

# V FORO SOBRE DESARROLLO Y MEDIO AMBIENTE

León, 6, 7, y 8 de noviembre de 2002



## BIODIVERSIDAD

Promueve y organiza:



FUNDACION  
**MONTELEÓN**  
Obra Social de Caja España

## BIODIVERSIDAD: EL RETO DE ELABORAR UNA ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN BASADA EN LAS ESPECIES

**JORGE MIGUEL LOBO**

Investigador del Departamento de Biodiversidad  
y Biología Evolutiva  
Museo Nacional de Ciencias Naturales

### PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD

Biodiversidad es un término acuñado a finales de la década de los 80 y que puede tomarse como un sinónimo de diversidad biológica (WILSON 1988 y 2002). Debido a la posibilidad de que las alteraciones humanas sobre nuestro planeta estuvieran afectando profunda y negativamente la variedad de organismos existentes, el interés social y científico por la Biodiversidad ha crecido enormemente desde entonces. La Biodiversidad que habita una región o un país constituye un patrimonio insustituible porque cada especie, e incluso cada población, cobija en su genoma la información de millones de años de adaptaciones evolutivas. Los beneficios actuales, que la actuación de estas especies nos proporcionan son insospechados (ver <http://www1.oecd.org/publications/e-book/9701151e.pdf>), así como lo son las insospechadas potencialidades futuras de esta colosal fuente de información (ver <http://www.biodiv.org/programmes/socio-eco/benefit/>). Ahora sabemos que poblaciones y

especies enteras están desapareciendo debido a la perturbación ejercida sobre el medio por las actividades humanas y ese es quizás el mayor reto ambiental al que ha de enfrentarse la humanidad durante los próximos decenios.

El mayor número de extinciones conocidas debidas a la actuación del hombre se produjo tras el final de la última glaciación (hace unos 10.000 años). Por ejemplo, se estima que 200 géneros de herbívoros desaparecieron por la acción del hombre de aquella época (REAKA-KUDLA 1997). La situación actual puede no parecer tan dramática y es cierto que las estimas de las tasas de extinción actuales son muy variables e inciertas (LOMBORG 2001). En el 2002 la UICN (<http://www.redlist.org/>) reconocía que 719 especies animales pueden considerarse extinguidas, principalmente a causa de las actividades humanas recientes (Tabla 1). Desgraciadamente y debido a nuestra ignorancia, no es fácil demostrar que todas las poblaciones de una especie han desaparecido. Para que no haya dudas, son necesarios datos que abarquen un periodo de tiempo suficientemente prolongado y que procedan de un área de distribución extensa. Además, es fundamental que esa información sea taxonómicamente fiable. Que haya pocas dudas sobre la correcta determinación del ejemplar y sobre la localidad de captura pero, sobre todo, que podamos confiar en los vacíos de información. Los biólogos hemos elaborado mapas en los que señalamos la presencia de una especie con un puntito, pero carecemos de mapas en los que se señalen las ausencias. Mapas con los que podamos afirmar que, tras un esfuerzo de colecta suficientemente intenso, muy probablemente no existan individuos de la especie en cuestión en esa localidad. Incluso entre los vertebrados, es difícil obtener mapas de distribución fiables en los que se nos muestre la distribución de una especie en un territorio, por ejemplo, en dos periodos históricos diferentes. La carencia de información en el caso de los invertebrados es, por supuesto, muchísimo mayor, por no decir lamentable. Por ejemplo, a pesar de que los invertebrados constituyen el componente mayoritario de la diversidad biológica (alrededor del 70%, GROOMBRIDGE y JENKINS 2002) sólo hay 594 especies de invertebrados consideradas en peligro en Estados Unidos, 10 especies en el Reino Unido, 34 en Brasil o 281 en Australia (MACKAY 2002), no conociéndose más que 385 especies de invertebrados extinguidas (<http://www.redlist.org/>). En España la Directiva Hábitat recoge 38 especies de invertebrados (GALANTE y VERDÚ 2000, RAMOS *et al.* 2001), aunque las propuestas recientes sumadas a los listados de especies protegidas establecidos por las distintas Comunidades Autónomas elevarían esta cifra hasta más de 200 especies (datos no

publicados). Es evidente, una vez más, que nuestro desconocimiento sobre los invertebrados lastra cualquier estrategia de conservación.

## VERTEBRADOS

	Número de especies	Especies en peligro en 1996	Especies en peligro en 2000	Especies en peligro en 2002	%
Mamíferos	4.763	1.096	1.130	1.137	24,00
Aves	9.946	1.107	1.183	1.192	12,00
Reptiles	7.970	253	296	293	4,00
Anfibios	4.950	124	146	157	3,00
Peces	25.000	734	752	742	3,00
<b>Subtotal</b>	<b>52.629</b>	<b>3.314</b>	<b>3.507</b>	<b>3.521</b>	<b>7,00</b>

## INVERTEBRADOS

	Número de especies	Especies en peligro en 1996	Especies en peligro en 2000	Especies en peligro en 2002	%
Insectos	950.000	537	555	557	0,06
Moluscos	70.000	920	938	939	1,00
Crustáceos	40.000	407	408	409	1,00
Otros	130.200	27	27	27	0,02
<b>Subtotal</b>	<b>1.190.200</b>	<b>1.891</b>	<b>1.928</b>	<b>1.932</b>	<b>0,20</b>

## PLANTAS

	Número de especies	Especies en peligro en 1996	Especies en peligro en 2000	Especies en peligro en 2002	%
Musgos	15.000	—	80	80	0,50
Gymnospermas	876	—	141	142	16,00
Dicotiledonias	194.000	—	5.099	5.202	3,00
Monocotiledonias	56.000	—	291	290	0,50
<b>Subtotal</b>	<b>265.876</b>	<b>—</b>	<b>5.611</b>	<b>5.714</b>	<b>2,00</b>

TABLA 1.—Número de especies en peligro de extinción según la UICN y porcentaje sobre el total que representan. Datos tomados de <http://www.redlist.org/>.

A pesar de lo poco que sabemos sobre las tasas de extinción realmente existentes en la actualidad, parece empíricamente demostrado que las modificaciones ambientales y la utilización abusiva e irreflexiva de los recursos naturales por nuestra parte está propiciando la desaparición e incomunicación de las poblaciones de muchas especies y, por tanto, la desintegración del área de distribución de muchos organismos. Por ejemplo, aunque la tasa actual de destrucción de los bosques tropicales es de un millón de km<sup>2</sup> cada ocho años, la desaparición de todas las poblaciones de una especie requiere una drástica disminución de la superficie de estos bosques (figura 1). Por ello, se estima que sólo un 5% de todos los bosques tropicales podría permitir todavía la supervivencia de la mitad de las especies que los habitan (PIMM y RAVEN 2000). Pero esta no es una situación ideal ya que las poblaciones de la mayoría de estas especies estarían en una situación crítica y cualquier modificación ambiental añadida, como un cambio climático, podría acelerar su extinción (McLAUGHLIN *et al.* 2002) o producir efectos inesperados (BROWN *et al.* 2001).

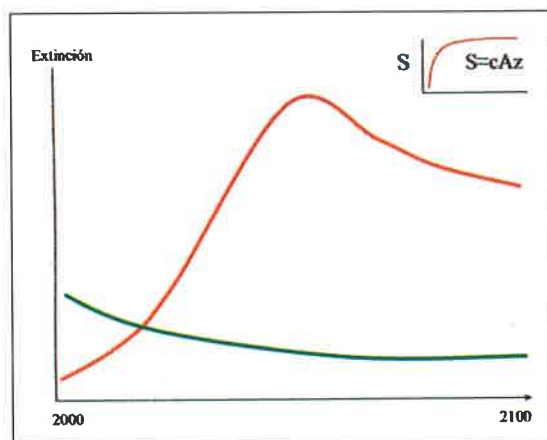


FIGURA 1.—Esquema que ejemplifica la evolución prevista del número de especies que se extinguirán en los bosques tropicales (en rojo). Debido a la relación existente entre el número de especies (S) y el área (A) a partir del año 2060 aproximadamente se prevé que la tasa de extinción vaya desacelerándose. Si los 17 centros con mayor diversidad tropical se protegen, la tasa extinción evolucionaría como indica la línea verde. Datos tomados de Pimm y Raven (2000).

En efecto, es necesario considerar que cuando observamos la distribución actual de cualquier ser vivo, estamos ante un mapa dinámico. Una proyección espacial que es el resultado del ajuste entre las fuerzas naturales que tienden a diseminar sus individuos y las resistencias que limitan su propagación. Si la inmigración y la natalidad no son capaces de compensar la mortalidad y la emigración se inicia un proceso de fragmentación, aislamiento y deca-

dencia de las poblaciones que puede finalizar en la extinción (figura 2). Debemos pues considerar que la extinción es el final de un proceso que se inicia con el declive del vigor de ciertas poblaciones y que, solo si somos capaces de detectar este deterioro con antelación, podremos ahorrarnos lamentos y costosos esfuerzos de conservación ulteriores.



FIGURA 2.—Cambio en la distribución ibérica de las poblaciones de una especie de coleóptero (*Gymnopleurus sturmi*) a partir de 1950. El área de color verde más extensa representa la distribución de esta especie a partir de los datos conocidos antes de 1950 y el área verde más reducida representa la distribución de la especie en 1990.

## MEDIR LO DESCONOCIDO

Cuando se habla de Crisis de la Biodiversidad se quiere poner de relieve la pérdida de poblaciones y especies enteras debido a la utilización abusiva del medio. Es decir, la disminución de patrimonio genético insustituible. Pero, ¿puede cuantificarse ese patrimonio? Desde la ciencia de la Ecología, se han propuesto mucho índices para medir la diversidad de una localidad o región. Se ha tratado, en muchas ocasiones, de encontrar un patrón de medida de validez universal capaz de ofrecer estimas comparables de una variable tan compleja como la diversidad biológica. La mayoría de estos índices han sido propuestos por ecólogos con el propósito de estimar la cantidad de especies existentes en una localidad a partir de información parcial, comparar biológicamente diferentes localidades o evaluar el reparto de recursos entre las distintas especies de lo que suele denominarse una *comunidad*. Generalmente, estas herramientas metodológicas eran y son utilizadas para el estudio de conjuntos de organismos similares (*taxocenosis*) colectados en una serie de



localidades que difieren en alguna característica ambiental. Son índices cuyos valores sirven para comparar agrupaciones biológicas de distintas localidades o fases temporales. Además, en el caso de los índices de *diversidad* y los modelos para explicar la distribución del número de especies en clases de abundancias (MAGURRAN 1988) la utilización de estas medidas se hace dentro de un contexto funcional. Es decir, se supone que la diversidad o el reparto de los individuos entre las especies es consecuencia, bien de las interacciones ecológicas entre ellos, bien de las relaciones entre estos y su medio ambiente. De este modo, los *procesos* producen *patrones* y de la observación estos últimos podrían derivarse los primeros.

Existen muchos índices en la literatura para comparar la diversidad existente en diversas localidades y existen varias revisiones que tratan de orientar en la elección del índice más apropiado. Sin embargo, la diversidad biológica actual es el resultado de un complejo e irrepetible proceso evolutivo que trasciende el marco de estudio general de la Ecología. Esa es la diferencia fundamental entre *diversidad* y *biodiversidad*, entre patrones que son consecuencia de la actuación prioritaria de factores ecológicos y patrones generados por procesos altamente impredecibles. Entre patrones y procesos que actúan y se detectan a una escala espacial local o regional y aquellos otros que se manifiestan, eminentemente, a una escala geográfica. El estudio de la *diversidad* ha proporcionado una serie de herramientas de medida cuya utilidad en el análisis de la *biodiversidad* es incuestionable, pero la medición de la *biodiversidad* es una tarea que posee una problemática propia y necesita herramientas nuevas capaces de medir la variación de atributos biológicos a una escala espacial en la cual las interacciones ecológicas relacionadas con la diversidad tienen poca relevancia (GASTON 1996). La ciencia de la Biogeografía tiene mucho que aportar en este campo pero, probablemente, el estudio de la biodiversidad requiere una aproximación flexible capaz de enlazar y combinar los puntos de vista y los conocimientos de disciplinas a menudo separadas como la Sistemática, la Biogeografía y la Ecología. Se trata, probablemente, de uno de los mayores retos científicos por conseguir.

Tanto para decidir donde debemos enfocar prioritariamente nuestros esfuerzos de protección, como para vigilar el *estado de salud* de la diversidad biológica, es necesario que poseamos herramientas fiables capaces de medir su variación en el espacio y en el tiempo. Sin embargo, la diversidad biológica es difícil de medir por dos motivos principales: porque es un concepto ambiguo y porque, aunque nos pusiéramos de acuerdo sobre una definición,

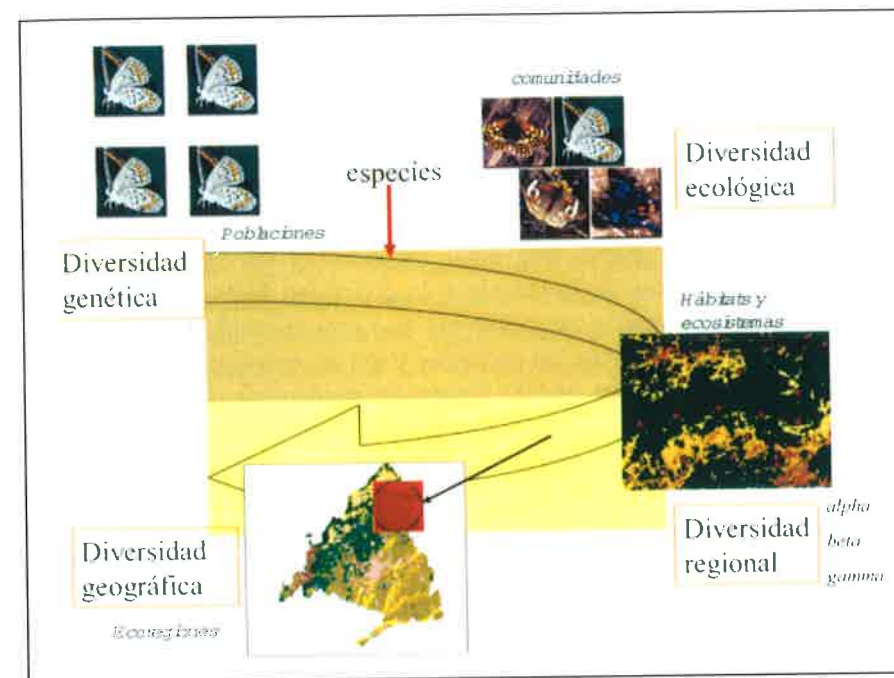


FIGURA 3.—Siguiendo una escala jerárquica, puede decirse que cualquier especie posee una diversidad poblacional como consecuencia de la variación genética entre los individuos que la componen. Debido a sus relaciones *económicas*, distintas especies pueden constituir conjuntos o comunidades, siendo posible medir la diversidad de estos conjuntos a una escala espacio temporal corta (escala ecológica). Ampliando la escala de análisis, puede observarse que en cada unidad espacial objeto de estudio (localidad) existe una diversidad puntual o *alpha* diversidad y que, a lo largo del gradiente espacial de una región, varía la composición de las especies de cada localidad. Esa variación en la composición entre localidades se denomina *beta* diversidad. El producto de la *alpha* y la *beta* diversidad constituye la denominada *gamma* diversidad o diversidad total de la región, que no es otra cosa que el resultado de considerar la diversidad puntual de cada localidad y la tasa de cambio en la composición entre localidades. Dos grupos con similar diversidad en cada localidad pueden diferir grandemente en la diversidad regional que posean, según sea la diferencia en la composición entre localidades que tengan. Por último, cuando se examina la variación de la Biodiversidad a grandes escalas, estaríamos ante la diversidad geográfica. Analizar los gradientes geográficos de diversidad puede aportarnos ideas acerca de cuales son las variables que condicionan el reparto global de la biodiversidad. En este caso, variaciones climáticas o topográficas o los eventos únicos e irrepetibles (factores histórico-geográficos) como una barrera geográfica o la imposibilidad de cruzar un determinado límite de temperatura, pueden ser los factores que más condicionan la distribución de la diversidad biológica.

no existirían datos suficientes para hacerlo. Esta imprecisión del término biodiversidad hace que, en realidad, este sea un concepto carente de utilidad práctica en muchas ocasiones. En otras palabras, la amplitud de significados de la diversidad biológica nos impide estimar su magnitud en cualquier localidad y conocer su distribución a lo largo de un territorio, dificultando de este modo la elaboración de estrategias eficaces que nos permitan su conservación. La ambigüedad del término Biodiversidad se debe a que la variedad de la vida se manifiesta a muy diversas escalas, que van desde los paisajes o ecosistemas hasta la variabilidad genética individual, pasando por las especies y las denominadas comunidades. Evidentemente, la diversidad biológica actual es el resultado de un complejo e irreplicable proceso evolutivo que se manifiesta a distintos niveles de organización incluidos unos en otros (figura 3). Localidades o regiones diferentes pueden poseer un número de especies distinto, cada especie tener poblaciones genéticamente diferentes y las distintas especies relacionarse entre ellas de muchas maneras formando asociaciones. Por ello, la variedad de la vida no puede medirse considerando un único atributo y la empresa parece descomunal e inalcanzable.

## ECOSISTEMAS, PROCESOS Y ACTORES

Contrariamente a que se creía hace tiempo, existen evidencias cada vez mayores a favor de que diferentes especies pueden ejercer una función similar en los ecosistemas, habiendo así redundancia o muchas especies que ejercen el mismo *oficio* (NAEEM 1998). Este hecho podría significar que muchas especies podrían desaparecer sin que se alterase sustancialmente el funcionamiento de la naturaleza. De hecho, actualmente existen evidencias que soportan la idea de que el funcionamiento de los ecosistemas no depende de la diversidad biológica existente (SCHWARTZ *et al.* 2000). Como consecuencia de ello, se ha sugerido que las estrategias de protección deberían centrarse en los procesos y no en los actores. En vigilar que los flujos de energía y los ciclos de materia no se trastocuen. Este planteamiento, sin embargo, es peligroso por tres motivos. Primero, porque desconocemos cuales son las especies que ejercen papeles decisivos. Segundo, porque puede que una misma especie realice funciones de mayor o menor relevancia según los ecosistemas y porque puede que el conjunto completo de su variabilidad sea necesario para su supervivencia. Y tercero, porque la diversidad biológica parece influir

decisivamente en la capacidad de respuesta ante las alteraciones ambientales, de modo que cuanto mayor es la redundancia más posibilidades hay de que no se modifiquen los procesos en los ecosistemas si el medio cambia (TILMAN *et al.* 1997, CARDINALE *et al.* 2002). En definitiva, vigilar el funcionamiento de los ecosistemas no garantiza una adecuada protección de la diversidad biológica.

Los sistemas naturales están compuestos por unos *actores* (las poblaciones o las especies, por ejemplo) que interactúan entre sí y se relacionan con las características físicas y químicas del medio. Estudiar y reconocer esas relaciones funcionales entre los elementos bióticos y abióticos de los sistemas naturales puede permitirnos manejar sosteniblemente dichos sistemas y reconocer cuando y en qué circunstancias se producen alteraciones en los procesos ecológicos con capacidad de alterar la diversidad biológica. Tanto las directrices europeas (ver <http://www.faunaeur.org/PUBLIC/ComBioDivStrat.pdf>), como la Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica (ver [http://www.mma.es/conserv\\_nat/planes/basensio/index.htm](http://www.mma.es/conserv_nat/planes/basensio/index.htm)) o las distintas estrategias autonómicas (ver, por ejemplo, <http://www.cfnavarra.es/medioambiente/biodiversidad/ConsBD/Consindex.htm>) refieren programas de actuación que facilitan el uso y la conservación de la diversidad biológica, recomendando la elaboración de planes de actuación en diferentes sectores como el agrario, el energético, el industrial, el agua, el transporte o el turismo, entre otros. Básicamente, estos planes tienen por objeto limitar los adversos efectos antrópicos sobre los flujos de energía y los ciclos de elementos y compuestos en los sistemas naturales. Se trata, por ejemplo, de regular los procesos que como la creación de infraestructuras, la utilización de biocidas, la sobreexplotación, la contaminación atmosférica o la transformación de los usos del suelo, inciden sobre la calidad del medio ambiente y, por tanto, sobre la diversidad biológica. Con ser necesarias, estas aproximaciones a la conservación no están basadas ni consideran la información sobre las especies. Las estrategias de conservación basadas en los procesos pueden y deben ser aplicadas en cualquier territorio y sus beneficios, por tener que vencer la inercia de los modelos económicos y productivos al uso, se manifestaran a medio y largo plazo. De este modo, aunque se deben aplicar políticas medioambientales tendentes a promover una utilización razonable de los recursos naturales, es también necesario afrontar la problemática concreta de conservar los actores biológicos que participan en los procesos ecológicos.

Dentro de la escala jerárquica que representa la diversidad biológica están las comunidades y los ecosistemas. Las denominadas comunidades están compuestas por individuos de una o varias poblaciones pertenecientes a distintas especies con diferente origen y genealogía. Los individuos de estas comunidades están conectados entre sí por una serie de relaciones *económicas* que suponen un traspaso de materiales y energía. Si además de estos constituyentes biológicos se incluyen también los factores abióticos como la radiación incidente o los materiales del suelo, estaríamos ante un ecosistema. Los científicos y el público en general utilizamos además otros conceptos como ecoregión o hábitat para definir unidades supraorganísmicas que siempre son difusas y controvertidas, sobre todo cuando se llevan al extremo (ver, por ejemplo HUGGETT 1999).

Aun en el supuesto de que fuéramos capaces de discriminar con cierta fiabilidad los distintos ecosistemas, los hábitats, las ecoregiones o las comunidades, diseñar una red de reservas con el propósito de abarcar la mayor parte de la variabilidad ambiental de un territorio no garantizaría la protección de los actores de las relaciones ecológicas: las especies, por ejemplo (ARAUJO *et al.* 2001, WILLIAMS *et al.* 1996). Ello es así, porque las especies nunca forman parte de los ecosistemas (ELDREDGE 1992). Veamos. Una especie es una unidad evolutiva constituida por poblaciones conectadas entre sí a lo largo del espacio y del tiempo. Así, desde un punto de vista temporal, las especies forman parte de un sistema genealógico, puesto que sus poblaciones comparten una herencia común. Sin embargo, desde un punto de vista espacial las poblaciones de una especie se encuentran distribuidas de tal modo que, generalmente, forman parte de sistemas ecológicos muy diferentes, pudiendo ejercer distintas especies el mismo papel ecológico en comunidades o ecosistemas similares, y la misma especie diferentes papeles en ecosistemas o comunidades distintas. Estas consideraciones son suficientes para reconocer que no existe una correspondencia estricta entre las especies y los sistemas ecológicos. Las especies, la entidad que probablemente mejor puede servir para estudiar la variación en la Biodiversidad, no es el objeto de estudio de la Ecología, ya que las relaciones económicas (de intercambio de materiales y energía) se producen entre individuos o, a lo sumo, entre poblaciones.

Tanto en la Comunidad Europea como en otras regiones (ver proyecto CORINE en <http://reports.eea.eu.int/COR0-biotopes/en> y EUROPARC-España en <http://www.euoparc-es.org/>) las estrategias de protección de la

Biodiversidad se basan en el supuesto de que la diversidad ambiental está íntimamente relacionada con la diversidad biológica (FAITH y WALKER 1996). Es decir, en la creencia científicamente infundada de que identificando y conservando un conjunto de áreas que representen la variabilidad ambiental de un territorio se garantiza la protección de las especies. Esta aproximación considera que los aspectos abióticos de estas grandes unidades ambientales constituyen una parte intrínseca de la diversidad biológica. Que las especies forman parte también de los sistemas ecológicos, pero que su filiación taxonómica (¿quienes son?) no sería una cuestión fundamental a la hora de decidir el diseño de la red de reservas o evaluar su estado de conservación. Esta es una percepción discutible de los sistemas ecológicos proporcionada por la ciencia de la Ecología (LAWTON 1999) que sigue influyendo excesivamente en nuestras políticas de gestión y diseño de la conservación y que se mantiene tozudamente a pesar de las evidencias científicas en su contra.

Los ecosistemas, como los hábitats y las comunidades son entidades transitorias en las que los actores biológicos pueden cambiar con el tiempo y diferir en el espacio (HENGEVELD 1997). Por ello, es necesario diseñar políticas de protección de la Biodiversidad que se centren en la información faunística y florística directa, y no solo en los procesos ecológicos o en las variables ambientales indirectamente relacionadas con las especies y las poblaciones. Hemos sido capaces de delimitar regiones ambientalmente homogéneas mucho antes del interés por la Biodiversidad y el reto actual consiste en diseñar estrategias de conservación que nos permitan proteger la variedad de organismos. De este modo, evaluar la eficacia de las estrategias de conservación estimando el «correcto» funcionamiento de los procesos ecológicos, o decidir la ubicación de los espacios a proteger teniendo en cuenta la distribución de los sistemas ecológicos o cualquier tipo de regionalización ambiental, son aproximaciones que no garantizan una correcta conservación de los actores de esos procesos cuya protección constituye el verdadero reto de la denominada Crisis de la Biodiversidad: las especies.

## CUÁNTAS ESPECIES HAY Y DÓNDE ESTÁN

La mayoría de los biólogos hablamos de especies. Agrupamos los distintos individuos animales y vegetales que encontramos en la naturaleza



en tipos o especies que, generalmente, comparten unas adaptaciones fisiológicas y ecológicas y, lo que es más importante, unos mecanismos de reconocimiento sexual que impiden la hibridación entre ellas. Como los biólogos hemos almacenado la mayoría de nuestra información sobre la variedad de la vida utilizando uno u otro concepto de especie, parece razonable utilizar las especies como unidad básica de medida de la biodiversidad, aunque en ocasiones los límites entre ellas sean difusos. Si, por convenio o por razones biológicas (GASTON 1996), así lo hacemos, los problemas para conocer la distribución de la Biodiversidad siguen siendo extraordinarios ya que desconocemos la identidad de la gran mayoría de las especies y carecemos de una información mínimamente fiable sobre su distribución geográfica.

Los biólogos hemos descrito alrededor de 1.750.000 especies (GROOM-BRIDGE y JENKINS 2002 ver tabla 2) y se estima que eso supone, tal vez, una décima parte de las especies que tenemos en el planeta, pero se trata de una suposición ya que carecemos de estimaciones fiables sobre el total de especies existentes (entre 10 y 30 millones; PURVIS y HECTOR 2000). Lo que parece cierto es que la mayoría de las especies descritas y el alto porcentaje de las que quedan por descubrir son insectos (más de las tres cuartas partes). En la Península Ibérica, aproximadamente el 81% del total de especies animales serían insectos (alrededor de 40.000 especies; RAMOS *et al.* 2000. Ver también ORTUÑO 2002) y sólo tras ocho décadas de apoyo financiero continuado sería posible inventariar el total de especies animales existentes en nuestro país. Únicamente de escarabajos (Coleópteros) existen alrededor de 100 familias distintas y más de 10.000 especies Ibéricas (MARTÍN-PIERA y LOBO 2000). Además, el conocimiento sobre la distribución y las características de las especies que componen cada grupo (por ejemplo, las familias de insectos) es tan precario que, en ocasiones, se desconoce, no sólo el número de especies que las componen, sino incluso los atributos morfológicos o ecológicos capaces de diferenciarlas. Existen numerosas familias de invertebrados en las que no existe ninguna revisión taxonómica, otras muchas cuyo conocimiento está obsoleto o anticuado y bastantes en las que ni siquiera existe un especialista capaz de identificar los ejemplares ni hay probabilidad de que lo haya a medio plazo. Es difícil ofrecer una cifra, pero muy posiblemente se carece de descripciones, claves o algún conocimiento biológico de mayor o menor envergadura de las tres cuartas partes del total de las especies de la fauna Ibérica.

El panorama es desalentador. Después de más de 250 años de acumular datos faunísticos y taxonómicos por parte de los científicos dedicados al estudio de la diversidad de la vida y su distribución todavía no poseemos un inventario completo de las especies que habitan cualquier localidad de nuestro planeta y, cuando creemos conocer con precisión relativa las especies de un grupo taxonómico en una región determinada, desconocemos su distribución geográfica y, por tanto, somos a menudo incapaces de decidir si la pobreza en especies de una localidad es real o simplemente debida a la ausencia de colectas exhaustivas. Es evidente, además, que los recursos disponibles no son suficientes para inventariar la diversidad biológica. En el planeta hay un taxónomo por cada 6.000 especies y en nuestro país hay un taxónomo por cada 430 especies (MARTÍN-PIERA y LOBO 2000). Estos datos ponen de relieve que la ciencia de la biodiversidad necesita todavía de una potente fase descriptiva, especialmente en lo que atañe a los invertebrados y, especialmente, a los insectos.

Si reducido es nuestro conocimiento taxonómico, más limitado aun si cabe es nuestro conocimiento faunístico. Cuando se han establecido listados taxonómicos consensuados y se ha logrado compilar y georeferenciar una buena parte de la información faunística disponible, la superficie del territorio con inventarios dudosos resulta abrumadora, incluso en el caso de países con una prolongada tradición naturalista o con instituciones ejemplares en la compilación de esta información (DENNIS y HARDY 1999, SOBERÓN *et al.* 2000). En nuestro país ocurre otro tanto de lo mismo. El menosprecio hacia los trabajos que inventarían la fauna de una región, ha conducido a una situación en la cual sólo se poseen inventarios razonablemente completos de unas pocas porciones del territorio Ibérico. Sólo dos ejemplos. Los coleópteros de la familia Scarabaeidae son uno de los grupos de insectos mejor estudiados faunísticamente (desde 1975 se han realizado 65 estudios en la Península Ibérica). Sin embargo, únicamente el 30% de las parcelas de 2.500 km<sup>2</sup> en que se subdivide la Península Ibérica (una escala evidentemente grosera) pueden considerarse bien inventariadas (LOBO y MARTÍN-PIERA 2002). Las mariposas diurnas ofrecen otro ejemplo ilustrativo. Aunque se trata del grupo de insectos mejor estudiado, se estima que, para completar el conocimiento faunístico en las cuadrículas UTM de 10 × 10 km de la Península Ibérica, se requeriría el trabajo de cien voluntarios que, durante cinco años, se dedicaran a coleccionar material en 7 cuadrículas cada año (GARCÍA-BARROS y MUNGUIRA 1999).



Grupo	N.º de especies descritas	N.º de especies estimadas
Arqueobacterias	175	?
Bacterias	10.000	?
Hongos	72.000	1.500.000
Plantas	270.000	320.000
Protistas	80.000	600.000
Vertebrados	52.500	55.000
Insectos y Miriápodos	963.000	8.000.000
Arácnidos	75.000	750.000
Moluscos	70.000	200.000
Crustáceos	40.000	150.000
Nemátodos	25.000	400.000

TABLA 2.—Número de especies descritas y estimadas para cada uno de los principales grupos de seres vivos. Tomado de Groombridge y Jenkins (2002).

## FAUNÍSTICA, SISTEMÁTICA Y ALMACENAMIENTO ELECTRÓNICO

Si las estrategias de conservación de la diversidad biológica deben centrarse en las especies, necesitamos recopilar la ingente cantidad de información taxonómica y faunística que hemos almacenado durante más de 200 años ([http://reports.eea.eu.int/technical\\_report\\_2001\\_70/en](http://reports.eea.eu.int/technical_report_2001_70/en)), y utilizarla con el fin de diseñar políticas de conservación capaces de proteger poblaciones viables del mayor número de especies posible. Aprovechando las nuevas posibilidades informáticas, numerosas iniciativas internacionales y nacionales están dedicadas a este propósito (ver, por ejemplo, EDWARDS *et al.* 2000, BISBY 2000 y <http://www.conabio.gob.mx/>, <http://www.gbif.org/>, <http://www.inbio.ac.cr/>, <http://tolweb.org/tree/> o <http://www.all-species.org/>), entre las que cabe destacar la reciente creación de un nodo del GBIF dentro de la Comunidad Europea (ENBI, ver <http://www.faunaeur.org/enbi/info.html>) y el deseable próximo establecimiento del nodo nacional de esta misma institución en nuestro país.

Ante este panorama, la Sistemática tiene todavía mucho que aportar. Tradicionalmente, la finalidad principal de la Sistemática ha sido registrar, ca-

talogar y establecer las relaciones genealógicas de los organismos. ¿*Cuales* son las especies de una localidad? es una pregunta fundamental que puede contestarse gracias al concurso de la Sistemática. Por otra parte, la Faunística y la Biogeografía nos ayudan a responder *dónde* y esas dos cuestiones, cuales y donde, nos ofrecen la información básica que necesitamos para conocer la distribución de la diversidad biológica. Es evidente que el nuevo panorama medioambiental ofrece nuevas oportunidades revitalizadoras a estas ciencias, postergadas a partir de los años 60 ante el empuje de otras aproximaciones al conocimiento del medio natural. Sin embargo, esto no significa despreciar la aportación de otras disciplinas. Si necesitamos tomar decisiones importantes acerca de dónde y cómo invertir esfuerzos de conservación, será difícil prescindir de la experiencia de la Ecología en el estudio de los condicionantes que determinan la diversidad biológica. Debemos pensar, de este modo, que el avance en la descripción de la variación geográfica de la diversidad biológica, el progreso en el conocimiento de las causas que condicionan su distribución y el establecimiento de protocolos sustentados sobre criterios científicos que permitan su conservación, son tareas que requieren de la fusión de conocimientos y colaboración de la Sistemática, la Bio-geografía y la Ecología.

Existen varias iniciativas internacionales que tratan de promover una serie de herramientas capaces de acelerar el inventario de la diversidad de especies, organizando dicha información de acuerdo a un sistema de clasificación que refleje la historia de la vida (ver [http://www.ascoll.org/bioinformatics/bioinf\\_initiatives.htm](http://www.ascoll.org/bioinformatics/bioinf_initiatives.htm)). Tradicionalmente, la acumulación de la información sobre la diversidad biológica se ha realizado a través de medios impresos clásicos como atlas o monografías, pero ahora se trata de utilizar las herramientas informáticas disponibles para desarrollar bases de datos sistémicas y biogeográficas que recopilen toda información sobre los ejemplares existente en la literatura y en las colecciones de historia natural. Hay que darse cuenta de que la accesibilidad de estos datos biológicos es el requisito fundamental que lastra su aplicación en conservación. Por ello, tanto para rentabilizar el trabajo taxonómico y faunístico ya efectuado como para planificar correctamente el esfuerzo por realizar, el estudio de la biodiversidad requiere manejar el gran volumen de información desperdigada que hemos logrado compilar. Actualmente, la información de interés para la Biodiversidad está dispersa porque este tipo de datos han sido elaborados por investigadores repartidos por todo el globo y porque los resultados de sus investigacio-

nes han sido publicados en numerosas revistas científicas distintas de mayor o menor difusión, estando los especímenes depositados en un gran número de colecciones públicas y privadas. Es obvio que se necesita más información (nuevas revisiones taxonómicas y trabajos faunísticos) pero, sobre todo, es necesario utilizar el extenso cúmulo de información almacenada en la bibliografía y las colecciones de historia natural. Sólo las colecciones de historia natural poseen aproximadamente tres mil millones de registros, los cuales documentan la distribución global de especies durante los últimos de 300 años (DUCKWORTH *et al.* 1993). Esta información biológica es en realidad muy escueta. Se trata, en esencia, de la asignación de cada ejemplar a una categoría taxonómica y, si acaso, de alguna información referente a la localización geográfica de la captura, la fecha, el colector y poco más. Sin embargo, a pesar de esta simplicidad, los datos almacenados sobre las distintas especies han producido el conocimiento sistemático y biogeográfico de la diversidad biológica que poseemos en la actualidad y representan la única evidencia directa de la distribución pasada de los organismos. La ciencia de la biodiversidad necesita compilar datos fiables y la información almacenada en las colecciones y la bibliografía es ahora, más que nunca, el recurso más relevante del que dispone esta disciplina. Contestar con garantías las preguntas que plantean los dilemas de conservación requiere utilizar la mayor cantidad de información disponible y para ello se debe afrontarse primero el problema de crear bases de datos.

Aunque el almacenamiento electrónico de la información no este generalizado (ver el Final Report of the OECD Megascience Forum Working Group on Biological Informatics en <http://www.bgbm.fu-berlin.de/biocise/Refs/BIREPFIN.pdf>), la utilización de diferentes sistemas de gestión para estas bases de datos y el crecimiento en número de las mismas, plantea nuevos retos. Un examen superficial de las distintas experiencias realizadas hasta el momento permite proponer algunas sugerencias para la construcción de bases de datos sobre la biodiversidad. En primer lugar, como la información básica de interés para la biodiversidad está disponible en los ejemplares, resulta fundamental que éstos sean el centro del diseño de las bases de datos, de modo que cada registro informático contenga la información relativa a cada ejemplar aislado. No obstante, cuando la información almacenada procede de fuentes bibliográficas o de un trabajo de campo, es frecuente que muchos ejemplares de la misma especie hayan sido capturados bajo idénticas condiciones en la misma serie de colecta. En este caso debería valorarse

la posibilidad de incluir todos estos ejemplares en un único registro informático, incorporando un campo numérico que registrase el número de especímenes considerados.

Es también necesario que los datos de los ejemplares estén integrados conjuntamente con la información espacial y ambiental disponible, gestionada mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG), de modo que sea posible cartografiar la distribución geográfica de las especies, elaborar modelos predictivos sobre la distribución potencial de los organismos y estudiar los factores implicados en la distribución de cualquier atributo relacionado de la diversidad biológica (ver <http://entomologia.rediris.es/pribes/index2.htm>). Por otra parte, es conveniente que la base de datos de cualquier institución esté alojada en una microcomputadora o estación de trabajo, a la cual se enlacen las distintas computadoras de los usuarios para compartir servicios, por medio de una red local (arquitectura cliente-servidor).

Aunque en principio pueda no parecerlo, la información de interés para el estudio de la biodiversidad es muy compleja. Por ello, diseñar con precisión el modelo de base de datos a utilizar puede provocar redundancias y esfuerzos complementarios ulteriores. Un primer paso consiste en delimitar los tipos de información diferentes que proporcionan las colecciones y la bibliografía y sus atributos o características para después definir las relaciones entre ellos (KOLEFF OSORIO 1997, OLSVIG-WHITTAKER y BERENDSOHN 2000). Puede considerarse que, básicamente, existen siete tipos de información a compilar (figura 4) que atañen a la información específica sobre el ejemplar capturado, a la información concreta sobre la captura, a la del sitio de colecta, a la que se refiere a la determinación taxonómica del ejemplar, a aquella otra referente a la ubicación física del ejemplar en la colección y su manejo, a la fuente bibliográfica utilizada y, por último, a la información relativa a la verificación efectuada sobre el estatus taxonómico o la localización geográfica del espécimen. Estos tipos de información se pueden resumir en cuatro conjuntos elementales de datos referidos como Especies, Ejemplares, Localidades y Colecta-Depósito (figura 4).

Una vez delimitados, la información sobre los atributos de cada uno de estos tipos de información se almacena en una tabla o archivo diferente, vinculando los datos de los atributos asociados a las distintas tablas de modo que constituyan una base de datos relacional (MCFADDEN y HOFFER 1991). La relación se establece mediante la confección de uno o más atributos en cada

tabla cuyos valores siempre existen y nunca se repiten (*atributo llave*). Las distintas tablas se relacionan entre sí, a través de la repetición de este atributo llave. Las bases de datos relacionales tienen la ventaja de economizar espacio, evitando además los errores, las inconsistencias y las duplicidades. Por ejemplo, confeccionando catálogos colectores, autores, localidades o especies y asignado un número identificador (*Id*) a cada uno, es posible asignar esos identificadores en el registro informático de la tabla de ejemplares mediante el establecimiento de una relación, de modo que cada ejemplar tenga vinculada toda la información correspondiente, pero ahorrándose espacio y evitándose la posibilidad de errores en la entrada de los datos. Sin embargo y como es obvio, ello requiere la elaboración de catálogos exhaustivos, consensuados y verificados. En la medida que estos catálogos y diccionarios sean ampliamente aceptados por la comunidad de usuarios, menor será el trabajo de cada equipo y mayor la correspondencia entre los distintos sistemas locales.

Tipo de datos	Atributos
1.- Información sobre el ejemplar	Sexo, edad, estado, etc.
2.- Información sobre la captura	Colector, fecha, método, etc.
3.- Información sobre el sitio de captura	Región, localidad, coordenadas espaciales, hábitat, etc.
4.- Información sobre la determinación taxonómica	Autor de la determinación, esquema taxonómico seguido, etc.
5.- Información sobre la ubicación del ejemplar	Localización de la institución, disponibilidad, estado curatorial, etc.
6.- Información sobre la bibliografía	Autor, año, revista, ubicación del trabajo, lugar de depósito del material, etc.
7.- Información sobre la verificación y precisión	Grado de verosimilitud de la información geográfica y taxonómica, revisiones del material efectuadas, autor de la revisión, etc.

<b>Conjuntos básicos de información</b>
<b>Especies (1, 4, 7)</b>
<b>Ejemplares (1, 2, 4, 7)</b>
<b>Localidades (3, 7)</b>
<b>Colecta y depósito (2, 5, 6, 7)</b>

FIGURA 4.—Ejemplo del tipo de datos que deben recopilar una base de datos de Biodiversidad. Esta información se resume en cuatro conjuntos básicos. Los números entre paréntesis representan los tipos de datos que se incluyen en cada conjunto.

Para que los formatos y estructuras faciliten un modelo de almacenamiento accesible a la amplia comunidad usuarios es necesario hacer compatibles los distintos sistemas de almacenamiento. Para ello se ha optado por la utilización de estructuras comunes y la estandarización de los contenidos de las distintas bases de datos (BERENSSOHN *et al.* 1999; <http://tsadev.speciesanalyst.net/DarwinCore/>) y por el desarrollo de catálogos o diccionarios de nombre taxonómicos, localidades geográficas, autoridades y cualquier otra información básica (BISBY 2000). Proyectos como The ALL Species Foundation (<http://www.all-species.org>), TDWG (International Working Group on Taxonomic Databases <http://www.tdwg.org/>), ITIS (Integrated Taxonomic Information System, <http://www.itis.usda.gov/>), The Tree of Life Web Project (<http://tolweb.org/tree/phylogeny.html>), Species 2000 (<http://www.sp2000.org/>), Fauna Europaea (<http://www.faunaeur.org/>), URMO (UNESCO-IOC Register of Marine Organisms, <http://www2.eti.uva.nl/database/urmo/default.html>) o Global Plant Checklist del IOPI (International Organization for Plant Information, <http://iopi.csu.edu.au/iopi/iopigpc1.html>), tienen por objetivo elaborar bases de datos y estándares que permitan construir listados taxonómicos creíbles, eficaces y consensuados. Otros proyectos como BioCISE (Resource Identification for a Biological Collection Information Service in Europe; <http://www.bgbm.fu-berlin.de/biocise/>), ENHSIN (European Natural History Specimen Information Network, <http://www.bgbm.org/BioDivInf/projects/ENHSIN/default.htm>) buscan desarrollar infraestructuras que permitan compartir la información depositada en colecciones.

Paralelamente, se está propiciando el desarrollo de normas y herramientas informáticas que faciliten el uso e intercambio de la información almacenada en bases de datos de distinto formato (PENNISI 2000, ver Species Analyst en <http://habanero.nhm.ukans.edu/default.htm>). Proyectos tales como BIS (Biodiversity Insight System, <http://biodi.sdsc.edu/>), WORLDMAP (<http://www.nhm.ac.uk/science/projects/worldmap/>), LIFEMAPPER (<http://kdidev1.nhm.ku.edu/>), CBI (Center for Biological Informatics, <http://biology.usgs.gov/cbi/>), LITCHI (<http://litchi.biol.soton.ac.uk/>), BIOTA (<http://viceroy.eeb.uconn.edu/Biota>), o MANDALA (<http://pherocera.inhs.uiuc.edu/about.htm>) ofrecen herramientas para compendiar, visualizar y analizar los datos sobre Biodiversidad. En nuestro país el desarrollo de la bioinformática dedicada a la biodiversidad es muy precario, aunque destacan las iniciativas del Banco de Datos de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente ([http://www.mma.es/bd\\_nat/menu.htm](http://www.mma.es/bd_nat/menu.htm)), El Banc de dades de Biodiversitat de Catalunya

(<http://www.gencat.es/mediamb/pn/bdbiodiversitat.htm>), el proyecto Biota del Gobierno de Canarias(<http://www.gobcan.es/medioambiente/biodiversidad/ceplam/bancodatos/atlantis.html#destacan>), o la utilidad BibMaster para la compilación de información florística (<http://www.rjb.csic.es/bibmaste/bibmaste.htm>).

### ¿SE PUEDE PREDECIR LA DISTRIBUCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD?

En algunos países con poca diversidad biológica y muchos medios se ha compilado una ingente cantidad de información sobre la distribución de las especies (ver por ejemplo <http://www.searchnbn.net/>). En este caso y aunque los mapas no sean totalmente fiables, es posible utilizar esta información para realizar una selección de áreas de interés en biodiversidad utilizando la información sobre las propias especies (WILLIAMS *et al.* 1996, ARAUJO 1999 o HEIKKINEN 2002). Pero, ¿qué hacer donde la información biológica no es tan exhaustiva? Ese es el reto: predecir lo que desconocemos. Aproximarnos apremiantemente a un conocimiento fiable de la distribución geográfica de la diversidad biológica en ausencia de datos exhaustivos.

Desde comienzos de los años 90, la rápida aparición de nuevas técnicas y herramientas, como los ordenadores personales, los sistemas de Bases de Datos, los Sistemas de Información Geográfica o los paquetes de análisis estadístico, han puesto a nuestra disposición un gran poder de computación y potentes herramientas de análisis espacial, facilitándonos el tratamiento de información ambiental georeferenciada de alta calidad y la elaboración de modelos predictivos. La utilización de estas nuevas técnicas es probablemente la única alternativa razonable para obtener resultados fiables a medio plazo. Se trata de aplicar estas herramientas estadísticas, informáticas y geográficas sobre la información biológica disponible para elaborar predicciones razonables que nos permitan estimar la distribución de la diversidad biológica, aunque nuestra información de partida sea parcial. Esta opción fue propuesta y realizada hace más de 20 años (NICHOLLS 1989) y sus posibilidades quedan patentes en diversos trabajos recientemente aparecidos, tanto fuera (AUSTIN 1998, PETERSON *et al.* 2000, HIRZEL *et al.* 2001) como dentro de la Península Ibérica (BUSTAMANTE 1997, HORTAL *et al.* 2001, LOBO y MARTÍN-PIERA 2002, HORTAL y LOBO 2003, SEOANE *et al.* en prensa).

Se puede predecir la distribución de las especies individualmente. Para ello puede utilizarse la información biológica sobre la presencia-ausencia de cada especie en un territorio dado, junto a diversa información ambiental (altitud, clima, geología, etc.) y espacial que puede manejarse fácilmente mediante un Sistema de Información Geográfica. A la resolución y extensión geográfica que nos permita la calidad de la información disponible, podemos utilizar diversas herramientas estadísticas más o menos complejas como las regresiones logísticas, el análisis discriminante, los árboles de clasificación y regresión o los algoritmos genéticos (GUISAN y ZIMMERMANN 2000), que pueden permitirnos elaborar ecuaciones en las que las variables ambientales elegidas actúan como predictores de la presencia de la especie en cuestión, asignando una probabilidad de aparición a cada unidad espacial y obteniéndose de este modo una representación cartográfica fiable para el conjunto del territorio a partir de datos fragmentarios.

Los biólogos elaboramos mapas de distribución en los que figura la presencia de cada especie mediante un puntito, pero no hemos sido capaces de elaborar mapas de ausencias. Es decir, desconocemos la localización de aquellos lugares en los que, tras un esfuerzo de colecta suficiente, existe una alta probabilidad de que una especie cualquiera no se encuentre presente. Ello significa que estamos seguros de las presencias, pero no somos capaces de distinguir los lugares insuficientemente prospectados de aquellos otros en los que la especie está ausente. Aun en este caso, pueden elaborarse modelos predictivos de distribución mediante algunas herramientas estadísticas que permiten estimar la distribución a partir únicamente de la información sobre las presencias (ver, por ejemplo, MANEL *et al.* 1999 y <http://www.gap.uidaho.edu/gap>, <http://www.unil.ch/biomapper/>, <http://www.cifor.cgiar.org/domain/>, <http://www.floramap-ciat.org/> o <http://tsadev.speciesanalyst.net/>). Las técnicas más complejas para realizar modelos predictivos utilizando únicamente los datos sobre las presencias tratan de identificar los rangos de determinadas variables ambientales en los que se encuentra la especie, comparando su distribución con una distribución al azar.

Las aproximaciones a partir de datos de presencia o presencia-ausencia tienen el inconveniente de que tan sólo nos permiten inferir estimas de las distribuciones de las especies una a una, de modo que obtener predicciones de atributos como riqueza de especies, rareza, endemidad, etc., solo es posible a partir de la suma de las distribuciones individuales predichas. Desgraciadamente, ello significa excluir todas aquellas especies con escasa o nula



información. Es decir, las especies raras que, generalmente, son responsables de un porcentaje importante de la diversidad total (GASTON 1994), siendo los lugares más ricos en especies los que poseen más especies raras (RICKETTS 2001). La alternativa en este caso es elaborar modelos predictivos sobre variables continuas del tipo número de especies o rareza, seleccionando previamente las unidades espaciales con inventarios bien establecidos (figura 5). Las posibilidades, dificultades y técnicas aplicables para la realización de estos modelos en nuestro país han sido descritas en diversos trabajos (HORTAL *et al.* 2001, LOBO y MARTÍN-PIERA 2002, LOBO *et al.* 2002, HORTAL y LOBO 2003).

La conclusión es que poseemos las herramientas adecuadas para elaborar cartografías fiables que reproduzcan la distribución de las especies y la de los principales atributos que representan la diversidad biológica. Se requiere para ello, elaborar bases de datos exhaustivas que recopilen de manera digital la información sobre la distribución de los organismos, actualmente depositada en las colecciones y las publicaciones. La realización de estos mapas para

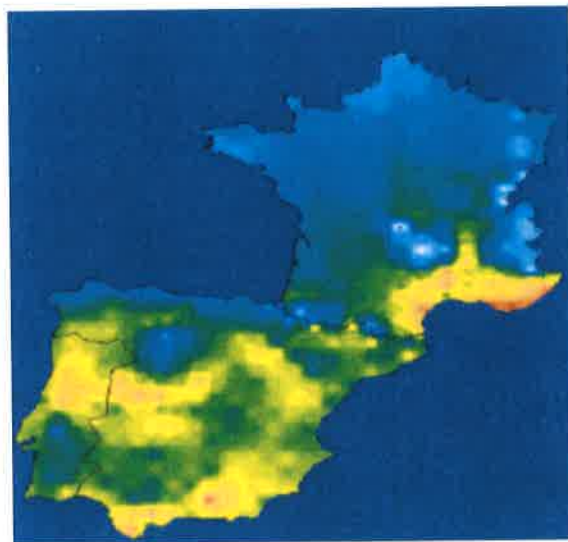


FIGURA 5.—Mapa de distribución de la riqueza de especies de Escarabeidos coprófagos en Francia y la Península Ibérica construido a partir de dos modelos predictivos distintos (Lobo y Martín-Piera 2002, Lobo *et al.* 2002).

distintos grupos taxonómicos que representen diferentes modos de obtención de energía y estén bien distribuidos dentro del árbol de la vida, nos puede permitir evaluar la capacidad de los espacios naturales protegidos para conservar los verdaderos actores de la diversidad biológica.

## SANTUARIOS

La conservación es una ciencia surgida de la crisis. Tras el reconocimiento de la disminución de la biodiversidad y sus imprevisibles consecuencias, durante los años noventa se intentan aplicar los conocimientos científicos existentes para encontrar estrategias de protección eficaces. Dos de los principales focos de atención de la conservación han sido el reconocimiento de las especies necesitadas de protección y el diseño de redes de reservas. Desdichadamente, no existe garantía de que las reservas actualmente existentes permitan una correcta protección de nuestra biodiversidad.

Mientras no seamos capaces de modificar nuestra gestión del medio, nuestros planes de conservación se basan principalmente en la creación de santuarios. Santuarios que poseen diversos grados de protección y cuya creación busca mitigar la influencia humana adversa pero que, frecuentemente, no desdénan la promoción turística de la naturaleza, exportando hacia la periferia un sistema de explotación similar al que ha generado los trastornos ambientales en otros territorios. Los criterios para definir estos lugares han sido muy variables y, en ocasiones, subjetivos aunque existen métodos contrastados y altamente fiables (CABEZA y MOILANEN 2001, MARGULES y PRESSEY 2000). En el mejor de los casos, las reservas naturales se determinan considerando la información biológica de una fracción muy reducida de especies (generalmente vertebrados y, frecuentemente, aves), cuando no por factores económicos, sociales o políticos. Es probable que protegiendo los principales hábitats de un país, sus paisajes singulares y menos perturbados o los territorios en donde habitan las especies de vertebrados amenazadas, se esté garantizando una buena protección para una parte considerable del total de sus especies. Pero eso es sólo una suposición que necesita comprobarse. Los pocos estudios que hay hasta el momento muestran que elegir un conjunto de territorios por su singularidad ambiental no garantiza una correcta protección de la diversidad biológica (ARAUJO *et al.* 2001). Si debemos intentar que nuestras áreas protegidas se delimiten siguiendo criterios científicos bien

fundados y si no sabemos con certeza cuantas especies de animales habitan un territorio, estamos incapacitados para ofrecer una respuesta razonada sobre los enclaves que necesitan protección y no la tienen.

Hasta ahora, la ausencia de información biológica ha propiciado que las estrategias de conservación se sustenten, como mucho, sobre los denominados grupos indicadores. Un grupo de organismos cuya presencia indicaría la de otros muchos y que, por tanto, podría utilizarse como una medida sustitutiva de la biodiversidad. Se han propuesto muchos grupos indicadores (a menudo dependiendo de la especialización del investigador que los propone), pero las escasas evidencias empíricas de que disponemos no avalan, sino que rechazan, la pretensión de que la distribución de un único grupo de organismos puede ofrecernos una indicación sobre el reparto geográfico de otro conjunto de organismo y, mucho menos, sobre la distribución de la biodiversidad (SIMBERLOFF 1998, JONSSON 1999, HOPKINSON *et al.* 2001). La distribución de cada especie es, en esencia, el resultado de un complejo proceso no exento de aleatoriedad en el que influye la particular historia evolutiva de cada especie, sus adaptaciones (a menudo surgidas en escenarios diferentes del presente), las características ambientales y geográficas del marco espacial que la contiene actualmente o el grado de disponibilidad en el territorio de las condiciones ambientales que necesita. Así que, sin rechazar la información que nos proporcionan estos grupos de organismos mejor conocidos, lo más coherente sería considerar la mayor cantidad de información biológica de que dispongamos.

En nuestro país, la denominada Estrategia Española de Conservación de la Biodiversidad (ver [http://www.mma.es/conserv\\_nat/planes/basensio/](http://www.mma.es/conserv_nat/planes/basensio/) y <http://www.bme.es/cidn/B4.HTM>) publicada en 1999, no ha sido puesta en marcha todavía a pesar de las posibilidades e ilusiones que ofrecía, y la identificación de los Lugares de Importancia Comunitaria (LICs; ver <http://europa.eu.int/comm/environment/nature/themes.htm>, ver figura 6) no se ha realizado con una perspectiva científica basada en la información sobre las especies. Ante estas perspectivas, es prioritario conocer el grado de adecuación de la actual red de reservas para proteger la diversidad biológica. El proceso lógico para evaluar nuestra actual red de espacios protegidos sería:

- I. Compilar la información actualmente dispersa en la bibliografía y las colecciones de historia natural utilizando medios informáticos y estandarizados.

- II. Elaborar modelos predictivos capaces de ofrecer una estima fiable sobre la distribución geográfica de un conjunto de organismos bien distribuido en el árbol de la vida, y con distintas estrategias de obtención de la energía (productores primarios, fitófagos, carnívoros, saprófagos, etc.) haciendo hincapié en el componente mayoritario de la biodiversidad: los invertebrados.
- III. Realizar un proceso de selección de reservas con la información generada teniendo en cuenta nuestro conocimiento sobre la situación específica sobre el estado de conservación de cada una de las especies, y utilizando los algoritmos y metodologías que se han mostrado capaces de generar soluciones fiables y alternativas.
- IV. Comparar nuestras redes de reservas actuales con las generadas mediante este proceso, al objeto de evaluar su eficacia y proponer nuevas ubicaciones.

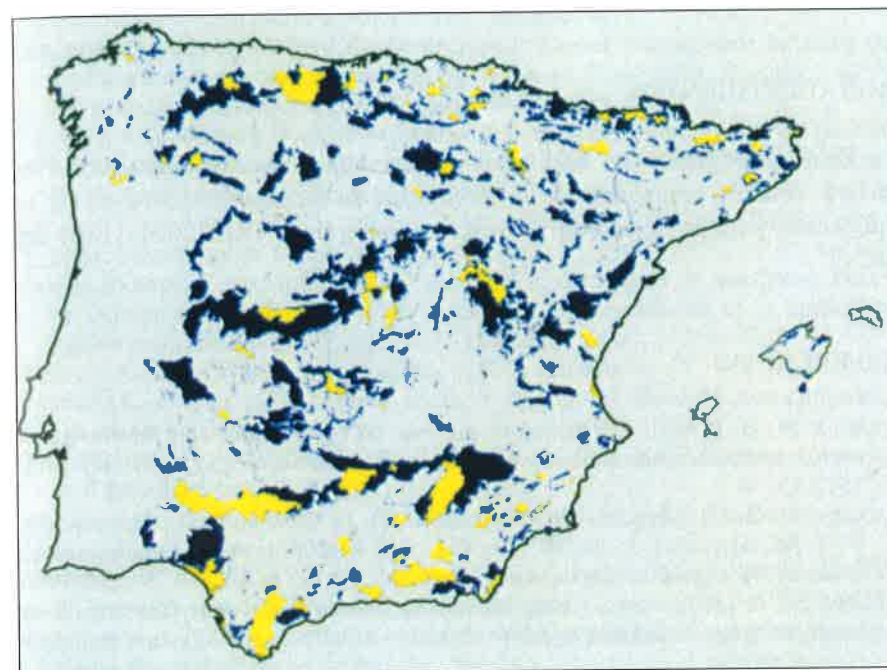


FIGURA 6.—Mapa de los Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) en la España peninsular e Islas Baleares y, en amarillo, actuales espacios naturales protegidos.

Los resultados de una estrategia de trabajo como ésta podrían permitirnos una mejor y más sensata delimitación de los espacios necesitados de protección, pero el panorama espacial generado podría ser mucho más complejo que el actual. Se conoce desde hace tiempo (PRENDERGAST *et al.* 1993) que la variación espacial en el número de especies y en la composición podría diferir extensamente entre distintos grupos taxonómicos. Si ello es así, considerar un conjunto heterogéneo de organismos podría producir que el conjunto de áreas a proteger fuera mucho más extenso y heterogéneo. Si estos hipotéticos resultados se produjesen, la incorporación de los invertebrados a las estrategias de protección podría tener como consecuencia una redefinición de nuestra actual política medioambiental. Tal vez en ese caso deberíamos reconsiderar nuestro actual enfoque sobre el manejo del territorio y priorizar, además, el establecimiento de microreservas y la creación de planes de protección de la Biodiversidad no centrados, prioritariamente, en aquellos espacios considerados santuarios medioambientales.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido posible gracias al proyecto «Faunística Predictiva: Análisis comparado de la efectividad de distintas metodologías y su aplicación para la selección de reservas naturales» (REN2001-1136) del MCyT.

## REFERENCIAS

- ARAUJO, M. B. (1999): «Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal», *Diversity and Distributions* 5: 151-163.
- ARAUJO, M. B.; HUMPHRIES, C. J.; DENSHAM, P. J.; LAMPINEN, R.; HAGEMEIJER, W. J. M.; MITCHELL-JONES, A. J., y GASC, J. P. (2001): «Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity?», *Ecography* 24: 103-110.
- AUSTIN, M. P. (1998): «An ecological perspective on biodiversity investigations: examples from Australian eucalypt forests», *Annals of the Missouri Botanical Garden* 85: 2-17.
- BISBY, F. A. (2000): «The quiet revolution: Biodiversity informatics and the Internet», *Science* 289: 2309-2312.

- BROWN, J. H.; WHITHAM, T. G.; ERNEST, S. K. M., y GEHRING, C. A. (2001): «Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: long-term experiments», *Science* 293: 643-650.
- BUSTAMANTE, J. (1997): «Predictive models for Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) distribution, abundance and extinction in Southern Spain», *Biological Conservation* 80: 153-160.
- CABEZA, M., y MOILANEN, A. (2001): «Design of reserve networks and the persistence of biodiversity», *Trends in Ecology and Evolution* 16: 242-248.
- CARDINALE, B. J.; M. A. PALMER, y S. L. COLLINS (2002): «Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation», *Nature* 415: 426-429.
- DENNIS, R. H., y HARDY, P. B. (1999): «Targeting squares for survey: predicting species richness and incidence of species for a butterfly atlas», *Global Ecology and Biogeography* 8: 443-454.
- DUCKWORTH, W. D.; GENOWAYS, H. H., y ROSE, C. L. (1993): *Preserving natural science collections: Chronicle of our environmental heritage*. Washington.
- EDWARDS, J. L.; LANE, M. A., y NIELSEN, E. S. (2000): «Databases tailored for biodiversity conservation», *Science* 290: 2073-2074.
- ELREDGE, N. (1992): «Where the twain meets: Causal intersections between the genealogical and ecological realms», pp. 1-14, en *Systematics, Ecology, and the Biodiversity Crisis*. Columbia University Press, New York.
- FAITH, D. P., y WALKER, P. A. (1996): «Environmental diversity: on the best-possible use of surrogate data for assessing the relative biodiversity set of areas», *Biodiversity and Conservation* 5, 399-415.
- GALANTE, E., y VERDU, J. R. (2000): *Los Artrópodos de la Directiva Hábitat en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- GARCÍA-BARROS, E., y MUNGUIRA, M. L. (1999): «Faunística de mariposas diurnas en España peninsular. Áreas poco estudiadas: una evaluación en el umbral del siglo XXI», *SHILAP revta. lepid.* 27: 189-202.
- GASTON, K. J. (1994): *Rarity*. Chapman y Hall, London.
- GASTON, K. J. (ed.) (1996): *Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference*. Blackwell Science, Oxford.
- GROOMBRIDGE, B., y JENKINS, M. D. (2002): *World Atlas of Biodiversity*. University of California Press, Berkeley.
- GUISAN, A., y ZIMMERMANN, N. E. (2000): «Predictive habitat distribution models in ecology», *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- HEIKKINEN, R. K. (2002): «Complementarity and other key criteria in the conservation of herb-rich forest in Finland», *Biodiversity and Conservation* 11: 1939-1958.
- HENGVELD, R. (1997): «Impact of biogeography on a population-biological paradigm shift», *Journal of Biogeography* 24: 541-547.
- HIRZEL, A. H.; HELFER, V., y METRAL, F. (2001): «Assessing habitat-suitability models with a virtual species», *Ecological Modelling* 145: 111-121.



- HOOPER, D. U.; LAVOREL, S.; SALA, O. E.; HOBBIE, S. E.; MACK, M. V., y DÍAZ, S. (2000): «Consequences of changing biodiversity», *Nature* 405: 234-242.
- HOPKINSON, P.; TRAVIS, J. M. J.; EVANS, J.; GREGORY, R. D.; TELFER, M. G. & WILLIAMS, P. (2001): «Flexibility and the use of indicator taxa in the selection of sites for nature reserves», *Biodiversity and Conservation* 10: 271-285.
- HORTAL, J., y LOBO, J. M. (2003): «Una metodología para predecir la distribución espacial de la diversidad biológica», *Ecología* (en prensa).
- HORTAL-MUÑOZ, J.; LOBO, J. M., y MARTÍN-PIERA, F. (2001): «Forecasting insect species richness scores in poorly surveyed territories: the case of the Portuguese dung beetles (Col. Scarabaeinae)», *Biodiversity and Conservation* 10: 1343-1367.
- HUGGETT, R. J. (1999): «Ecosphere, Biosphere, or Gaia? What to call the global ecosystem», *Global Ecology and Biogeography* 8: 425-431.
- JONSSON, B. G. (1999): «Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests», *Biodiversity and Conservation* 8: 1417-1433.
- KOLEFF OSORIO, P. (1997): *Introducción a las bases de datos en la Biología Comparada contemporánea*. Publicaciones docentes del Museo de Zoología Alfonso L. Herrera, Universidad Autónoma de México, Facultad de Ciencia. México D.F.
- LAWTON, J. H. (1999): «Are there general laws in Ecology?», *Oikos* 84: 177-192.
- LOBO, J. M., y MARTÍN-PIERA, F. (2002): «Searching for a predictive model for Iberian dung beetle species richness based on spatial and environmental variables», *Conservation Biology* 16: 158-173.
- LOBO, J. M.; LUMARET, J. P., y P. JAY-ROBERT (2002): «Modelling the species richness distribution of French dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) and delimiting the predictive capacity of different groups of explanatory variables», *Global Ecology and Biogeography* 11: 265-278.
- LOMBORG, B. (2001): *The skeptical environmentalist*. Cambridge University Press, Cambridge.
- MACKAY, R. (2002): *The Penguin Atlas of Endangered Species*. Penguin Books, Harmondsworth.
- MAGURRAN, A. (1988): *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- MANEL, S.; DIAS, y ORMEROD, S. J. (1999): «Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird», *Ecological Modelling* 120: 337-347.
- MARGULES, C. R., y PRESSEY, R. L. (2000): «Systematic conservation planning», *Nature* 405: 243-253.
- MARTÍN-PIERA, F., y LOBO, J. N. (2000): «Diagnóstico sobre el conocimiento sistemático y biogeográfico de insectos hiperdiversos (Coleoptera, Hymenoptera y Lepidoptera) en España», en *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES 2000*. F. MARTÍN-PIERA, J. J. MORRONE y A. MELIC (eds.), *m3m-Monografías Tercer Milenio*, vol. 1, Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA), Zaragoza, pp. 287-308.

- McFADDEN, F. R., y J. A. HOFFER (1991): *Modern Database Management*. The benjamin/Cummings Published Company, Inc. U.S.A.
- McLAUGHLIN, J. F.; HELLMANN, J.; BOGGS, C. L., y EHRLICH, P. R. (2002): «Climate change hastens population extinctions», *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 6070-6074.
- NAEEM, S. (1998): «Species redundancy and ecosystem reliability», *Conservation Biology* 12: 39-45.
- NICHOLLS, A. O. (1989): «How to make biological surveys go further with generalised linear models», *Biological Conservation* 50: 51-75.
- OLSVIG-WHITTAKER, L., y W. G. BERENDSOHN (2000): «Computerizing and networking biological collection data», pp. 5-12, en BERENDSOHN, W. G. (ed.), *Resource Identification for a Biological Collection Information Service in Europe (BioCISE)*. (<http://www.bgbm.fu-berlin.de/biocise/Publications/Results/2.htm>).
- ORTUÑO, V. M. (2002): «Estado del conocimiento de los artrópodos de España», en *La Diversidad Biológica en España*, pp. 209-234. F. D. PINEDA, J. M. DE MIGUEL, M. A. CASADO y J. MONTALVO (eds.). Pearson Educación, S.A. CYTED, México, D.F.
- PENNISI, E. (2000): «Taxonomical Revival», *Science* 289: 2306-2308.
- PETERSON, A. T.; EGBERT, S. L.; SÁNCHEZ-CORDERO, V., y PRICE, K. P. (2000): «Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico», *Biological Conservation* 93: 85-94.
- PIMM, S. L., y RAVEN, P. (2000): «Extinction by numbers», *Nature* 403: 843-845.
- PRENDERGAST, J. R.; QUINN, R. M.; LAWTON, J. H.; EVERSHAM, B. C. & GIBBONS, D. W. (1993): «Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies», *Nature* 365: 335-337.
- PURVIS, A., y HECTOR, A. (2000): «Getting the measure of biodiversity», *Nature* 405: 212-219.
- RAMOS, M. A.; BRAGADO, D., y FERNÁNDEZ, J. (2001): *Los Invertebrados no insectos de la Directiva Habitat en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- RAMOS, M. A.; LOBO, J. M., y ESTEBAN, M. (2001): «Ten years inventorying the Iberian fauna: results and perspectives», *Biodiversity and Conservation* 10: 19-28.
- REAKA-KUDLA, M. L.; WILSON, D. E., y WILSON, E. O. (eds.) (1997): *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources*. Joseph Henry Press, Washington.
- RICKETTS, T. H. (2001): «Aligning conservation goals: are patterns of species richness and endemism concordant at regional scales?», *Animal Biodiversity and Conservation* 24: 91-99.
- SCHWARTZ, M. W.; BRIGHAM, C. A.; HOEKSEMA, J. D.; LYONS, K. G.; MILLS, M. H., y VAN MANTGEM, P. J. (2000): «Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology», *Oecologia* 122: 297-305.



- SEOANE, J.; VIÑUELA, J.; DÍAS-DELGADO Y BUSTAMANTE, J.: «The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian Peninsula», *Biological Conservation* (in press).
- SIMBERLOFF, D. (1998): «Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era?», *Biological Conservation* 83:247-257.
- SOBERÓN, J. M.; LLORENTE, J. B., y OÑATE, L. (2000): «The use of specimen-label databases for conservation purposes: an example using Mexican Papilionid and Pierid butterflies», *Biodiversity and Conservation* 9: 1441-1446.
- TILMAN, D.; J. KNOPS, D. WEDIN, P. REICH, M. RITCHIE and E. SIEMANN (1997): «The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes», *Science* 277: 1300-1302.
- WILSON, E. O. (1988): *Biodiversity*. National Academic Press, Washington, D.C.
- WILSON, E. O. (2002): *The Future of Life*. Alfred A. Knopf (ed.), New York.
- WILLIAMS, P.; GIBBONS, D.; MARGULES, C.; REBELO, A.; HUMPHRIES, C., y PRESSEY, R. (1996): «A comparison of richness hotspots, rarity hotspots and complementarity areas for conserving diversity of British birds», *Conservation Biology* 10: 155-174.