

# PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA CATALOGACIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS EN CANARIAS

JOSÉ L. MARTÍN ESQUIVEL

## Resumen

Este trabajo pretende actuar de guía para los procedimientos técnicos de clasificación de especies amenazadas. La metodología se divide en tres fases: evaluación del estatus taxonómico, evaluación del estado de conservación y protección de las especies amenazadas. El artículo analiza las posibles dudas que pueden surgir alrededor de cada fase y propone un método de evaluación basado en la investigación relativa a los tamaños y tendencias de las poblaciones o hábitats. El método está basado en la información almacenada en la base de datos de biodiversidad del Gobierno de Canarias, en la que se representa la distribución de cada especie en cuadrículas con unidades de 500 m de lado. Finalmente, el trabajo estudia las dificultades que surgen cuando se comparan datos de épocas distintas, relativas al método de muestreo y a las diferencias de escala. También se toman en consideración los problemas relacionados con las poblaciones no-residentes, híbridas y en vía de colonización.

## Abstract

This paper outlines a technical procedure for classifying threatened species. The procedure is divided into three phases: evaluation of the taxonomic status, evaluation of the conservation status and protection of the threatened species. The paper analyses the uncertainties surrounding each of the phases and proposes an assessment method based on research into the size and tendency for change of populations or habitat, as critical factors to be taken into consideration. The method is based on the information stored in the Canary Island Government Biodiversity Database, in which species distribution is represented according to 500 m side grids. Finally, the paper also analyses the difficulties inherent in the proposed method as regards sampling and the difference in scale when comparing data from different periods. It also analyses the problems related to peripheral, non-resident, colonising and hybrid populations.

## Introducción

Es sabido que las islas se caracterizan por albergar multitud de especies endémicas y también por conformar ecosistemas muy frágiles donde pequeñas perturbaciones pueden provocar la desaparición de algunos de estos endemismos (Whittaker 1998). No es de extrañar entonces que la biología de la conservación les preste una atención especial (Simberloff 1988) y que los riesgos derivados de la propia condición de insularidad hayan sido asimilados a veces a un factor de amenaza (WCMC 1992). Sin embargo ni todas las extinciones son provocadas por el hombre (May *et al.* 1995) ni debe confundirse la predisposición a la extinción por causas intrínsecas de la especie con el riesgo de extinción debido a una amenaza antropogénica. Esta última es la que más preocupa desde el punto de vista conservacionista al superar con mucho a la tasa de extinción natural que caracteriza la evolución de los ecosistemas (Ehrlich 1995).

Aunque los conocimientos asociados a las poblaciones en declive son más interesantes para la conservación de las especies amenazadas que los provenientes de las poblaciones pequeñas y estables, estos últimos han sido los más estudiados (Caughley 1994) y los que más han influido en la elaboración de las listas rojas. Esta base conceptual, la confusión entre amenazas antropogénicas y poblaciones pequeñas, y un afán globalizador, han llevado a organizaciones conservacionistas como UICN (2001) a proponer umbrales de referencia para el riesgo de extinción que no distinguen entre procesos naturales y perturbaciones humanas (ver revisión en Mace 1995). La consecuencia es una sobrevaluación de la amenaza que tergiversa la realidad: por ejemplo, casi la mitad de la variación en los carnívoros y primates de las listas rojas de UICN se puede explicar por las propias características biológicas de las especies (Purvis *et al.* 2000).

Sobreevaluar la amenaza lleva a que las especies más precarias queden enmascaradas en medio de una lista de taxones demasiado larga (Roberts 1988), lo cual podría ser un serio inconveniente en una estrategia de gestión orientada a optimizar los escasos recursos de conservación. Para determinar prioridades de conservación sería más efectivo diferenciar las especies que realmente se encuentran en declive de aquellas que simplemente enfrentan situaciones de riesgo pero sus poblaciones no están en declive (Breininger *et al.* 1998, U.S. Fish & Wildlife Service 2002; ver también revisión en Mace 1995).

El riesgo de extinción suele interpretarse como la suma de tres variables: 1) susceptibilidad intrínseca de la especie, 2) amenaza antropogénica y 3) sensibilidad de la especie a la amenaza (Purvis *com. pers.*). Cualquier especie con una alta puntuación en las variables primera y tercera debe-

ría ser objeto de protección jurídica, mientras que las especies con puntuación alta en la variable segunda «amenaza antropogénica», no sólo necesitan ser protegidas sino además requieren medidas de gestión tendientes a eliminar la amenaza que les afecta y a recuperar sus poblaciones. Estas últimas serían las especies a declarar formalmente como amenazadas, lo cual significa que, a diferencia de las especies meramente protegidas, debe promoverse en ellas una intervención de gestión más activa.

Los criterios de UICN nacieron con vocación de evaluar las especies bajo una perspectiva global y su aplicación a nivel regional no está exenta de dificultades, pese a que se han dado criterios específicos válidos para las especies no endémicas (Gärdenfors *et al.* 2001). Sin embargo, el comportamiento de los ecosistemas de islas oceánicas hace inviable considerar los mismos umbrales de amenaza que se aplican en regiones biogeográficas extensas, un problema que se acrecienta cuando tratamos con archipiélagos donde abundan las especies raras (Molloy *et al.*, 2002). Aún así, los umbrales son necesarios para aportar cierto grado de objetividad a la identificación de especies amenazadas, pero posiblemente son insuficientes si no se acompañan de otros indicadores como la tendencia de cambio o los análisis de viabilidad. A continuación exponemos una propuesta que pretende avanzar en esta línea de trabajo.

### **Procedimiento lógico**

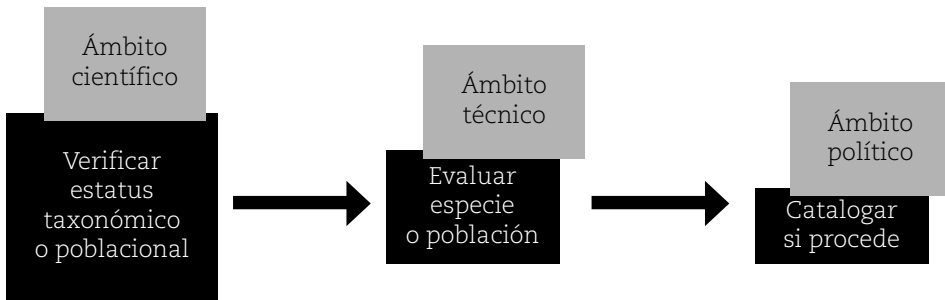
La catalogación de una especie como amenazada es una decisión con fuerza normativa que culmina un proceso técnico-administrativo. El objeto de dicho proceso es evaluar el estatus taxonómico y de conservación de la especie (Mace 1995) para poder arbitrar las medidas legales pertinentes. Por tanto, el proceso lleva parejo un análisis científico asociado a la verificación taxonómica que permitirá conocer la singularidad del taxón, una evaluación técnica que permitirá detectar la amenaza y sus consecuencias, y una decisión política que brindará la necesaria cobertura legal y promoverá la gestión de conservación necesaria (Fig. 1).

Cada una de estas tres fases tiene su propio ámbito de incertidumbre. Por ejemplo, la primera de ellas, «verificación del estatus taxonómico», depende del concepto de especie que utilicemos (Rojas 1992), el cual a su vez está relacionado por la época en que se hizo la descripción. Las descripciones hechas antes de la teoría evolucionista de Darwin (1859) se basaban en un criterio tipológico donde las variaciones se consideraban aberraciones que se apartaban del «tipo esencial» creado por Dios, mientras que las hechas posteriormente dejaron de considerar las variaciones como algo anormal y reconocieron su importancia para definir las espe-

cies y las relaciones entre ellas. La consecuencia de este nuevo planteamiento fue el establecimiento de agrupaciones basadas en criterios puramente morfológicos: las diferencias mayores permitían reconocer especies distintas y las diferencias menores servían para reconocer subespecies. La proliferación de subespecies fue particularmente notoria a partir de 1900, cuando los museos de todo el mundo ya disponían de importantes colecciones biológicas donde podían observarse mejor las principales pautas de variabilidad geográfica (Mallet 2001). Su uso se prodigó tanto que algunos conservadores de museos llegaron a publicar en un mismo artículo científico descripciones de subespecies por centenares (Collar 2001).

**Figura 1**

Procedimiento lógico para la catalogación de especies amenazadas



Ernst Mayr popularizó a mediados del siglo pasado (1940,1963) el «concepto biológico de especie» que utiliza las barreras al entrecruzamiento como criterio para diferenciar especies. Aunque en la actualidad hay preferencia por esta definición, algunos autores optan por otras distintas, como el «concepto de reconocimiento» (Paterson 1985), el «concepto filogenético» (Cracraft 1989), el «concepto de cohesión» (Templeton 1998) o el concepto fenético (Sokal & Crovello 1970), entre otras. Tal disparidad de criterios ha generado una notable confusión, acrecentada si cabe porque la emergencia en los últimos años de las técnicas moleculares está revolucionando la sistemática biológica tradicional (Maley & Marshall 1998).

El problema es todavía mayor cuando tratamos con categorías infraespecíficas (Tabla 1), pues la frontera entre una diferenciación subespecífica y la simple variabilidad poblacional es demasiado difusa. Las subespecies suelen describirse como *especies in statu nascendi*, pero esta definición es lo suficientemente vaga como para incluir poblaciones aisladas apenas diferenciadas, que ni siquiera cumplen con una antigua regla enunciada por

Amadon (1949) según la cual una nueva subespecie sólo es admitida si es posible diferenciar el 75% de los ejemplares de una población del 99% de la otra. El problema es tal que algunos autores han llegado a recomendar a los taxónomos que huyan de la descripción de subespecies (Wilson & Brown 1953), o que al menos éstas no sean tenidas en cuenta a la hora de fijar prioridades de conservación (Craig 2002), y organizaciones conservacionistas como BirdLife abandonaron hace años las subespecies de sus programas de libros rojos (Collar 2001). Por otro lado, Al ser las subespecies entidades menos estables que las especies y a veces ambiguas (ver sentencia del Tribunal Supremo 1996), no suelen ser bien recibidas desde un punto de vista jurídico (Geist 1992).

Dos problemas más enturbian la validez de los diagnósticos taxonómicos: las especies geopolíticas que se mantienen por criterios ajenos a razones científicas (Karl & Bowen, 1998) —por ejemplo cuando las subespecies se elevan artificialmente a especie por el mero hecho de que la legislación enfatiza la importancia de estas últimas sobre aquéllas (Mallet 2001)— y el efecto de la antropovarianza que sobredimensiona las diferencias entre subpoblaciones marginales al desaparecer, debido a la acción humana, subpoblaciones intermedias (Williams 2000).

**Tabla 1**

Subespecies de aves descritas (como variedades, razas o formas) en el siglo XIX. El asterisco indica las que han sido confirmadas por estudios recientes y la negrita las que han sido cuestionadas

<i>Sylvia melanocephala leucogastra</i>	1810
<b><i>Calandrella rufescens rufescens</i></b>	1820
<b><i>Parus caeruleus teneriffae</i></b>	1831
<i>Fringilla coelebs tintillon*</i>	1842
<i>Fringilla teydea teydea*</i>	1842
<i>Sylvia conspicillata orbitalis</i>	1854
<i>Regulus regulus teneriffae*</i>	1883
<i>Phylloscopus canariensis canariensis*</i>	1886
<i>Dendrocopos major canariensis</i>	1889
<i>Fringilla colebs palmae*</i>	1889
<i>Erithacus rubecula superbus</i>	1889
<i>Saxicola dacotiae dacotiae*</i>	1889
<b><i>Parus caeruleus palmensis</i></b>	1889
<b><i>Parus caeruleus ombriosus</i></b>	1890
<b><i>Falco tinnunculus canariensis</i></b>	1890
<b><i>Chlamydotis undulata fuertaventurae</i></b>	1894

Para solventar los problemas de la incertidumbre taxonómica a nivel infraespecífico Ryder (1986) propuso el concepto de «Unidades evolutivas significativas» (ESU), redefinido posteriormente por Waples (1995) como poblaciones aisladas reproductivamente que representan un componente evolutivo del legado de una especie, y adoptado como tal por algunas legislaciones nacionales (Federal Register 1996, Musick 1999). Otros autores han resaltado la conveniencia de que ese componente evolutivo fuera tan singular que no se repitiera en otras poblaciones, por lo que debiera poderse identificar a nivel molecular (Moritz 1994, Avise 1989, Avise & Ball 1990). Taberlet (1996) y Moritz (1995) señalaron más concretamente la importancia de los marcadores moleculares de ADN mitocondrial para detectar divergencias entre poblaciones monofiléticas, aunque ello puede resultar inadecuado en algunos casos (Cronin 1993). Por último, Crandall *et al.* (2000) criticaron este método por considerar que la identificación de ESUs no es posible cuando hay un elevado flujo genético entre poblaciones, aunque esto, lejos de un inconveniente puede ser una ventaja si lo que se busca son poblaciones potencialmente equiparables a subespecies, alopátricas.

La evaluación del estatus de amenaza de la especie también está a menudo condicionada por incertidumbres, esencialmente dos: la debida a los errores de muestreo y la debida a las fluctuaciones poblacionales naturales (Akçakaya *et al.* 2000). La primera viene provocada por los distintos métodos empleados en los censos que, ni son siempre comparables, ni son siempre los adecuados (Hurlbert 1984, Murphy 1990). La incertidumbre provocada por las fluctuaciones poblacionales puede llevar a una falsa apariencia de regresión, cuando en realidad es la propia dinámica natural de la especie la que hace fluctuar sus poblaciones de forma periódica sin que medie perturbación artificial (Gaston & Ardle 1994, Gaston *et al.* 1999).

Finalmente, la catalogación también puede resultar inadecuada si hay demasiada incertidumbre semántica, como cuando se carece de una idea común acerca del significado de «en peligro», «vulnerable», etc. (Akçakaya *et al.* 2000). Uno de los campos de mayor incertidumbre es el relacionado con los conceptos de «raro» y «amenazado», y el hecho de que muchas especies sean raras por estar amenazadas ha llevado con frecuencia a la idea de que todas las especies raras deban considerarse como amenazadas. Así, mientras algunos autores defienden este argumento (Mace y Lande 1991), otros consideran que la rareza es a menudo una estrategia de supervivencia para la especie y no un problema (Beissinger 2000, Gaston 1994, Munton 1987). A este respecto Orians (1997) llamó la atención sobre el hecho de que toda especie es de alguna forma rara, pues igual que posee poblaciones en hábitats adecuados también puede tener pequeñas subpoblaciones en hábitats menos óptimos (marginales), y Drury (1980)

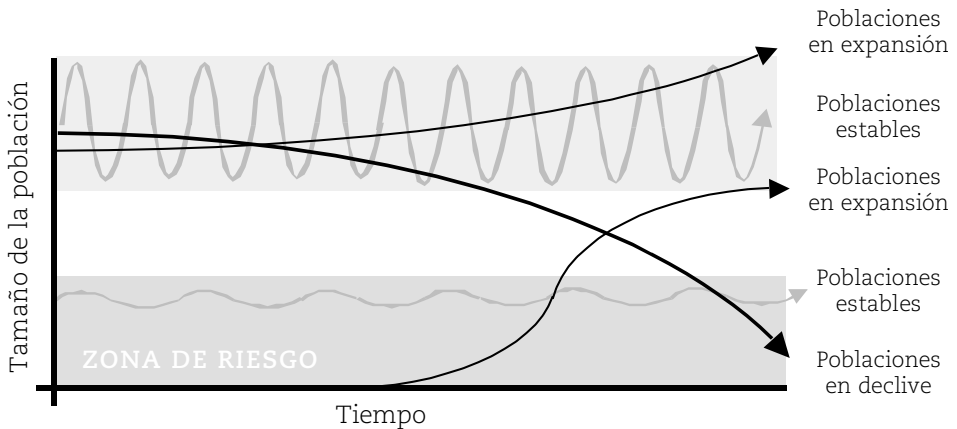
constató que sólo el 20% de las especies de plantas podrían considerarse como no raras.

El riesgo asociado a las especies raras proviene de la posibilidad de que un evento estocástico afecte a sus exiguas poblaciones y acabe con todos sus individuos (Lande 1993). Las especies raras no amenazadas se caracterizan porque sus poblaciones están estabilizadas, mientras que en las especies raras a consecuencia de una amenaza es característico el declive de sus poblaciones (Fig. 2).

La incertidumbre semántica también se ha apoderado muchas veces del concepto de «listas rojas» de especies, tal y como lo concibe UICN (IUCN 1996), cuyo objeto no es otro que llamar la atención sobre el estatus de un taxón para forzar una protección preventiva y una investigación de futuro (Mace & Hudson 1999), y no el provocar automáticamente su catalogación jurídica. Algunas legislaciones han tipificado el concepto de «especie candidata» con un régimen transitorio de protección, para dar tiempo a que se realicen los estudios que determinen el destino jurídico más adecuado (Federal Register 1996).

**Figura 2**

Evolución temporal del tamaño poblacional en especies en expansión, estables y en declive. Estas últimas son las realmente amenazadas, mientras que las poblaciones estables con bajas densidades de población o repartición muy limitada serían las especies no amenazadas pero susceptibles de extinción debido a su rareza



## Marco Jurídico

El primer catálogo de especies amenazadas de España se creó con el Real Decreto 439/1990, que desarrolló la Ley nacional 4/1989, de conservación de los espacios naturales protegidos y de la flora y fauna silvestre. Por su parte, la comunidad canaria aprobó en 2001 su propio catálogo regional, siguiendo los principios del nacional en cuanto a las categorías aplicables (Figura 3). Sin embargo, la ambigüedad en las definiciones de las distintas categorías de amenaza y el pronunciamiento de la Sala de lo Penal del Tribunal Supremo n.º 829/1999, de 19 de mayo, aconsejan modificar todos los catálogos para que se separen las especies amenazadas de aquellas otras protegidas por motivos ajenos a su estado de conservación. Esto ha estimulado una reflexión conceptual sobre cada categoría y la conveniencia de definir criterios de catalogación más objetivos que los que había hasta el momento. En la línea de mantener las categorías existentes proponemos, no obstante, que se añada una categoría nueva y que el antiguo catálogo se divida en dos: uno de especies amenazadas y otro de especies de interés especial (Figura 3).

**Figura 3**

Relación entre el actual catálogo de especies amenazadas y el nuevo sistema propuesto

Catalogación actual		Nueva catalogación propuesta	
CATÁLOGO DE ESPECIES AMENAZADAS	EN PELIGRO	EN PELIGRO	CATÁLOGO DE ESPECIES AMENAZADAS
	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	
	VULNERABLE	VULNERABLE	
	DE INTERÉS ESPECIAL POR RAZONES CIENTÍFICAS, ECOLÓGICAS O CULTURALES	DE INTERÉS ESPECIAL POR RAZONES CIENTÍFICAS, ECOLÓGICAS O CULTURALES	CATÁLOGO DE ESPECIES DE INTERÉS ESPECIAL
		PRESUNTAMENTE EXTINGUIDA	



## Marco conceptual

La evaluación puede hacerse sobre cualquier nivel taxonómico o sobre poblaciones naturales, definidas éstas bajo una óptica evolutiva como aquel grupo o conjunto de individuos silvestres de un mismo taxón que ocupa un área geográfica determinada, con poco o ningún intercambio genético o demográfico con otras áreas vecinas (UICN 2001, Camús 2002).

Cuando un grupo de individuos en un área geográfica concreta posee diferencias morfológicas, conductuales o genéticas características, perfectamente reconocibles en todos o la mayoría de sus miembros y que no aparecen en otros grupos, es factible concluir que está evolucionando de forma aislada y puede considerarse como una verdadera población natural según la definición dada. Pero dicha consideración también podría recaer en grupos aislados que no presenten características morfológicas diferenciadoras (Ehrlich & Raven 1969) y sí diferencias genéticas, por lo que no resulta excesivamente aventurado considerar por defecto, y mientras no se demuestre otra cosa, que todos los individuos de una misma isla conforman una población (Mayr 1942).

Como referente de la evaluación se pueden utilizar indicadores estándar del estado de cada elemento a evaluar, como número de ejemplares maduros, distribución de la especie, etc. Hay dos conceptos que deben ser matizados a fin de evitar incertidumbres en la medición, estos son las áreas de ocupación y de presencia, y la fragmentación.

### Concepto de área de ocupación/presencia

El área de ocupación y el área de presencia son sendos índices de distribución. El primero es el resultado de sumar la superficie de todas las cuadrículas donde aparece una especie, y el segundo es el resultado de sumar la superficie ocupada por el polígono de lados convexos obtenido al unir los puntos extremos de las cuadrículas de una misma localidad (UICN 2001). En ambos casos, la cifra resultante estará condicionada por la escala de trabajo utilizada (Kunin 1998, Gaston 1994), que determinara valores menos precisos cuando sea más baja (Cowley *et al.* 1999).

### Concepto de fragmentación

El área de repartición de una especie está frecuentemente asociada a su capacidad dispersiva y depende en gran medida de su vagilidad, es decir de la extensión que es capaz de recorrer un solo individuo de dicha especie a lo largo de su vida. Normalmente las especies más vágiles ocupan

áreas mayores que las menos vágiles (Johnson 2001). Éste es un concepto útil para identificar localidades a partir de la información que los autores suelen aportar en la bibliografía, pues la presencia de ejemplares en dos puntos separados podrá atribuirse a una misma localidad o a localidades diferentes en función de las características de la especie. En el caso de las islas Canarias podemos agrupar las especies nativas en cuatro categorías: 1) no endémicas, 2) endémicas de varias islas, 3) endémicas de una sola isla pero sin llegar a ser un endemismo puntual, y 4) endémicas a nivel puntual, que según Cowling (2001) serían aquellas cuyo área de ocupación es inferior a 5 km<sup>2</sup>.

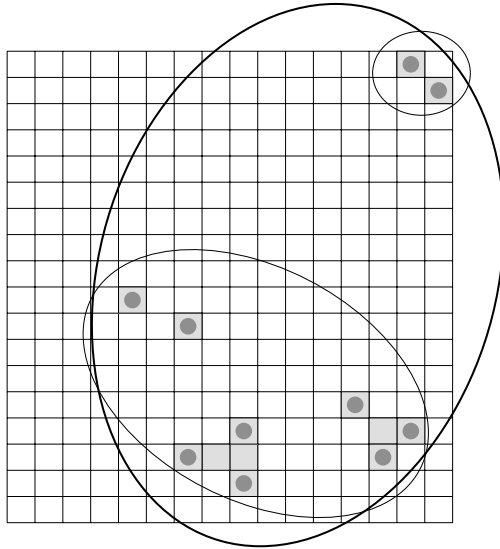
El término «localidad» puede ser un buen indicador de cómo varía la fragmentación, si se utiliza adecuadamente. Lamentablemente es también un concepto ambiguo que admite distintas interpretaciones, y lo que para unos autores es una localidad para otros pueden ser varias. Cualquier criterio para delimitar localidades debe tener en cuenta la distancia de separación y el tipo de especie. Por ejemplo, dada una nube de puntos podemos considerar que la distancia máxima admitida entre puntos para una especie nativa no endémica sea 20 km, para una especie endémica de varias islas sea de 10 km, para una especie endémica de una sola isla sea de 5 km, y para un endemismo puntual sea de 2,5 km. Este es un método similar al propuesto para separar poblaciones de briófitos por Hallingbäck *et al.* (1998). Cuando los puntos son celdas y la fuente de datos son las citas registradas según el método adoptado por el Banco de Batos de Biodiversidad (Martín *et al.* 2002), el cálculo se haría de igual forma (Fig. 4).

El dato importante de este indicador no es el número de localidades calculado sino su evolución en el tiempo: un aumento de la cantidad de localidades estaría asociado a un incremento en la fragmentación. Para que el resultado se centre sólo en la fragmentación inducida (artificial) y no en la fragmentación natural derivada de la condición archipelágica, habría que dividir el número total de localidades por el número de islas donde habita la especie.

$$\text{Índice de fragmentación} = \frac{\text{n.º localidades calculadas}}{\text{n.º islas donde está presente}}$$

**Figura 4**

En una malla de cuadrículas de 500 m de lado, donde una especie se ha citado en los círculos, si fuera un endemismo local habrían 4 localidades (gris), si fuera un endemismo insular habrían dos localidades (línea delgada), y si fuera un endemismo pluriinsular todas las citas corresponderían a una misma localidad (línea gruesa)



### Tendencias, umbrales y viabilidad

Normalmente se barajan tres criterios para identificar especies amenazadas: la tendencia de cambio de la situación de la especie, la aplicación de umbrales críticos independientes de la tendencia observada y la viabilidad poblacional calculada a partir de las características de la especie.

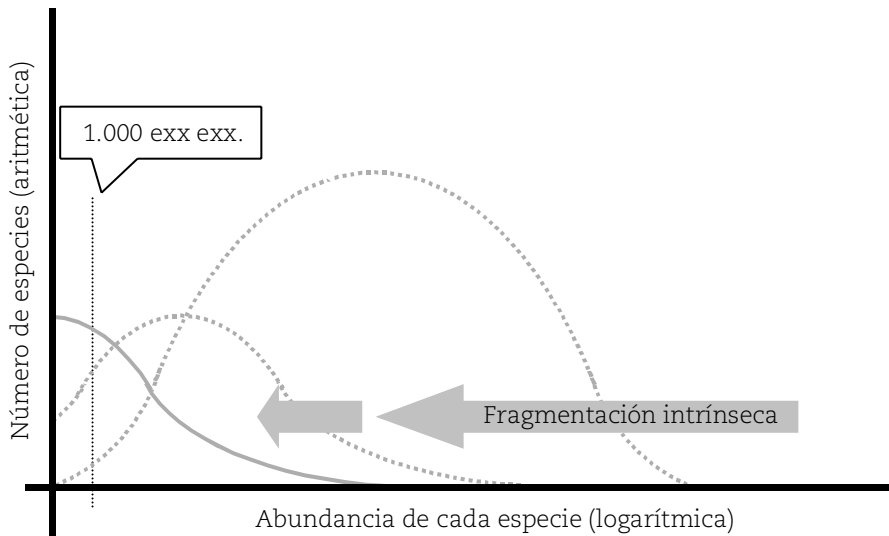
El planteamiento de determinar superficies mínimas de repartición o tamaños poblacionales mínimos ha llevado a UICN a dar unos umbrales, que para la categoría de menor amenaza (vulnerables) es de 20.000 km<sup>2</sup> o 1.000 ejemplares, lo cual ha sido muy discutido al preparar listas rojas regionales debido a que estos criterios abarcaban una fracción excesivamente elevada de la biota de algunos países (Gärdenfors *et al.* 2001). Lo mismo se puede decir en cuanto al número de ejemplares: los endemismos de territorios muy reducidos como pueden ser islotes u otras áreas geográficas aisladas difícilmente podrán alcanzar el millar de ejemplares. Es el caso del lagarto de los roques de Anaga (*Gallotia galloti insulanagae*), en la costa de Tenerife, en cuya extensión apenas caben unos pocos cien-

tos de ejemplares, o el caso de la hubara de Lanzarote y Fuerteventura (*Chlamydotis undulata*) que, incluso poseyendo una densidad superior a la de cualquier otro lugar del mundo, es improbable que pueda alcanzar los 1.000 ejemplares.

Hay un fenómeno que desaconseja aplicar los umbrales de zonas continentales en territorios archipelágicos: la proliferación de especies raras en estos últimos. Por ejemplo, según los conocimientos actuales de la biota canaria, sólo en la isla de Tenerife hay más de 53 taxones de la fauna endémica de esta isla ocupando una extensión de menos de 1 km<sup>2</sup>, 99 taxones tienen rangos inferiores a 2 km<sup>2</sup>, 390 están en áreas de menos de 20 km<sup>2</sup> y 805 viven en menos de 2.000 km<sup>2</sup>. Si tenemos en cuenta que en todo el archipiélago hay 2.075 endemismos insulares ocupando siempre una superficie menor de 2.000 km<sup>2</sup>, y que la totalidad de las 3.572 especies y 579 subespecie endémicas de Canarias se conocen en tan solo 6.686,25 km<sup>2</sup>, resulta que si aplicásemos directamente los umbrales de UICN la lista de taxones amenazados sería inmensa. La causa de semejante proliferación de especies raras hay que buscarla en la reducida superficie de las islas y en la fragmentación de los hábitats, que provoca un desplazamiento hacia la izquierda en su valor modal (Hanski y Ovaskainen 2002) de la clásica curva simétrica en forma de campana de la distribución normal logarítmica especies-abundancia (Sugihara 1980) (Fig. 5).

**Figura 5**

Relación especies-abundancia en distintas situaciones de fragmentación natural o inducida



La mejor manera de demostrar que una distribución restringida o un tamaño poblacional pequeño son antropogénicos es averiguar su tendencia de cambio en los últimos años: si es regresiva posiblemente haya amenaza efectiva, mientras que si es estable o positiva probablemente no esté actuando ninguna amenaza. Lo mismo es aplicable a la fragmentación, sólo que en este caso lo grave sería su incremento.

La tercera vía para detectar amenazas reales son los análisis de viabilidad, especialmente cuando se basan en previsiones de cambio elaboradas a partir de la estructura de la población (tablas de vida y curvas de supervivencia). Deben definirse siempre para un tiempo de referencia en la proyección de probabilidades, que para UICN (2001) es de 100 años o cinco generaciones.

### **Criterios y valores de referencia**

En el proceso de evaluación previo a la catalogación, las especies se pueden clasificar en varios niveles que van, desde aquél donde no hay ninguna amenaza constatable aunque sí cierto riesgo (nivel 1) al de las especies donde la amenaza sufrida ha sido tan intensa que se da presuntamente por desaparecidas (nivel 5). La asignación a alguno de los demás niveles depende de la amenaza o del riesgo presente, evaluados en función de los cinco criterios de la tabla 2 que a grandes rasgos coinciden con los establecidos por UICN (2001). Los niveles 2, 3 y 4 denotan amenaza e implican una regresión en el tamaño de la población o en la distribución geográfica (disminución del área de ocupación y/o aumento de la fragmentación), mientras que el nivel 1 se basa simplemente valores críticos del tamaño de la población, de la superficie de ocupación o de la fragmentación, y no exige que haya regresión.

Los umbrales aplicados a cada uno de estos criterios (ver Anexo) son, en líneas generales, resultado de reducir en un orden de magnitud los establecidos por UICN (2001) para las áreas de ocupación y presencia, y para los tamaños poblacionales. Tal ajuste encuentra justificación por un lado en la necesidad de adaptar los umbrales a la realidad archipelágica y por otro en la obligatoriedad de aportar una mayor garantía jurídica en la catalogación. Mace & Hudson (1999) hicieron la analogía de que la clasificación de UICN se basa en la detección de síntomas, de manera parecida a como se adoptan las decisiones iniciales en una sala de emergencia de un hospital dejando para más tarde el diagnóstico del problema, pero cuando de esas decisiones se desprende fuerza normativa con gravosos sistemas sancionadores y fuertes obligaciones, se requieren mayores garantías jurídicas y no basta ya con detectar síntomas sino que es preciso aportar indicios de que estamos ante una amenaza antropogénica. Un planteamiento similar al nuestro ha sido adoptado recientemente en Nueva Zelanda (Molloy *et. al.* 2002).

**Tabla 2**

Correspondencia entre los niveles de evaluación y los criterios a tener en cuenta para evaluar el estado de conservación de las especies.

«Sí» significa que este criterio justificaría por sí solo el nivel correspondiente. «No» significa que este criterio no se aplica nunca.

«?» significa que este criterio podría darse, pero por sí sólo no justifica el nivel correspondiente

CRITERIOS DE EVALUACIÓN (basados en UICN, 2001)		A	B	C	D	E
NIVELES DE EVALUACIÓN		Ritmo de reducción de la población o del hábitat	Distribución geográfica según área de ocupación en celdas	Tamaño de población pequeño y declive	Probabilidad de desaparición	Población y/o área de ocupación muy pequeños, y/o fragmentación elevada
5	Hay una presunción suficiente de que se ha extinguido en la naturaleza, bien por indicios que afectan al taxón o a su hábitat, o bien por constatación directa	No	No	No	No	¿No?
4	Cuando corren riesgo inminente de extinción si los factores causales de la presente situación de amenaza en sus poblaciones siguen actuando	Sí	?	Sí	Sí	?
3	Cuando corren riesgo de extinción porque su hábitat característico está particularmente amenazado y se encuentra en grave regresión y fraccionado, o ha quedado muy limitado	Sí	Sí	?	?	?
2	Cuando hay riesgo de que pasen a cualquiera de los dos niveles anteriores en un futuro inmediato si los factores adversos que actúan sobre ellas o sus hábitats no son corregidos	Sí	Sí	Sí	Sí	?
1	Cuando su rareza permite presuponer riesgo de desaparición por causas indeterminadas e impredecibles, y no hay indicios o se ha constatado amenaza	No	No	No	No	Sí
0	Cuando la información existente confirma que no se encuentra en ninguna de las situaciones anteriores, o se carece de información suficiente para confirmarlo o rechazarlo	No	No	No	No	No

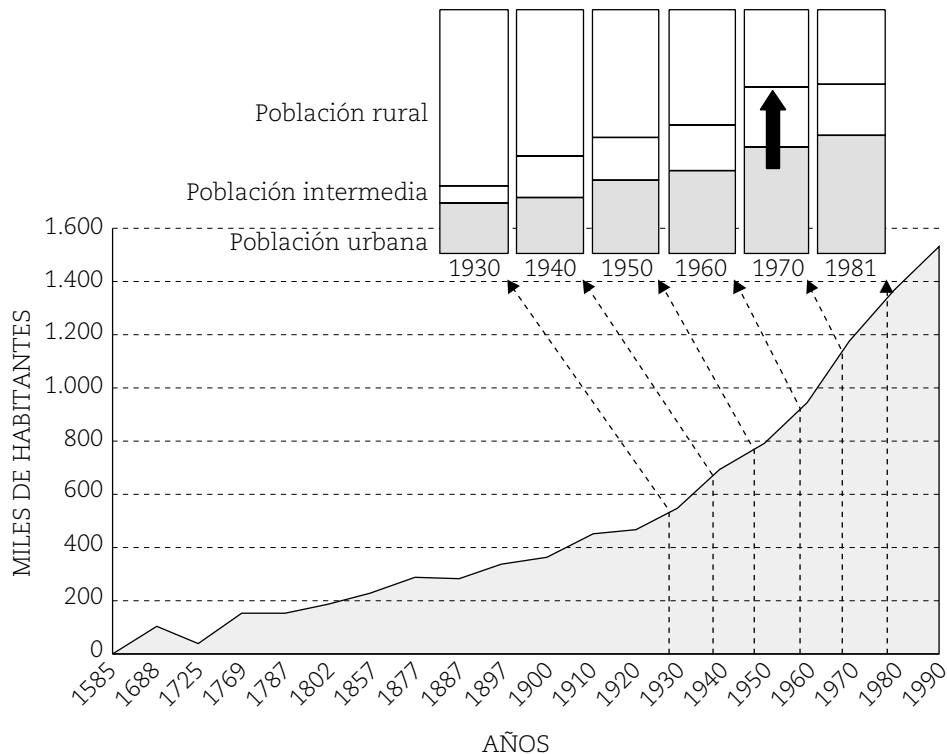
## **Perspectiva temporal**

La tendencia de cambio puede medirse hacia atrás con relación a los últimos años, las últimas décadas o los últimos siglos, y según cuál sea la perspectiva temporal considerada se obtendrán distintos resultados. En efecto, hay especies que tras un declive durante los primeros siglos del período histórico, entraron después en otra etapa de estabilidad, o incluso de recuperación. Delimitar el espacio temporal en el cual movernos hacia el pasado como referencia comparativa tiene que ver con las posibilidades reales de recuperación que sea razonable plantear para el taxón. Por ejemplo, hace dos mil años el archipiélago era un vergel de naturaleza donde las especies vivían bastante ajenas a la intromisión humana, hace cinco siglos 25.000 aborígenes ocupaban todas las islas (García 1988), y a comienzos del presente siglo la población humana era ya de más de un millón seiscientos mil personas residentes y catorce millones de turistas anuales (Martín & Fernández-Palacios 2001).

El modelo actual de desarrollo del archipiélago ha entrado en una dinámica que favorece la aparición de especies amenazadas, por lo que no es el más adecuado desde el punto de vista conservacionista, pero hace solo unas pocas décadas, cuando la población rural dominaba sobre la urbana (Fig. 6), la sociedad mantenía unas pautas de sostenibilidad que seguramente eran más favorables a la preservación de las especies. A partir de esta idea podemos considerar que el estado de la naturaleza en ese momento, hace treinta años, constituye el escenario realista al cual se puede tender. De modo que el objetivo de conservación sería llevar las poblaciones depauperadas hacia el estado que previsiblemente tendrían por entonces. Este período deberá ser entonces el referente temporal para evaluar las tendencias de cambio.

**Figura 6**

Crecimiento demográfico en el período histórico en Canarias y proporciones relativas de los distintos sectores de población humana a través del tiempo (según Martín & Fernández-Palacios 2001)



**Representación gráfica**

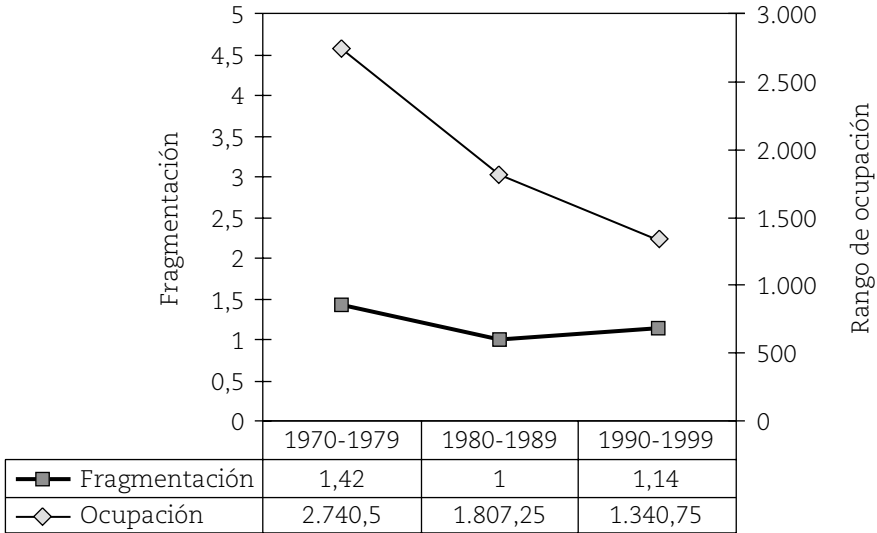
La representación gráfica de la evolución en el tiempo del tamaño poblacional, del área de ocupación o del índice de fragmentación permite visualizar de forma simple si hay una amenaza y la magnitud de la misma (Fig. 7). Cuando se enfrentan los datos de población u ocupación con los de fragmentación, las curvas resultantes pueden mostrar nueve combinaciones posibles (Fig. 8), que se corresponden con distintos tipos de regresión. Si la magnitud de la regresión es tal que supera los umbrales establecidos, entonces la especie puede encajarse en alguno de los niveles de amenaza de la tabla 2.

La gráfica que evidencia la situación regresiva más crítica es aquella donde hay un decremento en el tiempo del tamaño de la población o del



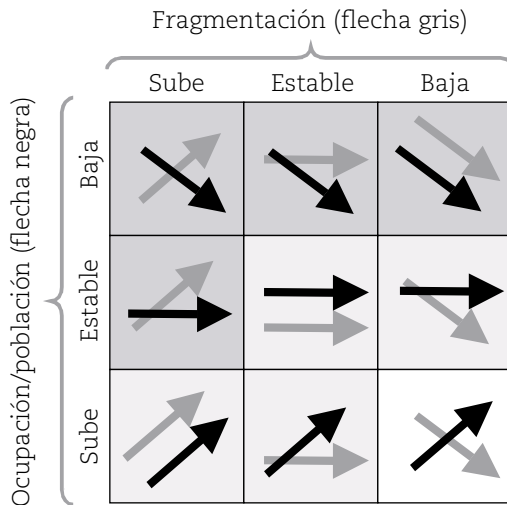
**Figura 7**

Representación gráfica de la tendencia de las poblaciones de cuervos de Canarias según los datos de fragmentación y superficies de ocupación registradas por décadas en el Banco de Datos de Biodiversidad.



**Figura 8**

Combinaciones posibles de la representación gráfica de la figura 7. Los recuadros oscuros se corresponden con situaciones que denotan una regresión, que es menor en los recuadros más claros



área de ocupación, y un incremento en la fragmentación. La representación opuesta sería la de una especie en expansión y, por tanto, no amenazada. La gráfica donde todas las flechas se muestran más o menos horizontales se correspondería con una población estable que tampoco estaría amenazada. Finalmente, la gráfica donde alguna de las dos flechas es horizontal mientras que la tercera decrece si se refiere al tamaño de población o a la superficie de ocupación, o crece si se refiere a la fragmentación, evidenciaría una regresión menor.

### **El resultado de la evaluación**

Del proceso de evaluación puede resultar que la especie se encuentre en uno solo de los seis niveles posibles o en varios. Por ejemplo si sólo es aplicable el criterio A puede resultar que la especie se encuentre en los niveles 2, 3 y 4 simultáneamente, si es únicamente el B serán los niveles 2 y 3, si es solamente el C o el D serán los niveles 2 y 4, y cuando sólo es aplicable el E el único nivel válido será el 1. Si no se puede aplicar ninguno de estos criterios entonces el nivel resultante podrá ser el 0 ó el 5 (Tabla 2).

Además puede ocurrir que la situación de una especie cumpla con más de uno de los criterios, por lo que el espectro de posibilidades es todavía mayor. Esto, lejos de ser un inconveniente es una ventaja, ya que amplía el margen de decisión posible en la catalogación (Tabla 3), dando cabida a diferentes actitudes de conservación en función de la mayor o menor disposición a asumir riesgos o a aglutinar opiniones discrepantes (Akçakaya et al. 2000).

Hay dos posibles catálogos donde incluir una especie, uno de taxones propiamente en regresión, y por tanto amenazados en sentido estricto del término, y otro de taxones que no están en regresión pero sí se encuentran en riesgo elevado (Fig. 3). El primero incluiría a las especies evaluadas en los niveles 2, 3, 4 ó 5, y el segundo a las evaluadas en el nivel 1.

**Tabla 3**

Correspondencia entre los niveles de evaluación y las categorías de catalogación de las especies o poblaciones, según anteproyecto de Ley canaria de biodiversidad de 2004

Evaluación		Catalogación
Nivel 5	Presuntamente extinguida	
Nivel 4	En peligro de extinción	Catálogo de especies amenazadas
Nivel 3	Sensible a la alteración de su hábitat	
Nivel 2	Vulnerable	CATALOGADA
Nivel 1	Interés especial por razones científicas, ecológicas o por su singularidad	Catálogo de especies de Interés Especial
Nivel 0	Interés especial por razón de tipo cultural	
NO CATALOGADA		

### Problemas de aplicación

No todas las especies presentes en Canarias deben ser objeto de una evaluación del riesgo de extinción con vistas a su posible catalogación como amenazadas, por ejemplo, no tiene sentido evaluar las especies exóticas con fines conservacionistas ni las especies no residentes que al no criar en Canarias no tienen poblaciones naturales que puedan ser objeto de planes de recuperación o conservación. Las principales candidatas a evaluación serán las especies nativas —sobre todo las que son endémicas—, que no constituyan una población periférica. A continuación se detallan algunos de los problemas asociados a esta evaluación.

### Esfuerzo de muestreo

No siempre son posibles las comparaciones entre épocas distintas pues el esfuerzo de muestreo puede no ser equiparable (Gaston 1996). Aunque el sistema utilizado por el Banco de Datos de Biodiversidad se basa en registrar la información por décadas y comparar unas décadas con otras, a veces la pobreza en datos de una década reciente puede dar una falsa imagen de declive. Lo mejor será asegurarse de que el esfuerzo de muestreo en las décadas sometidas a comparación sea similar, y en caso contrario buscar equivalencias del tipo de: «..en desigualdad de esfuerzo de

muestreo la hipótesis de regresión sólo puede ser aceptada si se da la circunstancia de que el muestro más intenso se hizo en las fechas más recientes».

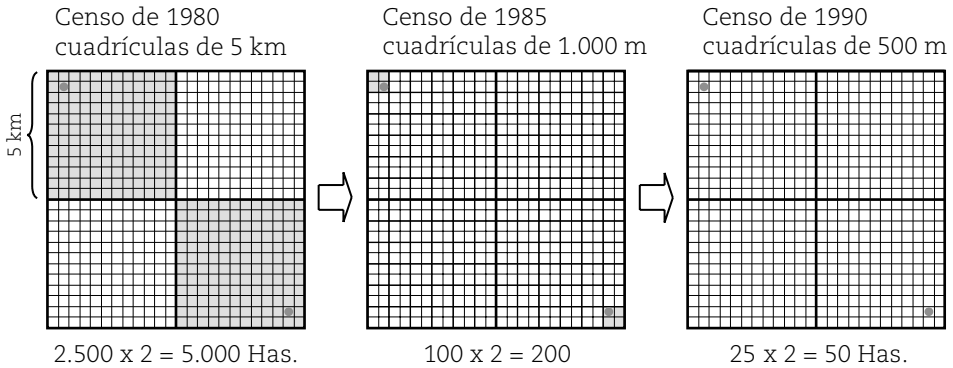
## Cambio de escala

La información proveniente del Banco de Datos se almacena en diferentes escalas, dependiendo del grado de concreción del autor y de una extrapolación realizada en el proceso de registro de datos. La mayor concreción se traduce en una representación en cuadrículas de 500 m de lado provenientes de una referencia en coordenadas geográficas o de un topónimo local cuya localización no deja duda. En este caso se dice que la certidumbre es máxima (valor 1), mientras que en los casos de menor concreción los datos se almacenan en cuadrículas de 5 km de lado y la certidumbre es menor (valores 3 y 4). Por ejemplo, si la fuente de información es un análisis realizado en origen sobre cuadrículas de 5 km de lado, los datos se almacenarán en cuadrículas de similar resolución pero con nivel de certidumbre 2, mientras que si la fuente de información es un análisis realizado sobre cuadrículas de 100 km de lado, se almacenarán también en cuadrículas de 5 km pero con un nivel de certidumbre 3. En los estudios comparativos es recomendable considerar únicamente los niveles 1 y 2 de certidumbre para los análisis en el medio terrestre, y los niveles 1, 2 y 3 para los análisis en el medio marino, porque su fiabilidad y las particularidades de ambos entornos se ajusta bien a los objetivos planteados.

Las comparaciones entre décadas sólo pueden realizarse con datos de un mismo nivel de concreción pues en caso contrario las conclusiones pueden mostrar una falsa imagen de la realidad (Fig. 9). Esto ocurre porque la cantidad de información contenida en un mapa a escala de mayor detalle (grano fino) es mayor que la de un mapa de menor detalle (grano grueso), lo cual permite elaborar mapas a escala poco precisa a partir otros más detallados, pero no al revés. Sin embargo, existen algoritmos matemáticos de conversión que pueden ayudar a homogenizar la información proveniente de diferentes escalas, por ejemplo Kunin (1998) demostró que la relación entre la escala y el área de ocupación era lineal, de modo que bastaba tener los datos de dos puntos para obtener la recta con la pendiente característica de la especie correspondiente. Según este autor, si el logaritmo del área ocupada a escala amplia ( $2.500 \text{ km}^2$ ), moderada ( $100 \text{ km}^2$ ) y fina ( $4 \text{ km}^2$ ) se representan como  $A_A$ ,  $A_M$ , y  $A_F$ , respectivamente, y si la transición entre ambas escalas es igual en magnitud (en este caso 25 veces), el valor predecible a escala fina a partir de la recta área-escala puede expresarse como  $A_F=2A_M-A_A$

**Figura 9**

Una misma situación, representada por la presencia de una especie en dos puntos concretos (círculos) puede llevar a distintas conclusiones si se comparan escalas de análisis distinta. En este caso la mezcla de escalas da la falsa imagen de que la especie sufre una fuerte regresión, cuando en realidad está estabilizada



### Poblaciones periféricas

Las especies no se distribuyen por igual en todo su área de repartición, y con frecuencia adoptan una estructura en metapoblación con migraciones entre subpoblaciones, de tal forma que en algunas de ellas la cantidad de individuos que nacen es mayor que los que mueren (fuente) y en otras ocurre lo contrario (sumidero), por lo que se mantienen a base de inmigrantes (Pulliam 1988). Generalmente, las poblaciones en los bordes del área de repartición de la especie suelen ser del tipo sumidero, pudiendo en ocasiones extinguirse temporalmente para luego recuperarse de forma parcial con la llegada de nuevos inmigrantes (Lawton 1993). Se trata de poblaciones periféricas cuya inestabilidad demográfica es intrínseca por lo que no tendría sentido catalogarlas como amenazadas, pues obligaría a una gestión sin probabilidades de éxito (Harrison 1991, Peterson 2001).

### No residentes y colonos

Los nuevos colonizadores de un área suelen ser especies en expansión, aunque a veces hay intentos fracasados de especies divagantes o de visitantes esporádicos que, en tanto no se hayan asentado de forma estable, no deben ser objeto de evaluación. Algunos autores han propuesto, al referirse a la evaluación asociada a las categorías de UICN, que solo se haga para especies que lleven criando 10 años o durante tres generaciones

(Gärdenfors *et al.* 2001). De esta forma también se excluirían de la evaluación las especies divagantes y las especies visitantes de presencia irregular.

## **Híbridos**

Los híbridos son con frecuencia producto de una deficiente taxonomía, aunque en ocasiones diferentes especies bien caracterizadas taxonómicamente pueden mantener zonas híbridas en las zonas de contacto cuya existencia no queda desacreditada según el concepto biológico de especie (O'Brien & Mayr 1991). No ocurre lo mismo con las subespecies que por definición son reproductivamente compatibles y aunque por lo general se distribuyen de forma alopátrica una eventual hibridación podría desintegrar la organización genética de sus poblaciones (O'Brien & Mayr 1991).

El régimen de protección aplicable a un híbrido cuando uno de sus ancestros es una especie amenazada ha sido objeto de grandes controversias. Entre los defensores de los genes como unidades básicas de conservación (Bowen 1999), los híbridos deben ser protegidos si tienen entre sus parentales un taxón amenazado (Allendorf *et al.* 2001). Por su parte, los defensores de unidades taxonómicas o ESUs como objeto de conservación, tienden a dar a los híbridos un valor de conservación menor, sobre todo cuando son híbridos antropogénicos (Allendorf *et al.* 2001), y la hibridación es mirada como una forma de extinción (Rhymer & Simberloff 1996).

## **Taxones inéditos y taxones inciertos**

Las especies o subespecies que no han sido formalmente descritas no pueden ser objeto de evaluación o catalogación dado que la falta de diagnóstico taxonómico impide reconocerlas. Se trata de evitar caer tanto en una posible indefensión jurídica de los intereses afectados por la protección, como en una indefinición práctica a los efectos de adoptar medidas generales de conservación sobre algo que no se sabe exactamente qué es.

Lo mismo es aplicable a los taxones inciertos, cuya aclaración debe hacerse en la primera fase del procedimiento lógico antes descrito (Figura 1). En principio la evaluación y subsiguiente catalogación solo operará sobre la lista oficial de especies que mantiene activa el Banco de Datos de Biodiversidad (Izquierdo *et al.* 2001), y la inclusión de un taxón en dicha lista sólo debiera hacerse en la medida de que esté libre de incertidumbre taxonómica. Otra manera de proceder es priorizando las especies catalogadas y desechando aquellas de taxonomía incierta (Vennesland 2002), pero en los

casos en que la catalogación entraña medidas de gestión, elaboración de planes e inversiones, esta alternativa no es aconsejable por el riesgo que entraña de promover costosas inversiones sobre posibles taxones falsos.

### Catalogación dinámica

La exploración sigue siendo la principal fuente de datos biológicos, por lo que no sorprende que especies raras en origen luego se conviertan en comunes al mejorar los muestreos o investigarse otros hábitats. Por otro lado, las revisiones taxonómicas y los nuevos descubrimientos provocan a menudo cambios en los nombres, y no solo varía la asignación a taxones completos sino a veces se dan sinonimias «proparte» que solo afectan a determinadas poblaciones dentro de un taxón. Esto, junto al hecho de que también hay especies que tras una prolongada gestión consiguen recuperarse (Doremus & Pagel 2001), es por sí mismo motivo más que suficiente para que los catálogos deban actualizarse de forma casi continua. Por ejemplo, la lista UICN de aves en extinción de 1988 incluía 1.030 especies, y la lista de 1994 solo unas pocas más, 1.111. Pero este incremento no se debió a que se hubieran añadido 81 especies, pues en realidad entre ambas listas solo habían 816 comunes, sino al dinamismo antes aludido, y a un refinamiento conceptual en las categorías a fin de disminuir la incertidumbre semántica de algunas de ellas; de la primera lista desaparecieron 214 especies y en la segunda aparecieron 295 especies nuevas (Collar 2001).

### Referencias

- AKÇAKAYA, H.R., FERSON, S., BURGMAN, M.A., KEITH, D.A., MACE, G.M. & TODD, C.R. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14: 1001-1013.
- ALLENDORF, F.W., LEARY, R.F., SPRUELL, P. & WENBURG, J.K. 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends Ecol. Evol.* 16: 613-622.
- AMADON, D. 1949. The seventy-five percent rule for subspecies. *Condor* 51: 250-258.
- AVISE, J.C. 1989. A role for molecular genetics in the recognition and conservation of endangered species. *Trends in Ecology and Evolution* 4: 279-281.
- AVISE, J.C. & BALL, R.M.J. 1990. Principles of Genealogical Concordance in Species Concepts and Biological Taxonomy. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology* 7: 45-67.
- BEISSINGER, S.R. 2000. Ecological mechanisms of extinction. *Proceedings of the National Academy of Science* 97: 11688-11689.
- BOWEN, B.W. 1999. Preserving genes, species, or ecosystems? Healing the fractured foundations of conservation policy. *Molecular Ecology* 8: 5-10.
- BREININGER, D.R., BARKASZI, M.J., SMITH, R.B., ODDY D.M. & PROVANCHA, J.A. 1998. Prioritizing wildlife taxa for biological diversity conservation at the local scale. *Environmental Management* 22: 315-321.

- CAMÚS, P.A. 2002. Populations, metapopulations, and the open-closed dilemma: the conflict between operational and natural population concepts. *Oikos* 97: 433-438.
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- COLLAR, N.J. 2001. Endangered birds. En: Levin, S.A. (ed.) *Encyclopaedia of biodiversity*. Academic Press. Vol 2: 395-406.
- COWLEY, M.J.R., THOMAS, C.D., THOMAS, J.A. & WARREN, M.S. 1999. Flight areas of British butterflies: assessing species status and decline. *Proceeding of the Royal Society of London (B)* 266: 1587-1592.
- COWLING, R.M. 2001. Endemism. *Encyclopaedia of biodiversity*, Academic Press, vol 2: 497-507.
- CRACRAFT, J. 1989. Speciation and its ontology: the empirical consequences of alternative species concepts for understanding patterns and processes of differentiation. En: Otte, D. & Endler, J.A. (eds.). *Speciation and its consequences*. pp 28-59. Sinauer Associates, Sunderland.
- CRAIG, R.J. 2002. Endangered species, provincialism, and a continental. Approach to bird conservation. *Bird Conservation Research, Inc. Contribution No. 7*: 17 pp.
- CRANDALL, K.A., BININDA-EDMONDS, O.R.P., MACE, G.M. & WAYNE, R.K. 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology: an alternative to «evolutionarily significant units». *Trend Ecol. Evol.* 15: 290-295.
- CRONIN, M.A. 1993. Mitochondrial DNA in wildlife taxonomy and conservation biology: cautionary notes. *Wildl. Sec. Bull.* 21: 339-348.
- DARWIN, C. 1859. *On the origin of species by means of natural selection*. John Murray, Londres.
- DOREMUS, H. & PAGEL, J.E. 2001. Why listing may be forever: perspectives on delisting under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Biology* 15: 1258-1268.
- DRURY, W. H. 1980. Rare species of plants. *Rhodora* 82: 3-48.
- EHRlich, P.R. 1995. The scale of the human enterprise and biodiversity loss. En: Lawton, J.H. & May, R.M. (eds). *Extinction rates* pp 214-226. Oxford University Press, Oxford.
- EHRlich, P.R. & RAVEN, P.H. 1969. Differentiation of populations. *Science* 165: 1228-1232.
- FEDERAL REGISTER. 1996. Policy regarding the recognition of distinct vertebrate population segments under the Endangered Species Act. *Federal Register*, 61: 4722-4725.
- GARCÍA, J.L. 1988. La evolución de la población. En Afonso, L. (ed.) *Geografía de Canarias*. pp 43-68. Interinsular, Santa Cruz de Tenerife.
- GÄRDENFORS, U., HILTON-TAYLOR, C., MACE, G.M. & RODRÍGUEZ, J.P. 2001. The application of IUCN Red List Criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15: 1206-1212.
- GASTON, K.J. 1994. *Rarity*. Chapman y Hall, Londres.
- GASTON, K.J. 1996. Species richness; measure and measurement. En: Gaston, K.J. (ed.) *Biodiversity. A biology of numbers and difference* pp. 77-113. Blackwell, Londres.
- GASTON, K.J. & ARDLE, B.H. 1994. The temporal variability of animals abundances: measures, methods and abundances. *Philosophical Transactions of the Royal Society Londres, B* 345: 335-358.
- GASTON, K.J., BLACKBURN, T.M. & GREGORY, R.D. 1999. Does variation in census area confound diversity estimations? *Journal of Applied Ecology* 36: 191-204.



- GEIST, V. 1992. Endangered species and the law. *Nature* 357: 274-276.
- HALLINGBÄCK, T., HODGETTS, N., RAEYMAEKERS, G., SCHUMACKER, R., SÉRGIO, C., SÖDERSTROM, L., STEWART, N. & VAÑA, K. 1998. Guidelines for application of the revised IUCN threat categories to bryophytes. *Lindbergia* 23: 6-12.
- HANSKI, I. & OVASKAINEN, O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16: 666-673.
- HARRISON, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 73-88.
- HURLBERT, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monograph* 54: 187-211.
- IUCN. 1996. *IUCN Red List of threatened animals*. International Union for the conservation of Nature, Gland, Suiza.
- IZQUIERDO, I., MARTÍN, J.L., ZURITA, N. & ARECHAULETA, M. (eds.). 2001. Lista de especies silvestres de Canarias (hongos, plantas y animales terrestres). Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. 437 pp.
- JOHNSON, C.N. 2001. Natural extinctions (not human influenced). *Encyclopaedia of biodiversity*, Academic Press, vol 4: 305-315.
- KARL, S.A. & BOWEN, B.W. 1998. Evolutionary Significant Units versus geopolitical taxonomy: molecular systematic of an endangered sea turtle (genus *Chelonia*). *Conservation Biology* 13: 990-999.
- KUNIN, W.E. 1998. Extrapolating species abundance across spatial scales. *Science* 281: 1513-1515.
- LANDE, R. 1993. Risks of population extinction from demographic environmental and random catastrophes. *American Naturalist* 142: 911-927.
- LAWTON, J.H. 1993. Range, population abundance and conservation. *Trends Ecol. Evol.* 8: 409-413.
- MACE, G.M. 1995. Classification of threatened species and its role in conservation planning. En: Lawton, J.H. & May, R.M. (eds.). *Extinction rates* pp. 197-213. Oxford University Press, Oxford.
- MACE, G.M. & HUDSON, E.J. 1999. Attitudes toward sustainability and extinction. *Conservation Biology* 13: 1-6.
- MACE, G.M. & LANDE, R. 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5: 148-157.
- MALEY, L.E. & MARSHALL, C.R. 1998. The coming of age of molecular systematics. *Science* 279: 505-506.
- MALLET, J. 2001. Species, concepts of. En: Levin, S.A. (ed.). *Encyclopaedia of Biodiversity* pp 427-440. Academic Press vol 5.
- MALLET, J. 2001. Subspecies, semispecies and superspecies. En: Levin, S.A. (ed.) *Encyclopaedia of biodiversity*. Pp 523-526. Academic Press, vol 5.
- MARTÍN, J.L., FERNÁNDEZ, P. & ARECHAULETA, M. 2002. El banco de datos de Biodiversidad. En: Fernández-Palacios, J.M. & Martín Esquivel, J.L. (eds.). *Naturaleza de las Islas Canarias: ecología y conservación* pp415-420. Turquesa, Santa Cruz de Tenerife.
- MARTÍN, J.L., & FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M. 2001. Conservación y desarrollo: el difícil equilibrio. En: FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M. & MARTÍN ESQUIVEL, J.L. (eds.). *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y conservación*. Ed. Turquesa, Santa Cruz de Tenerife. pp. 423-428.
- MAY, R.M., LAWTON, J.H. & STORK, N.E. 1995. Assessing extinction rates. En: Lawton, J.H. & May, R.M. (eds.). *Extinction rates*, pp 1-24. Oxford University Press, Oxford.

- MAYR, E. 1940. Speciation phenomena in birds. *Am. Nat.* 74: 249-278.
- MAYR, E. 1942. *Systematic and the origin of species*. Columbia University Press, New York.
- MAYR, E. 1963. *Animal species and evolution*. Harvard Univ. Press, Cambridge.
- MOLLOY, J., BELL, B., CLOUT, M., DE LANGE, P., GIBBS, G., GIVEN, D., NORTON, D., SMITH, N. & STEPHENS, T. 2002. Classifying species according to threat of extinction. A system for New Zealand. *Threatened species occasional publication* 22: 1-26.
- MORITZ, C. 1994. Applications of mitochondrial DNA analysis in conservation: a critical review. *Molecular Ecology* 3: 401-411.
- MORITZ, C. 1995. Uses of molecular phylogenies for conservation. *Phil. Trans R. Soc. Lond. B* 349: 113-118.
- MUNTOM, P. 1987. Concepts of threat to the survival of species used in Red Data Books and similar compilations. En Fitter, R. & Fitter, M. (eds.). *The Road to Extinction*, IUCN, Gland. pp. 71-111.
- MURPHY, D.D. 1990. Conservation and confusion: wrong species, wrong scale, wrong conclusions. *Conservation Biology* 3: 82-84.
- MUSICK, J.A. 1999. Criteria to define extinction risk in marine fishes. *Fisheries*, 24: 6-12.
- O'BRIEN, S.J. 1994. Genetic and phylogenetic analyses of endangered species. *Annual Review of Genetics* 28: 467-489.
- O'BRIEN, S.J. & MAYR, E. 1991. Bureaucratic mischief: recognising endangered species and subspecies. *Science* 251: 1187-1188.
- ORIAN, G.H. 1997. Evolved consequences of rarity. In: Kunin, W.E. & Gaston, K.J. (eds.). *The Biology of rarity: causes and consequences of Rare-Common differences*. Pp 190-208. Chapman and Hall, Londres.
- PATERSON H.E.H. 1985. The recognition concept of species. En: Vrba, E.S. (ed.). *Species and speciation* pp 21-29. Transvaal Museum, Pretoria.
- PETERSON, A.T. 2001. Endangered species and peripheral populations: cause for reflection. *Endangered Species UPDATE* 18: 30-31.
- PULLIAM, H.R. 1988. Sources, Sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132: 652-661.
- PURVIS, A., GITTLEMAN, J.L., COWLISHAW, G. & MACE, G.M. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proc. Roy. Soc. Lond. B* 267: 1947-1952.
- RHYMER, J.M. & SIMBERLOFF, D. 1996. Extinction by hybridisation and introgression. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 27: 83-109.
- RYDER, O.A. 1986. Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology and Evolution* 1: 9-10.
- ROBERTS, L. 1988. Hard choices ahead on biodiversity. *Science* 241: 1759-1761.
- ROJAS, M. 1992. The species problem and conservation: what are we protecting?. *Conservation Biology* 6: 170-177.
- SIMBERLOFF, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 19: 473-511.
- SOKAL, R.R. & CROVELLO, T.J. 1970. The biological species concept: a critical evaluation. *Am. Nat.* 104: 107-123.
- SUGIHARA G. 1980. Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. *Am. Nat.* 116: 770-787.
- TABERLET, P. 1996. The use of mitochondrial DNA control region sequencing in conservation genetics. En: Smith, T.B. & Wayne, R.K. (eds.). *Molecular Genetic Approaches in Conservation*, pp125-142. Oxford University Press, Oxford.

- TEMPLETON, A.R. 1998. Species and speciation. Geography population structure, ecology, and gene trees. En: Howard, D.J. & Berlocher, S.H. (eds.). *Endless forms. Species and speciation*. Pp 32-43. Oxford University Press, Oxford.
- TRIBUNAL SUPREMO. 1996. Sentencia del Tribunal de Justicia (Sala Tercera) de 8 de febrero de 1996. Procedimiento penal entablado contra Godefridus van der Feesten. Petición de decisión prejudicial: Gerechtshof «s-Hertogenbosch - Países Bajos. Directiva del Consejo 79/409/CEE relativa a la conservación de las aves silvestres - Ambito de aplicación - Especie protegida - Aplicación de la Directiva a una subespecie que no vive naturalmente en estado salvaje en el territorio europeo de los Estados miembros. Asunto C-202/94.
- UICN. 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland y Cambridge. 33 pp.
- U.S. FISH Y WILDLIFE SERVICE. 2002. *Fish and wildlife resources conservation priorities. Region 3*. U.S. Fish y Wildlife Service, version 2.0. 34 pp.
- VENNESLAND, R. 2002. *Species ranking in British Columbia*. B.C. Conservation Data Centre, Ministry of Sustainable, Resource Management. 4 pp.
- WAPLES, R.S. 1995. Evolutionarily significant units and the conservation of biological diversity under Endangered Species Act. *American Fisheries Society Symposium* 17: 8-27.
- WCMC. 1992. *Global biodiversity: status of the Earth's living resources*. Chapman & Hall, Londres.
- WHITTAKER, R.J. 1998. *Island biogeography. Ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, Oxford.
- WILLIAMS, B.L. 2000. Conservation genetics, extinction, and taxonomic status: a case history of the Regal Fritillary. *Conservation Biology* 16: 148-157.
- WILSON, E.O. & BROWN Jr., W.L. 1953. The subspecies concept and its taxonomic application. *Syst. Zool.* 2: 97-111.

## Anexo

### Umbrales de los criterios de referencia para evaluar la amenaza

		Tipo VI-III	Tipo II
<b>A</b>	Ritmo de reducción de la población/hábitat.	>70% en los últimos 10 años o a lo largo de tres generaciones.	>50% en los últimos 10 años o a lo largo de tres generaciones.
<b>B</b>	Regresión en el área de ocupación.  Área de presencia (se mide solo de forma complementaria al área de ocupación)	< 50 km <sup>2</sup> y al menos uno de: a) índice de fragmentación de tendencia creciente o estable, y de 4 o más, b) tiende a bajar/fluctuaciones extremas.	< 200 km <sup>2</sup> y al menos uno de: a) índice de fragmentación de tendencia creciente o estable, y de 3 o más, b) tiende a bajar/fluctuaciones extremas.
<b>C</b>	Tamaño poblacional pequeño y declive.	< 250 exx maduros y declive continuo año tras año de al menos 20% durante 5 años seguidos o dos generaciones.	< 1.000 exx maduros y declive continuo año tras año de al menos 10% durante 10 años seguidos o tres generaciones.
<b>D</b>	Probabilidad de extinción.	20% en 20 años o en cinco generaciones. 10% en 100 años.	10% en 100 años.
<b>Tipo I</b>			
<b>E</b>	Población, área de ocupación y fragmentación muy pequeños.	<ul style="list-style-type: none"> <li>— Inferior a 1.000 exx maduros.</li> <li>— Área de ocupación menor de 2,5 km<sup>2</sup> si es endemismo local, 5 km<sup>2</sup> si es endemismo insular, 25 km<sup>2</sup> si es endemismo pluriinsular y 50 km<sup>2</sup> si es nativo no endémico.</li> <li>— Índice de fragmentación de 3 o mas.</li> </ul>	