Sin embargo, sin un criterio o categoría de ese tipo, muchas especies que se consideran fundamentales para la conservación general de la diversidad biológica únicamente se enumeran junto a formas más abundantes y difundidas, como las especies de la categoría "Menor Riesgo".

La decisión relativa al trato que se conferiría a esas especies fue modificada varias veces durante el proceso de redacción. Finalmente, se adoptó un criterio bastante restrictivo aplicable a las especies raras (el Criterio D2) bajo Vulnerable (y no a los niveles de amenaza más altos) y ubicarlo dentro de uno de los criterios existentes (el Criterio D). Sin embargo, el debate continúa y vuelve a surgir en la actual revisión de los criterios (véase más adelante).

3. Criterios comunes para todas las especies

Un aspecto aún más complejo era cómo garantizar que todas las especies, a pesar de sus amplias diferencias en su ciclo vital y ecología, recibieran un trato equitativo en la aplicación de los criterios. Inicialmente, se

privilegió un conjunto único de criterios para todas las especies, lo que implicaba el reconocimiento de que el ciclo vital, más que la afiliación taxonómica, constituye la forma adecuada de clasificación de especies para evaluar el riesgo de extinción. Eso significa que las diferentes especies deberían ser evaluadas utilizándose conjuntos de parámetros comparables. Por ejemplo, una disminución del 10 por ciento de la abundancia sería relativamente nimia en el caso de una especie con un elevado índice reproductivo si el fenómeno se observara al finalizar la temporada de reproducción, pero podría ser grave para una especie longeva y de reproducción lenta. Asimismo, una disminución continua a lo largo de varios años podría formar parte del ciclo vital normal si la mortalidad afectara a los juveniles, pero podría ser sintomática de una disminución constante a largo plazo si se perdieran adultos reproductores y se estimara que la especie es longeva. En vez de complicar o ampliar excesivamente los criterios de categorías de amenaza, se seleccionaron algunos parámetros que fueron cuidadosamente definidos para permitir una comparación entre especies muy diferentes. En particular se seleccionó la “longevidad de la generación” como escalar de todas las mediciones de orden temporal y se utiliza en todos los criterios “individuos maduros” en lugar de cualquier medición del tamaño global de la población. El parámetro “individuos maduros” sirve únicamente para medir el tamaño real de la población reproductora y equivaldrá en líneas generales a mediciones más precisas del tamaño efectivo de la población (N_e). El proceso de consulta de expertos en relación con determinadas especies permitió mejorar considerablemente las definiciones y la utilización de estos y otros términos incorporados a los criterios, pero subsiste la preocupación mencionada con frecuencia de que no es posible aplicar un criterio único a todas las especies. Consideramos que el enfoque que hemos adoptado es el más razonable tanto a nivel biológico como operativo, si bien estamos de acuerdo en que esto depende fundamentalmente de la posibilidad de transformar la información disponible sobre diferentes especies en estadísticas comparables y pertinentes mediante la definición de términos clave. Lamentablemente, esas definiciones recibieron mucha menos atención durante el examen crítico que los umbrales numéricos de los criterios, si bien en nuestra opinión son más importantes.

4. Incertidumbre

Las normas de aplicación de los nuevos criterios (UICN, 1994) especifican claramente que no se requiere información precisa y que el evaluador puede utilizar conocimientos expertos y la mejor información disponible para efectuar estimaciones de tendencias actuales o futuras. Se suministran pocas directrices sobre la manera de proceder al respecto, por lo que es inevitable que las respuestas hayan sido divergentes y poco coherentes. En un extremo el sistema ha sido rechazado debido a la renuencia a utilizar estimaciones de tamaño de la población (por ejemplo el Grupo de Especialistas en Felinos de la UICN; (Nowell & Jackson, 1996)). En el otro, este proceder fue criticado por basarse simplemente en supuestos muy complejos. Sin embargo, desde la adopción de los criterios algunos investigadores desarrollaron técnicas para tratar el factor de incertidumbre en la clasificación de la UICN (Akçakaya *et al.*, in press; Colyvan *et al.*, 1999; Todd & Burgman, 1998). Estas técnicas han sido incorporadas a un programa informático (Applied Biomathematics, 1999) y estimamos que constituyen un progreso considerable tanto en términos de normalización como de explicitación de la forma en que se ha tenido en cuenta el factor de incertidumbre.

5. Insuficiencia de datos y clasificación apropiada

En la práctica puede ser difícil decidir si una especie se clasificará o no en la categoría Datos Insuficientes. Cuando se dispone de poca información la especie solo puede ser evaluada a la luz de uno o dos criterios. Por consiguiente, el evaluador deberá decidir si ello basta para incluir a la especie exclusivamente en virtud de dichos criterios o si debería en cambio clasificarse en la categoría Datos Insuficientes. Es factible que la decisión dependa de varios factores y, esencialmente, de información circunstancial o inferencial de que pueda disponer el evaluador en tanto que especialista. Collar *et al.* (1994) sugirieron que si se sospecha que hubo una pérdida considerable de hábitat el evaluador se ve más o menos obligado, con arreglo al principio cautelar, a clasificar la especie como amenazada incluso cuando se trate de formas muy poco conocidas.

La decisión relativa a la adecuación de la información depende de las actitudes hacia el riesgo y la incertidumbre. Por ejemplo, una posición extremadamente prudente podría llevar a enumerar toda especie sobre la que no se disponga de pruebas de que está totalmente segura (es decir, estaría clasificada como amenazada hasta que se haya demostrado que no cumple ninguno de los criterios). Un enfoque extremadamente arriesgado llevaría a suponer que todas las especies están en total seguridad hasta que la

situación ponga de manifiesto que están en peligro; las especies que no hayan satisfecho ninguno de los criterios serían incluidas en la categoría Menor Riesgo. Las reglas aplicables a los criterios sugieren la conveniencia de adoptar una posición intermedia que tienda hacia un enfoque prudente. Por consiguiente, la satisfacción de cualquiera de los criterios siempre hace que una especie sea clasificada como amenazada, pero si no se satisface ninguno de ellos puede ser clasificada en Menor Riesgo o Datos Insuficientes.

Más recientemente, el desarrollo de algoritmos específicos para deducir la situación de una especie en relación con las Listas Rojas llevó a efectuar análisis más específicos y recomendaciones sobre esta cuestión (Akçakaya *et al.*, en imprenta).

6. Bajo riesgo de extinción y clasificación apropiada

Como se mencionó antes, la terminología y estructura de las subcategorías de ausencia de amenazas suscitaron cierta confusión. La categoría de Menor Riesgo fue concebida para todas las especies que no satisfacen ninguno de los criterios desde Vulnerable hasta las categorías superiores. No obstante, se establecieron dentro de esa categoría dos subcategorías para casos especiales de Menor Riesgo. La primera, Casi Amenazado, se utiliza para especies que están muy cerca de ser clasificadas como Vulnerables. Es evidente que esos casos merecen una atención particular, pero las reglas de la UICN no especifican límites claros para clasificar una especie como Casi Amenazado. Si bien los criterios aplicables a la categoría Casi Amenazado habrían incrementado la uniformidad en la utilización de dicha categoría, se puso de manifiesto que el desarrollo de criterios sólidos se complica a medida que disminuye el riesgo de extinción y que es quizá más conveniente conservar el término como una clasificación más informal. Varios evaluadores desarrollaron sus propias reglas para clasificar especies en Casi Amenazado, por ejemplo recurriendo a esa subcategoría sólo cuando no se han satisfecho los subcriterios de B o C. De hecho, la publicación de los taxa clasificados bajo Casi Amenazado por la UICN (1996) contribuyó a dar realce a esta categoría y muchos usuarios la consideran muy útil para especies sobre las que por diversas razones desean concitar la atención, incluso aunque no estén oficialmente clasificadas como amenazadas.

La otra subcategoría de Menor Riesgo, Dependiente de la Conservación, también fue objeto de múltiples observaciones de los usuarios. Esta categoría tiene dos finalidades: al referirse específicamente a especies mantenidas fuera de la clasificación gracias a medidas de conservación eficaces, dichas acciones son reconocidas y recompensadas. Hay menos riesgos de que se las interrumpa porque la especie en cuestión ya no está clasificada como amenazada, disminuyendo así la posibilidad de que las especies oscilen entre Vulnerable y Menor Riesgo. No obstante, en la práctica la categoría Dependiente de la Conservación ha sido aplicada con desigual rigor y con poca uniformidad. Algunos evaluadores la utilizan muy raramente, mientras que otros tienden a utilizarla para casi cualquier especie que suscita atención y respaldo.

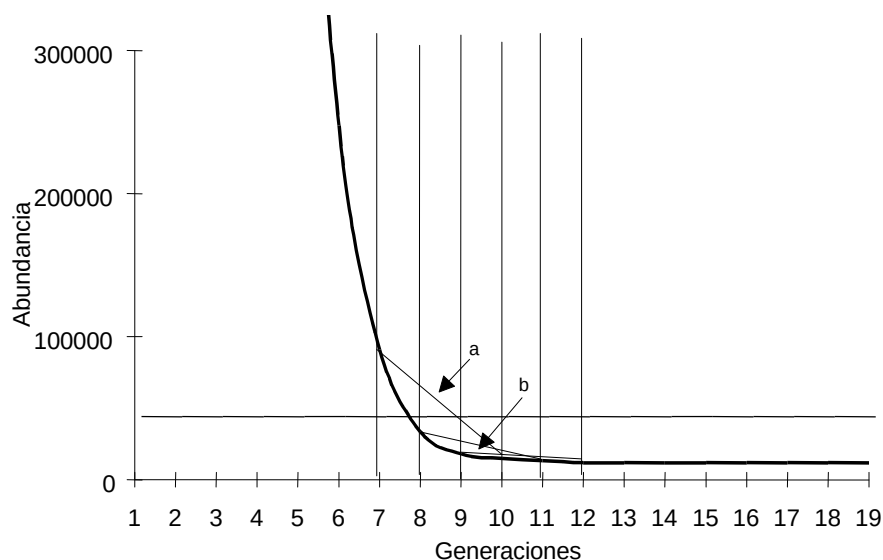
La subcategoría Dependiente de la Conservación tampoco cuadra con el esquema general, ya que no mide de manera directa el riesgo de extinción sino, más bien, la eficacia de las acciones de conservación. Así, pues, en teoría una especie podría pasar directamente de Dependiente de la Conservación a Vulnerable, En peligro, En Peligro Crítico, o incluso Extinto si dejaran de aplicarse las medidas de conservación. En la práctica, ello refleja otra dimensión. Además, algunas especies nunca serán Dependientes de la Conservación porque la única medida de conservación adoptada no se aplica a una especie determinada (por ejemplo, árboles).

7. Especies agotadas

Dado que la finalidad de los criterios es detectar especies en riesgo de extinción, no identifican a especies numerosas en el pasado pero agotadas en la actualidad. Una vez que una especie se ha estabilizado a un nivel superior a los valores umbral con arreglo a los Criterios B y C y la disminución pertenece al pasado, será suprimida de la lista. Muchas especies habitan ahora solo fragmentos de su área de distribución anterior (por ejemplo Channell & Lomolino, 2000; Lomolino & Channell, 1995) y es de lamentar que ello se olvide tan fácilmente. Sería poco adecuado que hubiera una permanente revisión a la baja de nuestros objetivos de conservación acorde con la modificación de esta línea de referencia (Balmford, 1999), por lo que es importante tener presente que los criterios no reflejan el estado de conservación general de la diversidad biológica en un contexto histórico global. La importancia asignada a la medición del riesgo de extinción hace que no se justifique seguir enumerando especies que son hasta el presente numerosas y estables, como las

descritas en la Figura 4. Si bien muchos lamentan esta situación y desearían disponer de notaciones explícitas para las especies agotadas, merece establecerse una comparación con la enumeración de especies explotadas. En ese caso, la finalidad de la ordenación es disminuir el tamaño de la población y estabilizarla luego a un nuevo nivel de máxima productividad. Los administradores esperan que la especie pronto llegue al punto que figura a la derecha de la figura, en el que la especie deja de estar considerada como amenazada.

Figura 4. Tratamiento de las especies agotadas con arreglo a los criterios. El gráfico muestra una especie hipotética que atravesó un período de rápida disminución pero que se ha estabilizado ahora a un nuevo nivel, mucho más bajo. Un nuevo tamaño de población superior a 10.000 individuos maduros significa que la especie no reunirá los criterios especificados en B o C, aunque podrá ser clasificada en virtud del Criterio A. En este ejemplo la especie podría ser clasificada En Peligro Crítico hasta la 10ª generación (véase el índice de disminución señalado por la línea a)). A continuación, la especie descenderá en las categorías de amenaza hasta la 12ª generación, en cuyo momento el índice de disminución pasa por debajo del valor umbral establecido para Vulnerable (véase el índice de disminución señalado por la línea b)). A partir de entonces, la especie ya no se considera amenazada.



8. Inscripción regional

Los criterios fueron siempre concebidos para ser utilizados a nivel mundial. Sin embargo, se cobró conciencia de que había también una demanda internacional de criterios que pudieran utilizarse a niveles nacional, local o regional. El sistema de la UICN no puede ser aplicado directamente en escalas geográficas menores sin que se plantee el riesgo de hacer evaluaciones inexactas, debido a que se refieren en ese caso únicamente a subconjuntos de especies o poblaciones enteras o a sus distribuciones (Gardenfors, 1996). Además, puede haber resultados contraintuitivos en la determinación de prioridades debido a la utilización de valores umbral pertinentes para la escala mundial. En las reglas originales (UICN, 1994) se dio cierta orientación y se especificó que había problemas en la aplicación regional. Desde entonces, la UICN revisó una serie de recomendaciones relativas a la aplicación regional de los criterios y la última versión de las directrices provisionales ofrece asesoramiento específico para mejorar su utilidad a escala regional (Gardenfors *et al.*, 1999).

VII. El sistema de la UICN actualmente utilizado (1996-1999)

Las nuevas categorías de las Listas Rojas han sido ampliamente utilizadas desde su adopción por la UICN, en 1994. Cabe destacar que se recurrió a ellas en dos evaluaciones sistemáticas de la UICN: Las *Listas Rojas de la UICN de Fauna Amenazada* (UICN, 1996) y la *Lista Mundial de Flora Amenazada* (Oldfield, Lusty & MacKinnon,

1998). Esas dos evaluaciones permiten observar los niveles globales de amenaza medidos por los criterios establecidos. Se evaluaron en total más de 15.000 especies de fauna, de las que 5.205 fueron registradas como amenazadas. No es ésta una estimación justa de la proporción total de especies de todo el mundo que pueden ser consideradas en peligro de extinción puesto que dicha evaluación dista mucho de ser exhaustiva y se procedió a una evaluación selectiva de los taxa y las regiones. No obstante fueron ampliamente examinados los dos grupos principales, los mamíferos y las aves, con vistas a la inclusión de especies en las listas. Entre los mamíferos, se estimó que el 23 por ciento de las especies están amenazadas, en comparación con el 11 por ciento de las aves (Collar *et al.*, 1994) (Cuadro 1). Entre los taxa que no fueron exhaustivamente evaluados las proporciones de especies amenazadas suelen ser superiores (Cuadro 1), pero dado que la selección tiende a concentrarse en los taxa más amenazados es probable que las cifras mencionadas sobreestimen los valores reales. Sin embargo, excepto las estimaciones correspondientes a árboles, que se basan en un subconjunto de árboles reducido, los valores no difieren de las evaluaciones efectuadas por *Nature Conservancy* de todas las especies de América del Norte (TNC, 1996). TNC halló que los índices de amenaza más altos se registraban entre los invertebrados de agua dulce, los peces y los anfibios.

Cuadro 1 Resultados resumidos de la aplicación de los criterios UICN a diversos grupos taxonómicos superiores. Las estimaciones del número de especies evaluadas pertenecen a la UICN (1996) y a Oldfield *et al.* (1998). La cifra entre paréntesis indica la proporción evaluada de la diversidad total de especies dentro del grupo. Puesto que los evaluadores pueden concentrarse en las especies más amenazadas así como en las mejor conocidas, los índices de amenaza y de deficiencia de datos pueden perder representatividad a medida que disminuye la proporción de especies evaluadas.

Taxón	Número aproximado de especies evaluadas (% total)	% de especies amenazadas entre las evaluadas	% de Datos Insuficientes en el total evaluado
Mamíferos	4.763 (100%)	23%	5
Aves	9.946 (100%)	11%	1
Reptiles	1.480 (20%)	17%	5
Anfibios	600 (12%)	21%	7
Moluscos	> 3.000 (4%)	31%	18
Árboles	10.091 (?0.1%)	59%	4

La frecuencia con que las especies fueron enumeradas en la categoría Datos Insuficientes varía según el grupo taxonómico. Sólo un 1 por ciento de aves y un 5 por ciento de mamíferos fueron enumerados en Datos Insuficientes, lo que refleja el nivel general de interés científico y popular en esos grupos. El porcentaje es más elevado para grupos menos bien estudiados, como los moluscos. La poca frecuencia de enumeraciones en la categoría Datos Insuficientes en las evaluaciones de árboles podría atribuirse tanto a la selección de los taxa incluidos como a los esfuerzos de los editores para disuadir a los usuarios de que utilicen la categoría Datos Insuficientes (Oldfield *et al.*, 1998).

Todos los criterios fueron utilizados en las evaluaciones UICN, si bien el recurso al análisis cuantitativo del Criterio E es muy limitada y nunca motivó, por sí sola, la inclusión de una especie en una categoría de amenaza (Cuadro 2). El Criterio B es el más utilizado para la inclusión de especies de mamíferos, seguido por el criterio de disminución (Criterio A). El Criterio B se utiliza para muchos roedores sobre los que con mayor frecuencia se dispone de datos sobre el área de distribución que de estimaciones de población. Entre las aves, el criterio más utilizado es el de tamaño de la población (Criterio C), seguido del Criterio D, área de

distribución reducida. En grupos distintos de las aves y los mamíferos se tiende a privilegiar uno o dos criterios. Por ejemplo, entre los invertebrados la mayoría de las enumeraciones se realizan utilizándose los Criterios B y D (áreas de distribución restringidas) y entre los peces los criterios más utilizados con el A y el B (disminuciones y áreas restringidas) (UICN, 1996).

Cuadro 2: Criterios utilizados en las Listas Rojas de la UICN sobre Especies Animales Amenazadas (UICN, 1996) para clasificar especies en alguna categoría de amenaza (En Peligro Crítico, En peligro y Vulnerable). El cuadro detalla cuántas veces fue utilizado cada criterio para decidir la inclusión de alguna especie en las listas, por sí solo (utilizado aisladamente) o en combinación con otros criterios.

Criterio	Mamíferos		Aves	
	Utilizado aisladamente	Utilizado en combinación	Utilizado aisladamente	Utilizado en combinación
A	308	434	62	408
B	421	526	45	335
C	92	189	201	769
D	90	150	216	482
E	0	9	0	0

VIII Conclusiones

Los Criterios de las Listas Rojas de la UICN fueron desarrollados a lo largo de un prolongado período y participaron en su elaboración numerosos expertos académicos y sobre el terreno. La formulación final de los criterios combina la teoría científica fundamental con aplicaciones y pruebas empíricas. Es inevitable que un sistema como éste, destinado a tener una muy amplia aplicación, plantee algunos problemas en casos específicos. Sin embargo, consideramos que la comprensión de sus principios subyacentes contribuirá a mejorar tanto los métodos utilizados para su aplicación como la interpretación de las clasificaciones resultantes.

IX. Bibliografía

- Akcakaya, H. R. & Burgman, M. (1995). PVA in theory and practice. *Conservation Biology* **9**, 705-7.
- Akcakaya, H. R., Ferson, S., Burgman, M. A., Keith, D. A., Mace, G. M. & Todd, C. (in press). Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology*.
- Applied Biomathematics. (1999). RAMAS RedList:Threatened Species Classification Under Uncertainty. Applied Biomathematics, 100 North Country Road, Setauket, NY 11733 USA, Setauket, USA.
- Armbruster, P., Fernando, P. & Lande, R. (1999). Time frames for population viability analysis of species with long generations: an example with Asian elephants. *Animal Conservation* **2**, 69-73.
- Avery, M. I., Gibbons, D. W., Porter, R., Tew, T., Tucker, G. & Williams, G. (1995). Revising the British Red Data List for birds: the biological basis of UK conservation priorities. *Ibis* **137**, 232-239.
- Balmford, A. (1999). (Less and less) great expectations. *Oryx* **33**, 87-88.
- Beddington, J. R. & May, R. M. (1977). Harvesting populations in a randomly fluctuating environment. *Science* **197**, 463-465.
- Beissinger, S. R. & Westphal, M. I. (1998). On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* **62**, 821-841.

- Burgman, M. A., Keith, D. A., Rohlf, F. J. & Todd, C. R. (1999). Probabilistic classification rules for setting conservation priorities. *Biological Conservation* **89**, 227-231.
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* **63**, 215-244.
- Channell, R. & Lomolino, M. V. (2000). Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature* **403**, 84-86.
- Collar, N. J. (1998). Extinction by assumption; or, the Romeo Error on Cebu. *Oryx* **32**, 239-244.
- Collar, N. J., Crosby, M. J. & Stattersfield, A. J. (1994). *Birds to Watch 2 - The World List of Threatened Birds*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Collar, N. J., Gonzaga, L. P., Krabbe, N., Nieto, A. M., Naranjo, L. G., III, T. A. P. & Wege, D. C. (1992). *Threatened birds of the Americas. The ICBP/IUCN Red Data Book*. IUCN/ICBP, Cambridge, UK.
- Colyvan, M., Burgman, M. A., Todd, C. R., Akcakaya, H. R. & Boek, C. (1999). The treatment of uncertainty and the structure of the IUCN threatened species categories. *Biological Conservation* **89**, 245-249.
- Courchamp, F., CluttonBrock, T. & Grenfell, B. (1999). Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in Ecology & Evolution* **14**, 405-410.
- Cowling, R. M. & Bond, W. J. (1991). How small can reserves be - an empirical approach in Cape Fynbos, South Africa. *Biological Conservation* **58**, 243-256.
- de Lange, P. J. & Norton, D. A. (1998). Revisiting rarity: a botanical perspective on the meanings of rarity and the classification of New Zealand's uncommon plants. *Royal Society of New Zealand Miscellaneous Series* **48**, 145-160.
- Diamond, J. M. (1984). "Normal" extinctions of isolated populations. In *Extinctions* (ed. M. H. Nitecki), pp. 191-246. University of Chicago Press, Chicago.
- Diamond, J. M. (1989). The present, past and future of human-caused extinctions. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London, Series B* **325**, 469-477.
- Foufopoulos, J. & Ives, A. R. (1999). Reptile extinctions on land-bridge islands: Life-history attributes and vulnerability to extinction. *American Naturalist* **153**, 1-25.
- Frankham, R. (1995a). Conservation genetics. *Annual Review of Genetics* **29**, 305-327.
- Frankham, R. (1995b). Effective population-size adult population-size ratios in wildlife - a review. *Genetical Research* **66**, 95-107.
- Franklin, I. R. & Frankham, R. (1998). How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* **1**.
- Gaona, P., Ferreras, P. & Delibes, M. (1998). Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* **68**, 349-370.
- Gardenfors, U. (1996). Application of IUCN Red List categories on a regional scale. In *The 1996 IUCN red List of Threatened Animals* (ed. J. Baillie and B. Groombridge), pp. Intro 63-66. IUCN, Gland.
- Gardenfors, U., Rodriguez, J. P., Hyslop, C., Mace, G. M., Molur, S. & Poss, S. (1999). Draft guidelines for the application of IUCN Red List criteria at regional and national levels. *Species* **31/32**, 58-70.
- Gaston, K. J. (1991). How large is a species geographic range? *Oikos* **61**, 434-438.
- Gaston, K. J. (1994a). Measuring geographic range sizes. *Ecography* **17**, 198-205.
- Gaston, K. J. (1994b). *Rarity*. Chapman and Hall, London.
- Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1996a). Conservation implications of geographic range size body size relationships. *Conservation Biology* **10**, 638-646.
- Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1996b). Global scale macroecology: Interactions between population size, geographic range size and body size in the Anseriformes. *Journal of Animal Ecology* **65**, 701-714.
- Gaston, K. J., Blackburn, T. M. & Gregory, R. D. (1999). Does variation in census area confound density estimations? *Journal of Applied Ecology* **36**, 191-204.
- Gaston, K. J. & Chown, S. L. (1999). Geographic range size and speciation. In *Evolution of Biological Diversity* (ed. A. E. Magurran and R. M. May), pp. 236-259. Oxford University Press, Oxford.
- Gaston, K. J. & Lawton, J. H. (1988). Patterns in body size, population dynamics and regional distribution of bracken herbivores. *American Naturalist* **132**, 332-680.
- Gaston, K. J. & McArdle, B. H. (1994). The temporal variability of animal abundances: measures, methods and patterns. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London B* **345**, 335-358.

- Gillman, M. P. & Silvertown, J. (1997). Population extinction and IUCN categories: the uncertainty of ecological measurement. In *The role of genetics in conserving small populations* (ed. T. E. Tew, T. J. Crawford, J. W. Spencer, M. B. Usher and J. Warren). JNCC, Peterborough, UK.
- Goodman, D. (1987). The demography of chance extinction. In *Viable populations for conservation* (ed. M. E. Soule), pp. 11-34. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hanski, I. (1982). Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos* **38**, 210-221.
- Happel, R. E., Noss, J. F. & Marsh, C. W. (1987). Distribution abundance and endangerment of primates. In *Primate Conservation in the Tropical Rain Forest*, vol. 9 (ed. C. W. Marsh and R. A. Mittermeier), pp. 63-82. Alan R. Liss Inc, New York.
- Harcourt, A. (1997). Ecological indicators of risk for primates as judged by species' susceptibility to logging. In *Behavioural ecology and conservation biology* (ed. T. Caro).
- Harcourt, A. H. (1995). Population viability estimates: theory and practice for a wild gorilla population. *Conservation Biology* **9**, 134-142.
- Hedrick, P. W., Lacy, R. C., Allendorf, F. W. & Soule, M. E. (1996). Directions In Conservation Biology Comments On Caughley. *Conservation Biology* **10**, 1312-1320.
- Hedrick, P. W. & Miller, P. S. (1992). Conservation genetics: techniques and fundamentals. *Ecological Applications* **2**, 30-46.
- IUCN. (1990). *1990 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. (1993). Draft IUCN Red List Categories. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. (1994). *IUCN Red List Categories*. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. (1996). *The 1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Karr, J. R. (1982). Population variability and extinction in the avifauna of a tropical land bridge island. *Ecology* **63**, 1975-1978.
- Keith, D. A. (1998). An evaluation and modification of World Conservation Union Red List criteria for classification of extinction risk in vascular plants. *Conservation Biology* **12**, 1076-1090.
- Kokko, H. & Ebenhard, T. (1996). Measuring the strength of demographic stochasticity. *J. theoretical biology* **183**, 169-178.
- Kunin, W. E. & Gaston, K. J. (1993). The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *TREE* **8**, 298-301.
- Kuzmin, S. L., Pavolv, D. S., Stepanyan, L. S., Rozhnov, V. V. & Mazin, L. N. (1998). The state of and perspectives for the IUCN Red List of Animals. *Russian Journal of Zoology* **2**, 539-546.
- Lande, R. (1993a). Risks Of Population Extinction From Demographic and Environmental Stochasticity and Random Catastrophes. - *American Naturalist* - **142**, - 911-927.
- Lande, R. (1998). Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction. In *Conservation in a Changing World* (ed. G. M. Mace, A. Balmford and J. R. Ginsberg). Cambridge University Press, Cambridge.
- Lande, R. C. (1993b). Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *American Naturalist* **142**, 911-927.
- Lawton, J. H. (1995). Population dynamic principles. In *Extinction Rates* (ed. J. H. Lawton and R. M. May). OUP, Oxford UK.
- Leader-Williams, N., Albon, S. D. & Berry, P. S. M. (1990). Illegal exploitation of black rhinoceros and elephant populations: patterns of decline, law enforcement and patrol effort in Luangwa Valley, Zambia. *J. Appl. Ecol.* **27**, 1055-1087.
- Legendre, S., Clobert, J., Moller, A. P. & Sorci, G. (1999). Demographic stochasticity and social mating system in the process of extinction of small populations: The case of passerines introduced to New Zealand. *American Naturalist* **153**, 449-463.
- Lindenmayer, D. B., Clark, T. W., Lacy, R. C. & Thomas, V. C. (1993). Population Viability Analysis As a Tool in Wildlife Conservation Policy - With Reference to Australia. *Environmental Management* **17**, 745-758.
- Lomolino, M. V. & Channell, R. (1995). Splendid isolation- patterns of geographic range collapse in endangered mammals. *Journal of Mammalogy* **76**, 335-347.
- Ludwig, D. (1996). Uncertainty and the Assessment of Extinction Probabilities. *Ecological Applications* **6**, 1067-1076.
- Ludwig, D. (1999). Is it meaningful to estimate a probability of extinction? *Ecology* **80**, 298-310.
- Lynch, M. & Lande, R. (1998). The critical effective size for a genetically secure population. *Animal Conservation* **1**, 70-72.

- Mace, G. M. (1995). Classification of threatened species and its role in conservation planning. In *Extinction Rates* (ed. J. H. Lawton and R. M. May), pp. 197-213. Oxford University Press, Oxford.
- Mace, G. M., Collar, N., Cooke, J., Gaston, K., Ginsberg, G., Leader-Williams, N., Maunders, M. & Milner-Gulland, E. J. (1992). The development of new criteria for listing species on the IUCN Red List. *Species* **19**, 16-22.
- Mace, G. M. & Hudson, E. J. (1999). Attitudes toward sustainability and extinction. *Conservation Biology* **13**, 242-246.
- Mace, G. M. & Lande, R. (1991). Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conserv. Biol.* **5**, 148-157.
- Mace, G. M. & Stuart, S. N. (1994). Draft IUCN Red List Categories. *Species* **21/22**, 13-24.
- MacPhee, R. D. M. & Flemming, C. (1999). Requiem aeternam: the last five hundred years of mammalian species extinctions. In *Extinctions in near time* (ed. R. D. M. MacPhee). Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York.
- Mangel, M. & Tier, C. (1994). Four facts every conservation biologist should know about persistence. *Ecology* **75**, 607-614.
- Matsuda, H., Takenaka, Y., Yahara, T. & Uozumi, Y. (1998). Extinction risk assessment of declining wild populations: The case of the southern bluefin tuna. *Researches On Population Ecology* **40**, 271-278.
- Matsuda, H., Yahara, T. & Uozumi, Y. (1997). Is tuna critically endangered? Extinction risk of a large and overexploited population. *Ecological Research* **12**, 345-356.
- Maurer, B. A. (1994). *Geographical population analysis: tools for the analysis of biodiversity*. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- May, R. M., Lawton, J. H. & Stork, N. E. (1995). Assessing extinction rates. In *Extinction Rates* (ed. J. H. Lawton and R. M. May), pp. 1-24. Oxford University Press, Oxford.
- McArdle, B. H., Gaston, K. J. & Lawton, J. H. (1990). Variation in the size of animal populations: patterns, problems and artefacts. *Journal of Animal Ecology* **59**.
- Millsap, B. A., Gore, J. A., Runde, D. A. & Cerulean, S. I. (1990). Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. *Wildlife Monographs* **111**, 1-57.
- Milner-Gulland, E. J. & Beddington, J. (1993). The exploitation of the elephant for the ivory trade - an historical perspective. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* **252**, 29-37.
- Milner-Gulland, E. J. & Mace, R. (1998). *Conservation of Biological Resources*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Molloy, J. & Davis, A. (1992). *Setting priorities for the conservation of New Zealand's threatened plants and animals*. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- Munton, P. (1987). Concepts of threat to the survival of species used in Red Data Books and similar compilations. In *The Road to Extinction* (ed. R. Fitter and M. Fitter), pp. 71-111. IUCN, Gland, Switzerland.
- Musick, J. A. (in press). Criteria to define extinction risk in marine fishes. The American Fisheries Society Initiative. *Fisheries*.
- Myers, R. A., Barrowman, N. J., Hutchings, J. A. & Rosenberg, A. A. (1995). Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science* **269**, 1106-1108.
- Newmark, W. D. (1991). Tropical Forest Fragmentation and the Local Extinction Of Understory Birds In the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. - *Conservation Biology* - **5**, - 67-78.
- Nowell, K. & Jackson, P. (1996). Wild cats; status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland.
- Oldfield, S., Lusty, C. & MacKinnon, A. (1998). The world list of threatened trees. World Conservation Press, Cambridge.
- Pimm, S. L. (1992). *The Balance of Nature*. University of Chicago Press, Chicago.
- Pimm, S. L., Jones, H. L. & Diamond, J. M. (1988). On the risk of extinction. *Amer. Nat.* **132**, 757-785.
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L. & Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. *Science* **269**, 347-350.
- Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlishaw, G. C. & Mace, G. M. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London, series B*.
- Richter-Dyn, N. & Goel, N. S. (1972). On the extinction of a colonising species. *Theoretical Population Biology* **3**, 406-433.
- Seal, U. S., Foote, T. J. & Ellis-Joseph, S. (1994). Conservation assessment and management plans (CAMPs) and global captive action plans (GCAPs). In *Creative Conservation - the Interactive Management of Wild and Captive Animals* (ed. P. J. Olney, G. M. Mace and A. T. C. Feistner), pp. 312-325. Chapman & Hall, London.
- Seber, G. A. F. (1982). *The estimation of animal abundance and related parameters*. MacMillan, New York.

- Seddon, M. B. (1998). Red Listing for molluscs: a tool for conservation? *Journal of Conchology Special Publication* **2**, 27-44.
- Simberloff, D. (1986). The proximate causes of extinction. In *Patterns and processes in the history of life* (ed. D. M. Raup and D. Jablonski), pp. 259-276. Springer Verlag, Berlin.
- Simberloff, D. & Gotelli, N. (1984). Effects Of Insularization On Plant Species Richness In the Prairie Forest Ecotone. - *Biological Conservation* - **29**, - 27-46.
- Sorci, G., Moller, A. P. & Clobert, J. (1998). Plumage dichromatism of birds predicts introduction success in New Zealand. *Journal of Animal Ecology* **67**, 263-269.
- Soule, M. E. (1980). Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective* (ed. M. E. Soule and B. A. Wilcox), pp. 151-169. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Sutherland, W. J. (1996). *Ecological census techniques*. Cambridge University Press, Cambridge, Uk.
- Taylor, B. L. (1995). The reliability of using population viability analysis for risk classification of species. *Conservation Biology* **9**, 551-558.
- Taylor, B. L. & Gerrodette, T. (1993). The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and the spotted owl. *Conservation Biology* **7**, 489-500.
- Terborgh, J. & Winter, B. (1980). Some causes of extinction. In *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective* (ed. M. E. Soule and B. A. Wilcox), pp. 119-133. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Thomas, C. D. & Mallorie, H. C. (1985). Rarity, species richness and conservation: butterflies of the Atlas Mountains in Morocco. *Biological Conservation* **33**, 95-117.
- TNC. (1996). Priorities for conservation: 1996 annual report card for US plant and animal species. The Nature Conservancy, Arlington, VA.
- Todd, C. R. & Burgman, M. A. (1998). Assessment of threat and conservation priorities under realistic levels of uncertainty and reliability. *Conservation Biology* **12**, 966-974.
- Usher, M. B. (1991). Scientific requirements of a monitoring programme. In *Monitoring for Conservation and Ecology* (ed. F. B. Goldsmith), pp. 15-32. Chapman and Hall, London.
- Vane-Wright, R. I., Humphries, C. J. & Williams, P. H. (1991). What to protect? -systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* **55**.
- Warren, M. S., Barnett, L. K., Gibbons, D. W. & Avery, M. I. (1997). Assessing national conservation priorities: An improved Red List of British butterflies. *Biological Conservation* **82**, 317-328.
- Woodroffe, R. & Ginsberg, J. R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* **280**, 2126-2128.

GEORGINA M. MACE
 Institute of Zoology,
 Zoological Society of London,
 Regent's Park,
 London NW1 4RY.
 Email: Georgina.Mace@ioz.ac.uk.