La lista Top 100

José Luis Martín[1], Paulo A. V. Borges[2], Manuel Arechavaleta[1] & Bernardo Faria[3]

[1]Servicio de Biodiversidad, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias. Centro de Planificación Ambiental, La Laguna, Santa Cruz de Tenerife, España. e-mail: jmaresq@gobiernodecanarias.org; mareher@gobiernodecanarias.org

[2]Universidade dos Açores, Dep. de Ciências Agrárias – CITA-A (Azorean Biodiversity Group), Terra-Chã, 9700-851 Angra do Heroísmo, Terceira, Açores, Portugal. e-mail: pborges@uac.pt

[3]Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais - Direcção Regional do Ambiente – Rua Dr. Pestana Júnior nº 6 3º Dto 9064-506, Funchal, Madeira, Portugal. e-mail: bernardofaria.sra@gov-madeira.pt

Evitar la extinción de las especies es uno de los mayores retos actuales de la ciencia de la conservación. La magnitud de la pérdida de especies es hoy tan acuciante que algunos autores sostienen que estamos siendo testigos de la sexta gran extinción en la historia de la vida (Leakey & Lewin, 1995). De hecho la acción devastadora del hombre en nuestro planeta es la fuerza motriz que está provocando la degradación de los hábitats, poniendo en riesgo ecosistemas y extinguiendo numerosas especies, muchas de ellas desconocidas para la ciencia (Lawton & May, 1995; Pimm *et al*., 1995, 1996; Chapin *et al.*, 2000). Durante los últimos siglos estas extinciones han sido significativas en las islas de todo el mundo (Reid & Miller, 1989; Lawton & May, 1995; Sadler, 1999; Steadman & Martin, 2003), lo cual ha estimulado el debate sobre si los endemismos insulares son intrínsecamente más sensibles a las amenazas que las formas continentales (Manne *et al*., 1999; Sax *et al.,* 2002; Frankham, 2005). Aunque no parece claro que esto sea así (Manne & Pimm, 2001; Biber, 2002), lo cierto es que al ser las islas territorios con muchos taxones endémicos recluidos en espacios limitados y, como consecuencia de ello, con pocas posibilidades de escapar a una eventual amenaza –como por ejemplo la introducción de un nuevo predador–, el riesgo de pérdida se ve aquí acrecentado (Duncan & Blackburn, 2007). Igualmente, las evidencias muestran que en las islas, el número de especies vasculares no nativas ha aumentado más que la extinción de las nativas, mientras que en las aves las extinciones se igualan al aumento de especies exóticas (Sax *et al.,* 2002). El hecho es que, independientemente de la mayor o menor propensión a la desaparición de las especies insulares, la consecuencia de las amenazas externas en los territorios aislados provoca que las extinciones en islas sean mucho más frecuentes que en los espacios abiertos continentales (Quammen, 1997).

Una pauta común en todas las especies antes de su extinción es la alteración de su estado natural y un declive progresivo, palpable en la disminución de su abundancia o de su área de ocupación (Gaston, 1994; Lawton, 2000) y frecuentemente acompañado de una desestabilización en la estructura de las poblaciones (Gilpin & Soule, 1986; Lawton, 2000). Cuando una especie entra en esta espiral de declive y la regresión alcanza niveles más allá de lo que podría considerarse una fluctuación natural, se dice que está amenazada. Partimos del principio de que difícilmente las especies se extinguen por causa natural en lapsos temporales tan cortos como la vida de las personas, de modo que si durante unos pocos años o décadas se observa una de estas regresiones, se puede concluir que la especie está siendo arrastrada a su desaparición por una causa presumiblemente antropogénica. Por otro lado, los estudios clásicos de Ehrlich (1987) muestran claramente que, por ejemplo, el tamaño adecuado de las reservas para el mantenimiento de (meta)poblaciones de especies de insectos herbívoros se ha considerado erróneamente. De hecho, muchas especies pueden distribuirse en una localidad y encontrarse en mayor riesgo de extinción por el hecho de que su tamaño poblacional efectivo sea demasiado pequeño para evitar los impactos de factores independientes de la densidad (Lawton, 2000).

La crisis emergente de la conservación de los sistemas naturales de nuestro planeta forma parte de la agenda política de muchos países y organizaciones no gubernamentales (ONG) y ha llevado al nacimiento de grandes iniciativas para contener el proceso de pérdida de biodiversidad (p. ej. DIVERSITAS, IBOY–*International Biodiversity Observational Year*, ver http://www.nrel.colostate.edu/IBOY). Conjuntamente con otros países europeos, Portugal y España ratificaron el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) promovido por Naciones Unidas. Uno de sus objetivos más importantes es la "promoción de la conservación de las especies", que deberá desarrollarse antes de 2010, de acuerdo con el "*Sixth Meeting of the Conference of the Parties*" (http://www.biodiv.org/2010-target/default.asp) (ver igualmente UNEP, 2002).

Las sociedades humanas organizadas y sensibles a la desaparición de las especies, disponen de mecanismos legales para activar procesos que permitan intentar contrarrestar estas pérdidas; son las políticas de conservación de la naturaleza, y entre ellas está la declaración de una especie como oficialmente amenazada (Klemm & Shine, 1993). Aunque no podemos saber con exactitud cuántas especies se han salvado gracias a estos mecanismos, un estudio reciente pone de manifiesto que si no se hubiesen hecho esfuerzos en proyectos de gestión realizados entre 1994 y 2004, unas 16 especies de aves, la mayor parte endémicas de islas, estarían extintas (Butchar *et al*., 2006). En esta línea, muchas organizaciones no gubernamentales (ONG) han elaborado protocolos para detectar cuándo una especie en regresión debe ser objeto de una atención preferente con vistas a su preservación, en función de los cambios que experimentan sus poblaciones (Scarpace & Schimpff, 2001; Millar *et al.*, 2007).

Podemos comprender entonces que el concepto de especie amenazada no es universal, sino depende del criterio utilizado para su definición. Una especie que para un determinado colectivo se encuentra amenazada, podría no estarlo para otro, si ambos se basan en criterios diferentes. Ésta es una discrepancia frecuente entre los planteamientos gubernamentales y los no gubernamentales, dado que los primeros suelen tener criterios más exigentes que los segundos para declarar especies amenazadas, pues de sus decisiones se desprende un mayor compromiso y obligatoriedad de acción (Troubis & Dimitrakopoulos, 1998; Bouchet *et al*., 1999; Jeffrey, 2001).

Algo parecido se puede decir al respecto del concepto de amenaza, pues tampoco se aplica por igual en todas las situaciones. Un debate clásico es si la amenaza debe considerarse como tal cuando implica una regresión real y observable o basta con que suponga un riesgo de pérdida, aunque no se haya observado ninguna regresión (Martín, 2004). Bajo la segunda aproximación una especie que ocupa una superficie pequeña podría considerarse amenazada, aunque no esté experimentando ningún tipo de regresión, mientras que en la primera aproximación se requeriría además constatar un declive. En este segundo caso, una especie también podría considerarse amenazada si la regresión fuera importante, aunque no tuviese una superficie de ocupación pequeña. De hecho, una especie puede ser común y declinar rápidamente debido a determinados impactos súbitos (p. ej. fragmentación del hábitat, incendios, enfermedades, etc.) (Gaston & Fuller, 2008).

Azores. Foto: *Rui Vale Sousa (istockphoto).*

El concepto de superficie pequeña también es discutible, pues depende de la escala. Bajo una perspectiva global, la isla más grande de los archipiélagos macaronésicos no deja de ser un pequeño punto ante la vastedad del planeta, pero bajo una perspectiva regional, la isla más grande es una extensión considerable si la comparamos con el resto de las islas. Bajo una visión global, un endemismo insular podría ser considerado una especie amenazada por el simple hecho de ser exclusivo de una isla, pero bajo una óptica regional (= macaronésica) semejante circunstancia no denotaría un estado de amenaza. De hecho, los biólogos que trabajan en ecosistemas insulares saben que en la mayoría de los casos los endemismos insulares no están en regresión y a veces una especie endémica puede ser extraordinariamente abundante y, excepcionalmente, podrían incluso comportarse como una plaga (Tello-Marquina, 1975). No obstante hemos de reconocer que son muchas las especies insulares que se encuentran amenazadas y poseen poblaciones no estables (Gurd, 2006); por ejemplo, en Azores hemos observado que muchas poblaciones se encuentran en un proceso de relajación (Borges *et al.*, en prep.; ver también Gaston *et al.*, 2006). Podemos igualmente argumentar que las islas grandes están muchas veces más habitadas e impactadas por el hombre, y por tanto las poblaciones en ellas residentes tienen mayor riesgo de extinción (p. ej. São Miguel en Azores o Tenerife y Gran Canaria en Canarias).

Las especies amenazadas generalmente poseen poblaciones pequeñas y se distribuyen en pocas localidades, de modo que pueden designarse como especies "doblemente raras" (Gaston, 1994). Hay que resaltar también que desde el punto de vista de la conservación de la naturaleza estas especies doblemente raras están sujetas a una mayor probabilidad de extinción y necesitan mantener densidades sostenibles en los pocos lugares en que viven. Este es uno de los desafíos, en la medida que se diseñan áreas protegidas que garanticen la conservación de estas especies (Gaston, 1994; Lawton, 2000). Se puede observar entonces que: a) la mayoría de las especies habitan en pocas localidades y son poco abundantes en esas localidades, encontrándose a veces en peligro de extinción; y b) otras especies se encuentran en la mayor parte de las localidades y son en términos medios muy abundantes en esas localidades. Si consideramos los valores de abundancia media de cada especie como una variable dependiente (o respuesta) y el número de localidades en que cada especie habita (o alternativamente el área de distribución) como una variable independente (o explicadora), tenemos una respuesta lineal positiva entre la abundancia media de las especies en las localidades en que ocurren y su distribución (ver Fig. 1) (Gaston, 1994; Lawton, 2000; Gaston & Blackburn, 2000). Este patrón se denomina como "relación interespecífica positiva entre abundancia y distribución" (RIPAD) y fue propuesto inicialmente por Brown (1984).

Complementariamente a este patrón, existe una relación intraespecífica entre la abundancia y la distribución, en la que a medida que una especie expande (o disminuye) su

área de distribución simultáneamente aumenta (o decrece) su abundancia local (Gaston, 1994; Lawton, 2000).

La relación RIPAD y una relación riqueza de especies-área (RSA) están muy relacionadas, ya que la RSA se produce por procesos de extinción-colonización y esos procesos generan también una RIPAD. De hecho, las comunidades se componen por lo general de muchas especies raras y algunas comunes, por lo que en un área de grandes dimensiones es de esperar la existencia de muchas especies con distribución restringida y de unas pocas que ocupan todo el área. La pendiente de la RSA tiende a ser mayor cuanto más dominan las especies con distribución restringida. Desde el punto de vista de la conservación de la naturaleza, una RIPAD constituye un modelo de gran importancia para determinar patrones de extinción en sistemas fragmentados. Por ejemplo, Gonzalez *et al*. (1998) demostraron que una simple fragmentación de una comunidad de briófitos produjo una disminución del área de distribución de las especies de ácaros y una disminución local de sus abundancias. En un ejemplo reciente Gaston *et al.* (2006) comprobaron que las especies de artrópodos endémicos de Azores que constituyen "*outliers*" de la curva RIPAD, son especies que habitan en menos localidades de lo esperado para su abundancia media, poseyendo una gran varianza espacial en la abundancia, lo que indica la incapacidad de esas especies para ocupar de forma optimizada el bosque nativo fragmentado. La insularidad de los ecosistemas naturales constituye, además, uno de los principales factores que influyen en la extinción de las especies (Hanski, 2005).

De cualquier forma, las técnicas de identificación de especies amenazadas persiguen en todo caso un mismo objetivo: señalar qué especies están más necesitadas de una acción urgente de conservación y clasificarlas en distintos grados de importancia en función de la inminencia y la trascendencia de la desaparición. Así y todo, la magnitud global de la pérdida es de tal calibre que no suele haber suficientes recursos de gestión para afrontar el reto de la conservación. Esto obliga a priorizar una y otra vez sobre las prioridades ya establecidas, a fin de disminuir la lista de especies prioritarias, al menos, hasta el nivel que pueda ser asumido de forma realista según la propia capacidad de gestión. No basta ya con seleccionar las especies en función de su importancia biológica o ecológica,

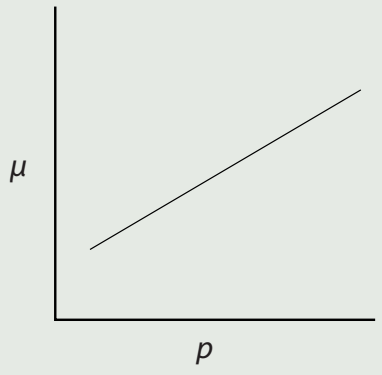

Figura 1. *Relación interespecífica positiva entre la abundancia media de las especies (μ) y su distribución (p).*

sino que hay que tener en cuenta también los recursos disponibles, junto a aspectos muchas veces olvidados como el valor social de la especie, las posibilidades reales de recuperación, etc. (Marsh *et al*., 2007; Miller *et al.*, 2007). Por consiguiente, antes de fijar prioridades conviene tener claro cuál es el ámbito geográfico del trabajo, la cantidad de especies implicadas, el concepto de amenaza, las posibilidades de gestión, etc.

En el caso que nos ocupa el ámbito de trabajo es la región biogeográfica macaronésica europea, es decir la constituida por los archipiélagos de Azores, Madeira (incluidas las islas Salvajes) y Canarias, que al pertenecer a los estados de Portugal y España se encuentran incluidos en la Unión Europea. Queda excluido por tanto el archipiélago de Cabo Verde, un Estado soberano que no forma parte de la Unión Europea.

En cuanto a la amenazas, se han considerado como tales aquellos factores que inciden sobre las poblaciones naturales provocando un declive en el número de efectivos poblacionales o en sus áreas de distribución. Son de naturaleza antrópica y, o bien están actuando en la actualidad, o bien lo han hecho en las últimas 3 décadas y son susceptibles de reproducirse. Se excluyen por tanto los riesgos naturales independientes de la densidad (que son tratados separadamente) y las amenazas directamente relacionadas con actividades humanas que históricamente han incidido sobre las poblaciones, pero que en tiempos recientes han desaparecido.

Aunque los análisis de viabilidad de las poblaciones son un método eficaz para determinar la importancia de las amenazas, por la complejidad que entrañan no se han tenido en cuenta; sin embargo, sí se ha recurrido a indicadores de viabilidad, tales como considerar sólo el número de individuos potencialmente reproductores, deducir la tasa de supervivencia de una población a partir del tiempo que ésta tarda en duplicarse, y, en los casos en que fuera posible, calcular el tamaño efectivo de la población (teniendo en cuenta los desequilibrios en la proporción de sexos).

TIPO DE LISTA

A diferencia de los libros o listas rojas, en los que se relaciona gran cantidad de especies clasificadas en diferentes categorías de amenaza (Scott *et al*., 1987; Millar *et al*., 2007), en este libro solo se recogen unas pocas especies, consideradas prioritarias: la lista Top 100. Aunque en esta priorización también se tiene en cuenta el estado de conservación de las especies, intervienen además otros aspectos, como su utilidad para el hombre, las opciones de gestión, las posibilidades de controlar la amenaza, etc. (Millsap *et al*., 1990; Marsh *et al*., 2007). La lista Top 100 surge como la suma de otras dos listas: la de especies prioritarias para ser protegidas y la de especies prioritarias por la factibilidad

de su gestión. La combinación de ambas definirá la lista de las especies prioritarias de gestión, que no debe confundirse con una lista de especies amenazadas; de hecho es previsible que haya especies consideradas como amenazadas, que sin embargo no se recogen aquí, sobre todo si su amenaza no se conoce lo suficiente, si no es un taxón endémico o si su gestión es excesivamente compleja y costosa.

La creación de la lista Top 100 obedece en parte al convencimiento de que no hay suficientes medios para frenar la pérdida de biodiversidad, de modo que los recursos han de distribuirse de forma prioritaria en las especies amenazadas con más opciones para ser preservadas. Por este motivo, la lista es un camino directo hacia la acción, pues identifica cuáles son las especies más necesitadas en las que la gestión reviste mayores garantías. En la confección de la lista Top 100 no solo cuenta la opinión de los expertos en las especies, sino que también tiene un peso notable la de los gestores que, independientemente de su mayor o menor conocimiento sobre ellas, saben bien la problemática de poner en práctica medidas de conservación útiles y eficaces. En última instancia, la combinación de las dos listas de especies resume la opinión de los expertos en las especies y la de los gestores que deberán asumir su salvaguarda (Marsh, *et al*., 2007).

A pesar de los esfuerzos desarrollados en la esfera política para la conservación de las especies y los ecosistemas que el "objetivo 2010" parece implicar, el hecho es que los indicadores para valorar el éxito de este tipo de iniciativas son escasos (Mace & Baillie, 2007). De este modo, el seguimiento de los cambios en los parámetros de referencia de cada una de las especies de la lista Top 100 y de la composicion de la lista en si mismo, permitirá disponer de indicadores de la eficacia de la conservación en las próximas décadas en los archipiélagos de Azores, Madeira y Canarias.

Gran Canaria, Islas Canarias. Foto*: Carlos Más.*

Islote de Fora, islas Salvajes. Foto*: Manuel Arechavaleta.*

METODOLOGÍA DE TRABAJO

El proceso seguido para la selección de especies prioritarias se inspira en la metodología propuesta por Marsh *et al.* (2007). Ha consistido en evaluar por una parte las *prioridades de protección* para las especies amenazadas, y por otra las *prioridades en función de las posibilidades de gestión*, de modo que de la conjunción de ambas evaluaciones surgen las 100 especies prioritarias para la gestión.

Los criterios considerados para abordar dichas evaluaciones han sido tomados de Marsh *et al*. (2007), pero parcialmente modificados para adaptarlos a la realidad de los archipiélagos macaronésicos. Para determinar las *prioridades de protección* se consideraron factores como el valor ecológico de las especies, su singularidad, la responsabilidad de tutela de las administraciones competentes y el valor social; por otro lado, para valorar las *posibilidades de gestión* de las especies se consideró, el conocimiento y la capacidad de control que tenemos sobre las amenazas, los factores socioeconómicos que facilitan la gestión (sinergias extrínsecas) y el potencial biológico de las especies. Varios de estos criterios se dividieron a su vez en subcriterios: la *prioridad de protección* se analizó en función de siete subcriterios y las *posibilidades de gestión* en función de otros seis.

Por una parte se recurrió a especialistas conocedores de las especies candidatas o focales para que asignaran a cada una de ellas una puntuación para cada subcriterio. Por otra parte, gestores pertenecientes a instituciones relacionadas con la conservación de la biodiversidad de las tres regiones (Azores, Madeira y Canarias) valoraron la importancia relativa de los diferentes subcriterios. De esta forma, una vez puesta en valor la puntuación de las especies focales teniendo en cuenta el sopesado de los criterios, se obtuvo una relación ordenada de todas ellas en función de las *prioridades de gestión*

(Fig. 2). El siguiente paso fue entonces seleccionar las 100 especies que mayor puntuación alcanzaron y que constituyen por tanto las *100 especies prioritarias de gestión* de los archipiélagos de Macaronesia. Adicionalmente se obtuvieron también las *100 especies prioritarias de gestión* para cada uno de los tres archipiélagos.

Uno de los aspectos innovadores y a su vez ventajosos del método propuesto por Marsh *et al.* (2007) es la participación de manera independiente de diferentes agentes sociales en el proceso de selección de las especies prioritarias. En nuestro caso se estructuró de la siguiente forma: los coordinadores del proyecto (los editores de este libro, en calidad de representantes de las tres administraciones autonómicas implicadas) definieron los criterios de priorización, los gestores valoraron la importancia relativa de los criterios, y los expertos en las especies asignaron las puntuaciones correspondientes.

Selección de taxones candidatos o focales

Como taxones focales se consideraron especies y subespecies, pero no variedades, al menos en la lista Top 100 macaronésica. El proceso de selección se abordó de forma diferente en los tres archipiélagos. En Canarias se tomó como referencia la lista de taxones seleccionados considerados como amenazados, de acuerdo con un proceso de evaluación del estado de conservación de las especies protegidas que el Gobierno de Canarias llevó a cabo en 2004 (Martín *et al.*, 2005), así como otras especies cuyo estatus habría empeorado desde entonces. En Azores y en Madeira, al no existir una evaluación previa similar, los taxones candidatos fueron propuestos por los expertos evaluadores de entre aquellos de cada archipiélago susceptibles de requerir medidas de gestión urgentes. El número de taxones focales fue de 310 en Azores, 190 en Madeira y 156 en Canarias. El mayor número en Azores refleja una falta de trabajo previo sobre el estado de conservación de las especies en este archipiélago, lo que siguiendo el "principio de precaución" obligó a considerar un abanico mayor de taxones de partida.

Puntuaciones

Para asignar las puntuaciones a cada taxón se consultó a expertos en su biología y ecología. Éstos puntuaron los taxones para cada uno de los subcriterios con un valor de 1 a 4 según los baremos previamente definidos (ver Tablas II y siguientes), y sin tener conocimiento de la ponderación asignada por los gestores a cada subcriterio.

Posteriormente se realizaron diversos talleres de trabajo en Azores, Madeira y Canarias entre los coordinadores del proyecto y los expertos para hacer una puesta en común de las puntuaciones y tratar de homogeneizar en todo lo posible la aplicación de los criterios de priorización. Un total de 36 expertos participaron en esta fase.

Peso relativo de cada criterio y subcriterio

La importancia relativa de los criterios y subcriterios considerados no tiene porque ser igual, pues diferentes colectivos pueden asignar pesos relativos distintos dependiendo de las particularidades socioeconómicas que tenga la conservación de la naturaleza en cada región, de las capacidades de las instituciones implicadas en ella o de la percepción de los técnicos responsables.

Para determinar el peso relativo de cada subcriterio se enviaron encuestas a técnicos gestores de diferentes instituciones públicas de Azores, Madeira y Canarias implicados en la gestión de especies silvestres o con experiencia en la conservación y gestión de los recursos naturales. Estos asignaron valores de 0 a 100 a cada uno de los 7 subcriterios de *priorización para la protección* de las especies, e igualmente de 0 a 100 a cada uno de los seis subcriterios de *priorización en función de las posibilidades de gestión*, de forma que sumaran 100 en ambos casos.

Tabla I. *Relación de expertos y gestores que evaluaron la importancia relativa de los subcriterios.*

Ana Calero	Cabildo de Fuerteventura, Canarias
Ángel Bañares Baudet	P. N. del Teide, Canarias
Ángel Fernández López	P. N. de Garajonay, Canarias
Antonio Domingos Abreu	Direcção Regional Ambiente, Madeira
Bárbara Chaves	Serviço de Ambiente de Santa Maria, Açores
Dília Menezes	Parque Natural, Madeira
Duarte Nunes	Direcção Regional Ambiente, Madeira
Elena Mateo	Cabildo de Lanzarote, Canarias
Félix Medina Hijazo	Cabildo de La Palma, Canarias
João Melo	Jardim Botânico do Faial, Açores
José Alberto Delgado Bello	Cabildo de Tenerife, Canarias
Juan Carlos Rando	Cabildo de Tenerife, Canarias
Mª Ángeles Llaría López	Cabildo de Tenerife, Canarias
Manuel Filipe	Direcção Regional de Florestas, Madeira
Manuel Martín Rocha	Cabildo de Tenerife, Canarias
Maria Botelho	Serviço de Ambiente de Flores e Corvo, Açores
Maria José Bettencourt	Direcção de Serviços da Conservação da Natureza, Açores
Mercedes González Martín	Cabildo de Tenerife, Canarias
Miguel Ángel Cabrera	Servicio de Biodiversidad, Canarias
Miguel Ángel Rodríguez	Cabildo de El Hierro, Canarias
Nuno Loura	Serviço de Ambiente de Santa Maria, Açores
Nuno Pacheco	Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, Açores
Paulo Freitas	Direcção Regional de Florestas, Madeira
Paulo Pimentel	Direcção de Serviços da Conservação da Natureza, Açores
Pedro Raposo	Serviço de Ambiente da Graciosa, Açores
Rui Sequeira	Serviço de Ambiente de São Jorge, Açores
Silvia Fajardo González	Servicio de Biodiversidad, Canarias

Con las encuestas recibidas se obtuvo un valor medio de peso para cada subcriterio, que es el que se utilizó para ponderar las puntuaciones. La muestra disponible (24 encuestas) resultó significativa, con escasa dispersión respecto a los valores medios, por lo que no se consideró necesario recurrir a sucesivas consultas siguiendo el método DELPHI.

Elaboración de las fichas de las 100 especies prioritarias

Para confeccionar las fichas de las 100 especies seleccionadas como prioritarias se remitió a las autores un cuestionario estandarizado con los ítems predefinidos. Con ello se pretendía conseguir una homogeneización de las respuestas para poder realizar análisis y valoraciones globales. El cuestionario enviado a los expertos se recoge en el Anexo II.

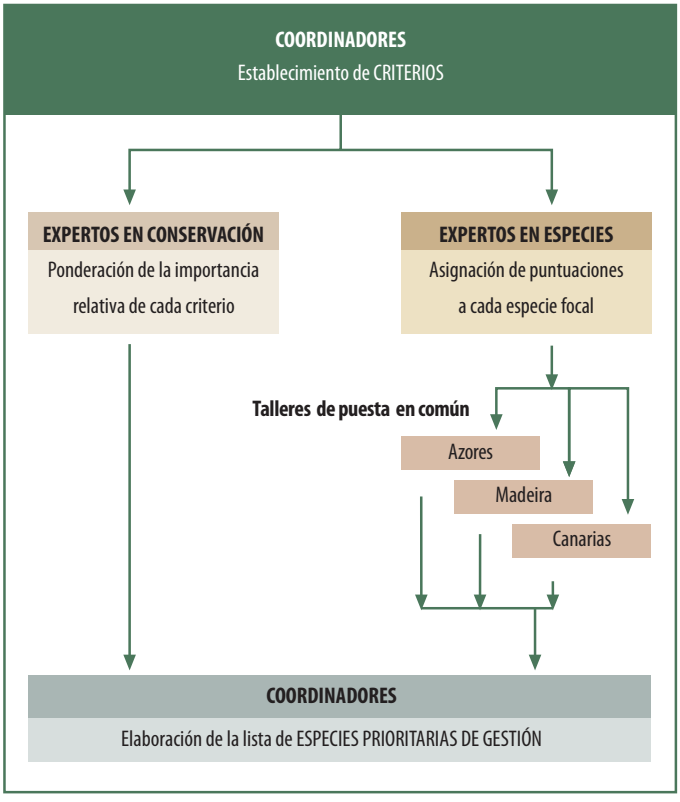

Figura 2. *Diagrama ilustrativo del proceso metodológico seguido para la elaboración de la lista Top 100.*

La clasificación de los hábitats de los tres archipiélagos se elaboró *ad hoc* para este libro. Para la confección de los formularios sobre las amenazas, los riesgos naturales, los factores limitantes, las acciones propuestas para la conservación y los estudios e investigaciones necesarios, se siguió en parte los documentos de referencia propuestos por

UICN ("*authority files*", ver http://www.iucn.org/themes/ssc/sis/authority.htm) aunque se modificaron para adaptarlos a las particularidades de los archipiélagos macaronésicos y a los objetivos de este trabajo.

CRITERIOS DE PRIORIZACIÓN

Criterios para priorizar la protección

Para determinar la prioridad de protección se recurrió a cuatro criterios, algunos de los cuales contienen a su vez varios subcriterios: valor ecológico, singularidad, responsabilidad de tutela y valor social.

Valor ecológico (Tabla II). Pretende medir cuál es la contribución del taxón en las interacciones ecológicas del ecosistema en el cual está integrado, de modo que se da mayor importancia a las especies que se sitúan en lo alto de las pirámides tróficas o en general a aquellas que ejercen un papel ecológico clave en el mantenimiento de los ecosistemas. La puntuación asignada varía en función del grado de exclusividad en el rol que juegan, de tal forma que es máxima cuando la especie juega un papel ecológico importante de forma exclusiva y es mínima cuando dicho papel ecológico es compartido con otras cinco o más especies de su mismo grupo taxonómico.

Tabla II. *Concepto y composición del criterio de referencia "valor ecológico".*

Valor	Subcriterio 1.1. VALOR ECOLÓGICO
4	Taxón clave o estructurante, (superdepredador, agente dispersor o polinizador importante, hospedador importante de especies endémicas).
3	Taxón de papel significativo en el ecosistema, pudiendo compartir dicho rol con una o dos especies más de su mismo grupo taxonómico.
2	El papel ecológico en el ecosistema es compartido por otras 3, 4 ó 5 especies de su mismo grupo taxonómico.
1	El papel ecológico en el ecosistema es compartido por más de 5 especies de su mismo grupo taxonómico.

Singularidad (Tabla III) Este criterio tiene en cuenta la rareza distribucional (subcriterio 2.1) y poblacional (subcriterio 2.2) de las especies, así como su singularidad genética (subcriterio 2.3). La distribución de cada especie se determinó a una escala de resolución de celdas de 2x2 km, a fin de mantener una homogeneidad en los análisis y una correspondencia con lo recomendado por IUCN para evaluar especies amenazadas (Standards and Petitions Working Group, 2006).

Cuanto más restringida es el área de distribución de una especie mayor es su grado de endemicidad y, por consiguiente, mayor es su importancia evolutiva y la necesidad de establecer programas de gestión. Lo mismo es aplicable a las abundancias: cuanto menor sea el número de ejemplares adultos, mayor será su rareza y la necesidad de establecer programas de gestión (ver modelo RIPAD; Fig. 1). Finalmente, cuanto menos especies congenéricas tiene un taxón, mayor será su singularidad genética y, por consiguiente, su importancia evolutiva y de conservación. Por el contrario, los taxones con muchos congéneres albergan cierta redundancia genética, complementaria a la singularidad que define a cada especie, lo cual permite que parte de la información genética que se pierde con el taxón que se extingue perviva en sus congéneres. Ahora bien, cuando no hay taxones congenéricos o estos son muy pocos, la cantidad de información que se pierde con la extinción de una especie es irremisiblemente mayor, por lo que cuantos menos parientes próximos tenga el taxón amenazado, mayor será su importancia evolutiva y de conservación.

Tabla III. *Concepto y composición del criterio de referencia "singularidad".*

Valor	Subcriterio 2.1. RAREZA DISTRIBUCIONAL	Subcriterio 2.2. RAREZA POBLACIONAL	Subcriterio 2.3. SINGULARIDAD GENÉTICA
4	Especie endémica de una isla de la Macaronesia y extremadamente rara (área de ocupación < 5% de la superficie de la isla).	Taxón con menos de 50 ejemplares reproductores.	Taxón de una familia monotípica.
3	Especie endémica de una isla de la Macaronesia o subespecie endémica de una isla de la Macaronesia y extremadamente rara (área de ocupación < 5% de la isla).	Taxón con menos de 250 ejemplares reproductores.	Taxón de un género monotípico.
2	Especie endémica de dos o más islas de la Macaronesia o subespecie endémica de una o más islas de la Macaronesia.	Taxón con menos de 1.000 ejemplares reproductores.	Taxón que pertenece a un género con cuatro o menos especies.
1	Taxón nativo en la Macaronesia.	Taxón con más de 1.000 ejemplares reproductores.	Taxón que pertenece a un género de más de cuatro especies.

Dado que las especies de mayor importancia evolutiva poseen frecuentemente una distribución muy reducida y un número de ejemplares reproductores escaso, constituyendo especies "doblemente raras" (Fig. 1), es posible que se correspondan con especies amenazadas cuya desaparición podría producirse en un futuro más o menos cercano si no se adoptan adecuadas medidas de conservación. Previsiblemente, muchas de estas especies también puntuarán alto en la evaluación del criterio siguiente, de responsabilidad de tutela.

Madeira. Foto: *Dranzi (isotckphoto).*

Responsabilidad de tutela (Tabla IV). Este criterio permite evaluar las especies cuya preservación debe ser preferente por constituir parte del patrimonio natural característico de la región macaronésica y/o se encuentran en riesgo de desaparición. La evaluación parte de la base de que las instituciones deben intervenir, por responsabilidad de salvaguarda del patrimonio natural, prioritariamente en los taxones exclusivos de la Macaronesia que se encuentren en declive. Por tanto, el grado de ocurrencia en la Macaronesia de la especie (subcriterio 3.1.) y la magnitud de un eventual declive que pudiera estar produciéndose (subcriterio 3.2.), permitirá establecer prioridades dentro de este criterio.

Tabla IV. *Concepto y composición del criterio de referencia "responsabilidad de tutela".*

Valor	Criterio 3.1. OCURRENCIA	Criterio 3.2. DECLIVE
4	Taxón endémico de la Macaronesia.	Taxón cuyo declive (poblacional o en su área de ocupación) ha sido, al menos, del 70% en 10 años o 3 generaciones, o que contando con un área de ocupación inferior a 1 km^2, ha mostrado un declive en los últimos 10 años o 3 generaciones.
3	Más del 50% de la población o de su área de ocupación está en la Macaronesia.	Taxón cuyo declive (poblacional o en su área de ocupación) ha sido, al menos, del 50% en 10 años o 3 generaciones, o que contando con un área de ocupación inferior a 2 km^2, ha mostrado un declive en los últimos 10 años o 3 generaciones.
2	Entre el 25% y el 50% de la población o de su área de ocupación está en la Macaronesia.	Taxón cuyo declive (poblacional o en su área de ocupación) ha sido, al menos, del 25% en 10 años o 3 generaciones, o que contando con un área de ocupación inferior a 3 km^2, ha mostrado un declive en los últimos 10 años o 3 generaciones.
1	Menos del 25% de la población o de su área de ocupación está en la Macaronesia.	Taxón nativo en la Macaronesia para el que no hay datos que permitan deducir que ha experimentado una regresión que alcance los umbrales anteriores.

Valor social (Tabla V). Es un criterio para evaluar la importancia que confiere la sociedad a la especie, tanto si obtiene algún beneficio directo de ella (valor de uso) como si no obtiene un beneficio tangible (valor de no uso). Esta sociedad será la que luego arbitre las medidas de protección y gestión que sean precisas, bien participando de forma directa y activa en la conservación de las especies, o bien de forma indirecta y pasiva a través de la promoción de normas o mandatos a las instituciones publicas cuyo funcionamiento es sufragado por la misma sociedad.

Tabla V. *Concepto y composición del criterio de referencia "valor social".*

Valor	Subcriterio 4.1. VALOR SOCIAL
4	Taxón de alto valor social para la comunidad en la Macaronesia o en una parte significativa de ella (archipiélago).
3	Taxón de alto valor social para la comunidad, al menos en una de las islas de la Macaronesia.
2	Taxón de valor social, como mínimo para un grupo de interés relevante en la región o una parte significativa de ella (archipiélago).
1	Taxón generalmente desconocido para un amplio grupo de la comunidad.

Se ha considerado que la importancia social de una especie debe segregarse de la importancia atribuida al hábitat en el que ésta se desarrolla, pues muchas veces es más amplio y está influido por otros aspectos que sesgarían la priorización, tales como la presencia de otros taxones o de procesos ecológicos no relacionados con la especie objeto.

Criterios para priorizar en función de las posibilidades de gestión

Para determinar cuáles son las especies con mayor garantía de éxito en la gestión se recurrió a tres criterios, dos de los cuales comprendían a su vez varios subcriterios: amenaza, sinergias extrínsecas y biología.

Amenaza (Tabla VI). Este criterio se basa en el principio de que para poder controlar una amenaza hay que saber primero como actúa. Es preciso entonces evaluar el conocimiento que se tiene de la amenaza (subcriterio 1.1.) y si éste permite determinar en qué medida la amenaza es controlable con una adecuada gestión de conservación (subcriterio 1.2.). Una amenaza puede ser imposible de controlar cuando no se conoce o cuando se debe a factores difíciles de manejar. El primer caso es más común de lo que aparentemente podría pensarse; es lo que ocurre con especies que están en declive sin que se sepa exactamente la causa o con especies que no colonizan áreas

contiguas a sus areales de distribución sin que haya un factor limitante aparente que se lo impida. El segundo de los casos se produce cuando la amenaza deriva de la presión que ejerce otro taxón, generalmente muy abundante y con tasas reproductivas altas, de forma que que es difícil de controlar (por ejemplo, pequeños herbívoros o plagas de insectos), o también cuando la amenaza proviene de un proceso global –por ejemplo, el cambio climático– cuya mitigación es muy compleja.

Tabla VI. *Concepto y composición del criterio de referencia "amenaza".*

Valor	Criterio 1.1. CONOCIMIENTO	Criterio 1.2. CAPACIDAD DE CONTROL
4	Se conoce el factor de amenaza y cuál es su importancia relativa.	Alta capacidad para controlar o eliminar el factor de amenaza.
3	Se conoce el factor de amenaza pero se sabe poco sobre su importancia relativa.	Capacidad media para controlar o eliminar el factor de amenaza.
2	Se sabe que la especie está en declive, pero se desconoce cuál es el factor de amenaza que le afecta.	Baja capacidad de controlar o eliminar el factor de amenaza.
1	No se sabe que la especie esté en declive más allá de posibles fluctuaciones periódicas.	No hay capacidad de control del factor de amenaza.

Sinergias extrínsecas (Tabla VII). La adopción de medidas efectivas de gestión no depende únicamente de las características de la especie o del tipo de amenaza que sobre ella incide, sino también de circunstancias ajenas que podrían constituir un apoyo considerable. Es lo que ocurre cuando hay cierta disposición de la comunidad a implicarse en la gestión (subcriterio 2.2.), cuando el hábitat de la especie está protegido (subcriterio 2.3.) o cuando las acciones necesarias son pocas y económicas (subcriterio 2.1.). Los programas de recuperación de especies más costosos son aquellos que requieren frenar la amenaza y, además, adoptar medidas para estimular el crecimiento de la población de la especie. A veces pueden hacer necesario abordar programas educativos que permitan neutralizar actitudes negativas por parte de los habitantes de una zona. Pero en algunos casos basta con frenar la amenaza, a veces con la mera inversión de los gastos corrientes de una institución pública o de una organización no gubernamental concienciada para intervenir en favor de la especie.

Tabla VII. *Concepto y composición del criterio de referencia "sinergias extrínsecas".*

Valor	Subcriterio 2.1. FINANCIACIÓN Y COSTES	Subcriterio 2.2. APOYO DE LA POBLACIÓN	Subcriterio 2.3. PROTECCION TERRITORIAL
4	Detener la amenaza sería tan efectivo que no se requerirían gastos de gestión, ni siquiera gastos corrientes.	Hay suficiente apoyo en la comunidad como para que ella misma implemente acciones para la recuperación de la especie, bajo la supervisión regular de la Administración.	La totalidad de la población está dentro de áreas protegidas.
3	Detener la amenaza facilitaría la gestión, hasta el punto de que ésta podría acometerse con los propios gastos corrientes.	Hay suficiente apoyo en la comunidad para que ésta colabore con la administración en las actividades de recuperación.	El 50% o más de la población está dentro de áreas protegidas.
2	Detener la amenaza requiere un compromiso financiero especial a largo plazo.	Se prevé una actitud polarizada o neutral en la comunidad acerca de las medidas de gestión requeridas, o la catalogación como amenazada; se requiere un plan de recuperación.	Menos del 50% de la población está dentro de áreas protegidas.
1	No se sabe cuál es la amenaza que hay que controlar o, sabiéndolo, ésta no es posible controlar.	Es muy probable que la comunidad se resista a adoptar las medidas requeridas para la recuperación; se requieren medidas de gestión importantes, incluyendo normativa.	Toda la población está fuera de áreas protegidas.

Madeira. Foto: *Joop Snijder (isotckphoto).*

Biología (Tabla VIII). Según este criterio, las especies de ciclo biológico corto son más fáciles de recuperar que las especies más longevas, debido a que las acciones de gestión que pudieran requerir se limitan a un menor periodo temporal. El indicador de referencia para medir este parámetro es el tiempo que tarda la especie en duplicar su población, que a su vez es un reflejo de alguno de los parámetros poblacionales característicos de una especie, como las tasas de supervivencia, de natalidad, de mortalidad y de reproducción. De hecho, las tasas vitales de una especie pueden desde luego determinar su posición relativa en la comunidad en términos de abundancia y distribución. El "modelo poblacional" (Holt *et al.*, 1997), asume que todas las especies son semejantes en su respuesta a los factores densidad-dependientes que determinan sus tasas de natalidad y mortalidad, por lo que las que alcanzan menores densidades y están en menos localidades son aquellas que poseen una tasa de mortalidad independiente de la densidad más alta y están en mayor riesgo de desaparecer por factores estocásticos.

Tabla VIII. *Concepto y composición del criterio de referencia "biología".*

Valor	Subcriterio 3.1. POTENCIAL BIOLÓGICO
4	La especie tiene capacidad para duplicar su población en menos de 1 año.
3	La especie tiene capacidad para duplicar su población en menos de 5 años.
2	La especie tiene capacidad para duplicar su población o generar capacidades desconocidas en menos de 10 años.
1	La especie tardaría más de 10 años en duplicar su población.

BIBLIOGRAFÍA

Biber, E. 2002. Patterns of endemic extinctions among island bird species. *Ecography*, 25: 661-676.

Bouchet, P., G. Falkner & M. B. Seddon. 1999. Lists of protected land and freshwater molluscs in the Bern Convention and european habitats directive: are they relevant to conservation?. *Biological Conservation*, 90: 21-31.

Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124: 255-279.

Butchar, S. H. M., A. J. Stattersfield & N. J. Collar. 2006. How many bird extinctions have we prevented?. *Oryx*. 40: 266-278.

Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. V. Mack & S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234-242.

Duncan, R. P. & T. M. Blackburn. 2007. Causes of extinction in island birds. *Animal Conservation*, 10: 149-150.

Ehrlich, P. R. 1987. Conservation lessons from long-term studies of Checkerspot butterflies. *Conservation Biology*, 1: 129-138.

Frankham, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126: 131-140.

Gaston K. J. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall, London.

Gaston, K. J. & T. M. Blackburn. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science, Oxford.

Gaston, K. J. & R. A. Fuller. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 14-19.

Gaston, K. J., P. A. V. Borges, F. He & C. Gaspar. 2006. Abundance, spatial variance and occupancy: arthropod species distribution in the Azores. *Journal of Animal Ecology*, 75: 646-656.

Gilpin, M. E. & M. E. Soule. 1986. Minimum viable populations: Processes of species extinction. En M. E. Soule (ed.) *Conservation Biology: The science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Sunderland, MA. pp. 19-34.

Gonzalez, A., J. H. Lawton, F. S. Gilbert, T. M. Blackburn & I. Evans-Freke. 1998. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science*, 281: 2945-2047.

Gurd, D. B. 2006. Variation in species losses from islands: artifacts, extirpation rates, or pre-fragmentation diversity?. *Ecological Applications*, 16: 176-185.

Hanski, J. H. 2005. *The shrinking world: ecological consequences of habitat loss*. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

Holt, R. D., J. H. Lawton, K. J. Gaston & T. M. Blackburn. 1997. On the relationship between range size and local abundance: back to basics. *Oikos*, 78: 183-190.

Jeffrey, D. W. 2001. The roles of environmental non-governmental organisations in the next century. *Biol. Environ. Proc. R. Irish Acad.*, 101B (1-2): 151-156.

Klemm, C. de & C. Shine. 1993. *Biological diversity conservation and the law: legal mechanisms for conserving species and ecosystems*. IUCN, Gland Switzerland, Environmental Policy and Law Paper nº 29.

Lawton, J. H. & R. M. May. 1995. *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford.

Lawton, J. H. 2000. *Community ecology in a changing world*. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

Leakey, R. & R. Lewin. 1995. *The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind*, Anchor.

Mace, G. M. & J. E. M. Baillie. 2007. The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology*, 21: 1406-1413.

Manne, L. L. & S. L. Pimm. 2001. Beyond eight forms of rarity: which species are threatened and which will be next?. *Animal Conservation,* 4: 221-230.

Manne, L. L., T. M. Brooks & S. L. Pimm. 1999. The relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature*, 399: 258–261.

Marsh, H., A. Denis, H. Hines, A. Kutt, K. McDonald, E. Weber, S. Williams & J. Winter. 2007. Optimizing allocation of management resources for wildlife. *Conservation Biology*, 21: 387-399.

Martín J. L., S. Fajardo, M. A. Cabrera, M. Arechavaleta, A. Aguiar, S. Martín & M. Naranjo. 2005. *Evaluación 2004 de especies amenazadas de Canarias. Especies en peligro de extinción, sensibles a la alteración de su hábitat y vulnerables*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias. 95 pp + CD.

Martín, J. L. 2004. Propuesta metodológica para la catalogación de especies amenazadas en Canarias. En J. M. Fernández-Palacios & C. Morici (eds.) "*Ecologia insular*". Asociación española de ecología terrestre (AEET)-Cabildo Insular de La Palma: pp. 385-412.

Miller, R. M., J. P. Rodríguez, T. Aniskowicz-Fowler, C. Bambaradeniya, R. Boles, M. A., Eaton, U. Gärdenfors, V. Keller, S. Molur, S. Walker & C. Pollock. 2007. National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: Current status and future perspectives. *Conservation Biology*, 21: 684-696.

Millsap, B. A., J. A. Gore, D. E. Runde & S. I. Cerulean. 1990. Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. *Wildlife Monograph*, 111: 1-57.

Pimm, S. L., J. L. Gittleman, G. J. Russell & T. M. Brooks. 1996. Extinction rates. *Science*, 273: 293-297.

Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman & T. M. Brooks. 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269: 347-350.

Quammen, D. 1997. *The song of dodo: island biogeography in an age of extinction*. Simon & schuster, New York. Roughgarden.

Reid, W. V. & K. R. Miller. 1989. *Keeping options alive: The scientific basis for conserving biodiversity*. World Resources Institute.

Sadler, J. P. 1999. Biodiversity on oceanic islands: a palaeoecological assessment. *Journal of Biogeography*, 26: 75-87.

Sax, D. F., S. D. Gaines & J. H. Brown. 2002. Species invasions exceed extinctions on Islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *The American Naturalist*,160: 766-783.

Scarpace, E. K. & J. A. Schimpff. 2001. *Endangered and Threatened Species Listing Criteria: A review of Agency and Organizational Experiences*. Bureau of Integrated Science Services, Wisconsin Department of Natural Resources. Special publication PUB-SS-957. 109 pp.

Scott, P., J. A. Burton & R. Fitter. 1987. Red Data Books: the historical background. En R. Fitter & M. Fitter (eds.) "*The Road to Extinction*", IUCN, Gland, Switzerland & Cambridge, UK.

Standards and Petitions Working Group. 2006. Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria Version 6.2. Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee in December 2006. http://app.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pd/.

Steadman, D. W. & P. S. Martin. 2003. The late Quaternary extinction and future resurrection of birds on Pacific islands. *Earth-Science Reviews*, 61: 133–147.

Tello-Marquina, J. C. 1975. Los lagartos (*Lacerta* sp.), una plaga de algunos cultivos de las islas Canarias. *Bol. INIA,* 1975: 1-3.

Troubis, A. Y. & P. G. Dimitrakopoulos. 1998. Geographic coincidence of diversity threatspots for three taxa and conservation planning in Greece. *Biological Conservation*, 84: 1 - 6

UNEP – United Nations Environment Programme. 2002. *Report on the Sixth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity*. (UNEP/CBD/COP/6/20/Part2) Strategic Plan Decision VI/26.