

MT

Manuales & Tesis

SEA

2
VOLUMEN



Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera

Gonzalo Halffter, Claudia E. Moreno
& Eduardo O. Pineda





M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 2.

Primera Edición: 2001

Título del volumen:

**Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera.
Gonzalo Halffter, Claudia E. Moreno y Eduardo O. Pineda**

ISSN (colección): 1576 – 9526

ISBN (volumen): 84 – 922495 – 2 – 9

Depósito Legal: Z– 2655 – 2000

Edita:

CYTED

**Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.
Subprograma XII: Diversidad Biológica.**

ORCYT - UNESCO

Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe, UNESCO.

Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)

Avda. Radio Juventud, 37

50012 Zaragoza (España)

<http://entomologia.rediris.es/sea>

Director de la colección: Antonio Melic

Imprime:

GORFI, S.A.

Menéndez Pelayo, 4

50009 Zaragoza (España)

Portada, diseño y maqueta: A. Melic

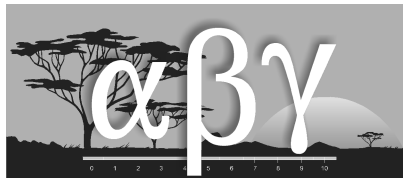
Forma sugerida de citación de la obra:

Halffter, G., C. E. Moreno y E. O. Pineda. 2001. *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 2. Zaragoza, 80 pp.

© Los autores (por la obra)

© CYTED, ORCYT/UNESCO & SEA (por la presente edición)

Queda prohibida la reproducción total o parcial del presente volumen, o de cualquiera de sus partes, por cualquier medio, sin el previo y expreso consentimiento por escrito de los autores y los editores.



Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera

Gonzalo Halffter, Claudia E. Moreno
y Eduardo O. Pineda



Subprograma XII:
Diversidad Biológica



Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera

Gonzalo Halffter¹, Claudia E. Moreno^{1,2}
y Eduardo O. Pineda¹

¹ Instituto de Ecología, A. C., Departamento de Ecología y Comportamiento Animal, km 2.5 Antigua Carretera a Coatepec, Apartado Postal 63, Xalapa, Ver., 91000, México.

² Nueva dirección: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Centro de Investigaciones Biológicas, Apartado Postal 1-69 Plaza Juárez, Pachuca, Hgo., 42001, México.

M & T SEA vol.2

Los últimos meses han sido generosos en referentes a este nuevo volumen de la serie M&T SEA, a pesar de que su existencia material como libro todavía era una simple conjetura. Es como si los hados se hubieran puesto de acuerdo para ir preparando el camino, para anticipar esta monografía, o, al menos, para ofrecerme algunas anécdotas oportunas para esta introducción. Como las oportunidades están para aprovecharlas —evolutiva y socialmente—, así he de proceder. De ese conjunto de circunstancias o acontecimientos que podría mencionar, me quedo con tres que encuentro particularmente relacionadas o próximas al contenido de este volumen.

1. Biodiversidad.

En septiembre del año pasado publiqué una reseña bibliográfica sobre los dos recientes volúmenes (II y III) de la serie *La Diversidad Biológica de Iberoamérica (Bol.SEA, 27* [2000]: 159-161), coordinada por Gonzalo Halfpeter desde su ‘centro de operaciones’ en el Instituto de Ecología de Xalapa, en México. Reconozco que está mal visto que uno se cite a sí mismo (y pido disculpas por ello), pero hay algunas ideas que quiero traer aquí.

La primera se refiere a la idea de la biodiversidad como problema de información: de obtención, organización y comprensión de la información biológica. Algo que guarda cierta similitud con la construcción de un puzzle, del que hemos de encontrar las piezas (estamos muy lejos de tenerlas todas encima de la mesa), encajarlas en su lugar para ir resolviendo partes del conjunto que nos permitan conocer procesos y, por último, descubrir o comprender la imagen escondida: la pura esencia de la biodiversidad.

El juego es apasionante, pero dista de ser fácil. La información potencial relacionada con la biodiversidad es, en la práctica, infinita, tanto por su desmesurado tamaño como por nuestra carencia de una tecnología eficiente a escala industrial para la obtención y manipulación de datos biológicos básicos. A lo cual es preciso añadir la inexistencia de un auténtico mercado de expectativas (económicas, políticas y sociales) que convierta el Mapa de la biodiversidad en un objeto de deseo comparable al del universo o el genoma, lo que, en definitiva, reduce los recursos económicos disponibles y endurece seriamente el camino. Ni siquiera sabemos el tamaño del tablero, cuántas piezas nos faltan por descubrir o cómo se relacionan. Y las que tenemos, se están deteriorando o podemos darlas por perdidas. Es cierto que intentamos guardar algunas piezas en la caja fuerte —cualquiera de las múltiples figuras legales de protección existentes— pero ¿cómo estar seguros de qué piezas son claves y cuáles simple ‘relleno’ del tablero?

En este escenario juegan un papel esencial los ‘organizadores’ de la información; mucho más que el de los propios investigadores (aunque con frecuencia, ambas condiciones son concurrentes). La información que aportan estos últimos constituye la auténtica materia prima del proceso de comprensión de la biodiversidad, pero es preciso dar un paso más para que la información pueda considerarse un producto elaborado. La información biológica básica es como el trigo: un producto esencial pero no consumible directamente sin someterlo a cierto proceso de manufactura. Ese proceso se mide en términos de compilación y organización de la información biológica. Pues bien, ese es el papel, o uno de los papeles, de *La Diversidad Biológica en Iberoamérica*: ir desvelando fragmentos coherentes del puzzle que nos permitan una comprensión de la red de interrelaciones entre los diferentes elementos de todo un continente.

2. Reservas de la Biosfera.

En noviembre de 2000, Gonzalo Halffter fue investido *Doctor Honoris Causa* por la Universidad de Alicante. En su discurso confesaba: ‘*A principio de los noventa comencé a interesarme por la diversidad biológica. ¿Qué es, cómo se origina, cómo se puede medir?*’ (*Bol.SEA*, **28** [2001]: 179-181 y <http://www.ua.es/es/presentacion/doctores/halffter/>). Preguntas engañosamente simples a las que no ha dejado de intentar dar respuesta. Son muchos los hitos que jalonan esa búsqueda y considerables los hallazgos. Uno de ellos lo glosaba así el Dr. E. Galante: ‘*Su contribución a la conservación y manejo de los recursos biológicos ha trascendido las fronteras de México, habiendo desarrollado un nuevo concepto de conservación a través de las denominadas Reservas de la Biosfera. Con esta figura de protección del medio incorporó a la estrategia de conservación de la diversidad biológica, los aspectos socioeconómicos locales y regionales, basado todo ello en una sólida información científica como base de las políticas de conservación. Es lo que hoy en día se conoce internacionalmente en el mundo de la conservación y desarrollo de políticas medioambientales como la Modalidad Mexicana y cuya base conceptual se encuentra desarrollada a lo largo de los múltiples libros, capítulos de libro y artículos del Dr. Halffter Salas*’ (Laudatio. *Bol.SEA*, **28** [2001]: 175-178).

3. Evaluación.

Compilar y organizar la información es una labor que requiere tiempo y mucho esfuerzo, especialmente cuando el inventario es, en muchos sentidos, potencialmente ilimitado. No queda, pues, sino buscar atajos, métodos fiables, técnicas o protocolos que nos ayuden a anticipar algunos de los rasgos más significativos de los ecosistemas, es decir, que nos permitan comprender su funcionamiento, las relaciones entre sus componentes y las consecuencias de su deterioro. No hace falta explicar las razones de esta urgencia, ni su importancia. La preservación de especies y hábitats es ya una bandera común, pero a la que todavía queda un largo camino que recorrer y, en realidad, muchos obstáculos que salvar. Mientras ello ocurre, es preciso adoptar medidas y decisiones que son por definición irrevocables, pues no tienen camino de retorno. En estas condiciones, hemos de ser capaces de medir, estimar y evaluar la biodiversidad para poder preservarla. Y es aquí donde encuentro la tercera anécdota feliz, pues el volumen previo de esta colección, *Métodos para medir la biodiversidad*, de Claudia E. Moreno, coautora también de éste, vino a preparar el camino. Si allí se presentaron un conjunto de índices o mecanismos de medición de la biodiversidad, ahora se da un paso más y se plantea todo un protocolo de actuación para la obtención de información biológica relacionada con especies y procesos (o piezas y fragmentos del puzzle) en el seno de las Reservas de la Biosfera, espacios singulares de cohabitación o cajas fuertes en las que no se ha excluido a nuestra especie y, por tanto, laboratorio o campo de pruebas adecuado para la experimentación, uso y comprobación de metodologías de medición y evaluación.

Biodiversidad, Reservas de la Biosfera y Evaluación, aunque en otro orden, son los elementos clave del título y del contenido de la presente monografía. Los hados sabían lo que hacían cuando preparaban la llegada de este volumen.

Antonio Melic
Director Publicaciones SEA
Sociedad Entomológica Aragonesa

PRÓLOGO

A lo largo de las seis últimas semanas del milenio, participé y seguí con interés la mayoría de los mensajes distribuidos por 'BioAssess' (*Biological Assessment Tools Project: Identifying Indicators to assess the impact of European Policies on Biodiversity* <http://www.gencat.es/mediamb/bioassess/>), conferencia electrónica organizada por el *European Working Group on Research and Biodiversity*, consagrada a discutir la importancia de los grupos indicadores como herramientas prácticas de evaluación y asesoramiento a quienes tienen encomendada la gestión y conservación de la diversidad biológica. A lo largo de mes y medio de discusiones, con un promedio de ocho a diez mensajes electrónicos diarios, quedaron patentes, entre otras, las discrepancias sobre el significado del término biodiversidad, la dificultad de encerrar su carácter multidimensional en un concepto unificador y la extraordinaria limitación de las 'sondas' que bajo el atractivo nombre de 'grupos indicadores', pretenden erigirse en mágicas panaceas para medir el valor de la biodiversidad, en un intento de acercar a los gestores del patrimonio natural una herramienta de evaluación comprensible, cómoda y barata. Pero como bien sabemos, las panaceas no existen y, por ello, es preciso reconocer que la medición de cualquier atributo de la biodiversidad (riqueza, rareza, endemismo, diversidad filogenética, complementariedad faunística), requiere algo más que la utilización de grupos indicadores.

No se trata tan sólo de un problema teórico. La definición de un concepto unificador de la biodiversidad, capaz de aprehender su carácter multidimensional, tiene profundas implicaciones prácticas por cuanto de su formulación teórica emanan buena parte de nuestras aproximaciones prácticas a su análisis y conservación así como la comprensión profunda de las causas presentes y pretéritas que la originan.

En el concepto 'biodiversidad' subyace el binomio esencial del mundo orgánico, estructura y función, patrones y procesos. Reconocemos los patrones en el caudal histórico o 'diccionario' de la Vida (biodiversidad en sentido sistemático y biogeográfico) y los procesos funcionales, en los experimentos de evolución - el 'lenguaje' - que la van enriqueciendo (diversidad biológica en sentido ecológico) (Margalef, 1997. *Excellence in Ecology*, 10; O. Kinner ed. Ecology Institute, Oldendorf). Los mensajes de la conferencia electrónica a la que aludía al principio, me han evocado, sin embargo, una metáfora distinta a la propuesta por Margalef; la ya clásica del teatro evolutivo. Se diría que las opiniones estaban polarizadas entre quienes subrayan la importancia del '*argumento*' de la obra (los procesos e interacciones ecológicas), en la que cada '*actor*' (organismo) tiene su '*guión*' perfectamente definido y ha de escenificar su papel (nicho ecológico) con toda precisión y quienes, por el contrario, recuerdan que por muy brillante que sea el '*argumento*', no hay obra teatral si no hay '*actores*' (las especies). Eludiendo la polarización antagónica, probablemente interesada, a favor de los '*actores*' o del '*argumento*', podemos establecer, no obstante, una diferencia entre el 'drama' literario y el evolutivo. El primero puede existir como una mera elaboración intelectual de su creador; el segundo, en cambio, a menos que aceptemos la existencia de un Supremo Dramaturgo, no puede existir en abstracto, lo que equivale a decir que no hay escenario evolutivo sin '*actores*', las especies, y son ellas las que inician la '*representación*' automática-

mente al ocupar un nuevo escenario natural. Además, si los ecosistemas son simples asociaciones transitorias de especies (Hengeveld, 1997. *J. Biogeography*, **24**: 541-547; Lobo, 1999. *Boletín SEA*, **20**: 561-572), en el espacio y en el tiempo, los procesos y relaciones funcionales que se establecen son igualmente coyunturales y estrechamente dependientes de los protagonistas del escenario evolutivo; y no al revés. Reconocer el protagonismo de los organismos, no supone negar la estrecha relación entre las tres agendas de conservación: la Agenda Sistemática, la Agenda Ecológica y la Agenda Evolutiva. En una perspectiva temporal, las tres disciplinas, Sistemática, Ecología y Evolución, contribuyen decisivamente al mandato conservacionista. La Sistemática se ocupa de la herencia biológica heredada (el pasado), la Ecología se centra en la integridad y funcionamiento de los ecosistemas (el presente) y la Evolución, en las nuevas adaptaciones potenciales (el futuro) (Bowen, 1999. *Molecular Ecology*, **8**: S5-S10).

Es difícil hacerse una idea de toda la 'trama' evolutiva a partir de unos pocos 'actores' (grupos indicadores) por muy relevante que sea su papel. Si queremos comprenderla, nuestro objetivo irrenunciable habría de ser conocer a todos y cada uno de los actores y el papel que desempeñan. Sin embargo, apenas conocemos una fracción de los seres vivos que colonizan el planeta y, en consecuencia, nuestra visión del mundo orgánico es necesariamente muy limitada. A comienzos del nuevo milenio, esta tarea adquiere dimensiones colosales y representa uno de los mayores retos científicos que afrontan los biólogos del próximo milenio, pero no es inaccesible a nuestros recursos tecnológicos.

En los últimos años la idea de la 'redundancia' (las funciones ecológicas en una comunidad pueden ser desempeñadas por un conjunto generalmente extenso de especies con amplias tolerancias ambientales; Hengeveld, 1994. *J. Biogeography*, **21**: 341-351) va ganando credibilidad frente a la hipótesis del 'remache' (todas las especies son insustituibles y la extinción de cualquiera de ellas puede ocasionar un colapso ecológico), lo que no califica necesariamente a ninguna especie de prescindible. Antes al contrario, las especies redundantes constituyen los 'suplentes' que aseguran la funcionalidad ecológica ante los cambios del medio. Es decir, siguiendo con nuestra analogía, contamos con más de un 'actor' para el mismo 'guión' y, además, un mismo 'actor' (una misma especie), puede representar su papel en distintos escenarios. Esta redundancia, este magnífico 'elenco' de actores, constituye nuestro mayor seguro ante los cambios ambientales, incluidos los que nosotros mismos estamos generando. Pero no debemos confiar ciegamente, no se trata de un seguro a todo riesgo pues, una vez más, nuestra ignorancia nos impide calibrar cuál es el nivel máximo de riesgo permitido en términos de extinción. En definitiva, si queremos mantener la continuidad de la 'trama' vital, hemos de preservar un amplio 'reparto de actores', el mayor de los posibles.

Las alarmas ya se han disparado porque si apenas hemos censado científicamente una pequeña fracción de la diversidad biológica del planeta, parece lógico concluir que somos incapaces de calibrar los riesgos que comporta la extinción masiva y acelerada de especies que nosotros mismos estamos propiciando a un ritmo vertiginoso, sin precedentes en la historia del Planeta. Se impone pues un máximo de prudencia. Esta prudencia exige a su vez, redoblar los esfuerzos científicos en, al menos, tres direcciones:

- i) Acelerar el inventario de la diversidad orgánica, bien entendido que incluso en el mejor de los mundos posibles, la conclusión del inventario no supone más que la finalización de una tarea siempre pendiente. El requisito básico de cualquier disciplina científica es conocer el número de elementos que integran y definen el universo de estudio.
- ii) Poner a punto modelos predictivos para la evaluación (estimación y extrapolación) rápida de los patrones y causas de biodiversidad, haciendo especial énfasis en la aproximación biogeográfica, la que es más propia de la nueva disciplina emergente implícita en el concepto 'biodiversidad' y, por último,

- iii) Transmitir a los responsables de la gestión y conservación de la biodiversidad un triple mensaje: a) cualquier decisión ha de estar fundamentada en datos precisos y rigurosos, en información fiable, no siempre coincidente con intereses políticos y calendarios interelectorales (el progreso del conocimiento tiene sus propios ritmos); b) estos datos deben suministrarlos científicos serios e independientes; pero no hay recetas ni fórmulas mágicas, la biodiversidad es un concepto multidimensional que no puede encerrarse en índices cabalísticos y abstractos; y c) sin caer en actitudes fundamentalistas ultraverdes, irrespetuosas con prácticas y usos agrarios tradicionales, ha de contemplarse la necesidad de conservar la mayor cantidad de diversidad biológica posible como garantía de funcionalidad ecológica, huyendo de polémicas estériles (¿conservar para conocer o conocer para conservar?) y, sobre todo, de enfrentamientos con quienes han de ser sus naturales aliados y colaboradores: la comunidad científica.

Buena parte de esta filosofía está recogida en el manual que tiene el lector en sus manos. Los sencillos protocolos expuestos por G. Halffter, C. Moreno y E. Pineda, nos recuerdan dos ideas que ya he tenido ocasión de exponer en la Introducción de otro libro (Martín-Piera, 2000. *M3M-Monografías Tercer Milenio*, vol. 1. SEA, Zaragoza. pp. 19-31): La Conservación es una ciencia *de crisis* y como tal, se espera de quienes la practican respuestas claras y contundentes que permitan tomar decisiones urgentes inspiradas en argumentos sólidos y contrastados. Sin embargo, la denominada *Crisis de Biodiversidad* nos ha pillado bastante desprevenidos. Por ello, en la primera década del siglo XXI se tomarán muchas decisiones importantes acerca de dónde y cómo invertir esfuerzos de conservación sin una información precisa de los patrones espaciales de la diversidad biológica del planeta. Ciertamente se han hecho y se siguen haciendo esfuerzos importantes. Las 391 Reservas de la Biosfera promovidas por MAB (UNESCO), 74 de ellas en Iberoamérica y las 25 Áreas Críticas de endemidad del Planeta (*Hotspots*) señaladas por *Conservation International* (<http://www.conservation.org/>; ver también Myers *et al.*, 2000. *Nature*, **403**: 853-858) así lo atestiguan, pero a las puertas del tercer milenio conviene preguntarse en qué contexto mundial se mueve la conservación de la biodiversidad.

En un mundo en permanente transformación en el que las sociedades en vías de desarrollo reclaman legítimamente un reparto más equitativo de la riqueza mundial, en tanto que las naciones industrializadas más avanzadas siguen comportándose de manera egoísta e irresponsable, la tan aireada Globalización no es más que un nuevo subterfugio del capitalismo ultraliberal más despiadado. Mientras centenares de miles de seres humanos mueren de inanición cada día, las multinacionales esquilman impunemente los recursos naturales (combustibles fósiles, maderas, minerales,...) con la anuencia de los gobiernos, del Banco Mundial y el Fondo Monetario Internacional, comportándose, *de facto*, como los pioneros de la Revolución Industrial para quienes los recursos naturales eran ilimitados. Este y no otro es el escenario 'global' en el que se desenvuelve la Conservación de la Biodiversidad. Por tanto, si no queremos caer en la pomposa y cínica oratoria medioambiental que impregna los discursos de políticos y gestores mediocres, de los ejecutivos y 'yupis' de empresas transnacionales y de pretendidos educadores cuyo objetivo es 'digitalizar' la naturaleza en preciosas enciclopedias multimedia "...para disfrute de las generaciones futuras...", hemos de rescatar el significado profundamente transformador, me atrevería a decir casi revolucionario, que encierran esas cuatro palabras (*conservación-de-la-biodiversidad*) y para ello, hemos de ser capaces de volar alto. Halffter, Moreno y Pineda señalan las dos alas que sustentan este vuelo: una sólida base científica que suministra los conocimientos y un fuerte compromiso social, económico y cultural que reclama y aplica tales conocimientos en el ámbito científico, a escala local, regional y geográfica, pero también en el ámbito político, a escala nacional e internacional. No podemos olvidar que los gobiernos de los países depositarios de las mayores reservas de biodiversidad, generalmente, están más preocupados por erradicar la pobreza que por conservar la riqueza biológica (Dalton, 2000. *Nature*, **406**: 926). Por este motivo, la eficacia de cualquier modelo de conservación ha de

estar sólidamente fundamentada en dos pilares: debe ser científicamente defendible y sociológicamente flexible (Margules y Pressey, 2000. *Nature*, **405**: 243-253).

La conservación de la biodiversidad a través de Reservas de la Biosfera, Áreas de máxima riqueza y endemidad (*Hotspots*), Parques Nacionales, Redes de Espacios Naturales y un sin fin de figuras legales, representa un esfuerzo titánico de conservación que muy raras veces se beneficia de inversiones adecuadas (Myers *et al.*, 2000. *Nature*, **403**: 853-858; Dalton, 2000. *Nature*, **406**: 926; Jepson, 2001; *Nature*, **409**: 12) y, frecuentemente, responde a estrategias oportunistas (Pressey *et al.*, 1993; *Tree*, **8** (4): 124-128) fundamentadas más en una presión social de carácter nacional y/o internacional que en una sólida base científica.

La presión social es un saludable revulsivo ante la inercia de las administraciones, pero también es fácilmente manipulable en ausencia de estudios serios. A menudo, los modelos regionales o locales de conservación aparecen como figuras testimoniales que a duras penas logran los objetivos conservacionistas previstos, suelen entrar en conflicto con intereses locales y tampoco consiguen satisfacer a la opinión pública. El ciudadano generalmente desconoce los fundamentos científicos que inspiran algunos conceptos emergentes tales como 'desarrollo sustentable' pero comienza a percibir con claridad que detrás de tales conceptos hay bastante demagogia 'verde'. Un ejemplo nacional. Si las partidas presupuestarias para llevar adelante la denominada *Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica* aún no han sido incluidas en los Presupuestos Generales del Estado, justo es reconocer, como denuncian los ecologistas, que la Estrategia está siendo incumplida y marginada por el propio Ministerio de Medio Ambiente español (Domínguez, 2000. *Boletín SEA*, **27**: 91).

Los científicos no somos ajenos a esta oleada de oportunismo, papanatería y demagogia (di Castri, 1993. *Biology International*, **27**: 1-2). La lista de trabajos en los que se reconoce la necesidad urgente de contar con inventarios biológicos es interminable (ver, por ejemplo, Prendergast *et al.*, 1993. *Nature*, **365**: 335-337 y Dalton, 2000. *Nature*, **406**: 926). Pero mientras todos reconocemos la necesidad de obtener información rigurosa y comparable, ¿cuántos de nosotros nos dedicamos realmente a confeccionar inventarios *ex novo*? En lugar de ello, seguimos trabajando con los únicos datos disponibles, los mismo datos de siempre, generalmente plantas vasculares y vertebrados. No parece que la tendencia vaya a cambiar a corto plazo. El argumento es que son los únicos datos disponibles para afrontar con urgencia las inminentes amenazas que se ciernen sobre la biodiversidad (Kitching, 2000. *Tree*, **15** (12): 484-485). En efecto, exceptuando notabilísimas excepciones (algunos grupos de lepidópteros y coleópteros), los invertebrados, el 95 % de todas las especies, son sistemáticamente omitidos bajo dos supuestos que se mueven entre la resignación (es imposible contar con inventarios fiables en plazos razonables de tiempo) y un cierto número de asunciones cada día más cuestionadas y cuestionables: es esperable que exista algún tipo de covariación espacial de la riqueza de especies entre diferentes organismos. Lamentablemente, cada día son más los datos que cuestionan este último presupuesto (e.g.: Pressey *et al.*, 1993; *Tree*, **8** (4): 124-128; Gaston, 2000; *Nature*, **405**: 220-227), aunque el debate aún sigue abierto (Reid, 1998. *Tree*, **13** (7): 275-280; Balmford, 1998. *Tree*, **13** (10): 409; Virolainen *et al.*, 2000. *Proceedings Royal Society London*, **267**: 1143-1147; Reyers *et al.*, 2000. *Proceedings Royal Society London*, **267**: 505-513; y referencias allí citadas).

La obtención de inventarios biológicos responde a una doble necesidad científica y sociológica. Los inventarios biológicos son los datos de nuestros observatorios naturales y constituyen la base factual de nuestro conocimiento del mundo orgánico. Sin ellos nuestras teorías y modelos predictivos tienen un valor limitado, nuestro conocimiento de la funcionalidad de los ecosistemas es igualmente limitado. Sin ellos, en suma, tenemos una visión muy parcial del mundo que nos rodea. Sin embargo, a pesar de esta urgente necesidad, se impone con tozudez una realidad muy distinta. Los recursos humanos y materiales dedicados a esta labor, nunca han gozado de gran reconocimiento científico social y así, cada vez son menos quienes se dedican a esta ardua tarea en todo el mundo. Asediados por la

indigencia de recursos, cada día son más los profesionales que se reciclan con mayor o menor éxito a otras disciplinas, abandonando lo que saben hacer por otros proyectos científicos supuestamente más rentables a corto plazo. El resultado es que la taxonomía biológica y los inventarios faunísticos y florísticos son disciplinas en franco declive y las predicciones del futuro más inmediato no parecen muy optimistas (G.-Valdecasas y Castroviejo, 2000. *Nature*, **403**: 6771; Krell, 2000, *Nature*, **405**: 507-508). No es fácil invertir esta tendencia y hacer ver que un inventario biológico equivale a los datos de un observatorio astronómico que nos previene de una lluvia de meteoritos, de un observatorio meteorológico que nos avisa de una ola de calor o un huracán, o de una unidad de cuidados intensivos de un hospital que nos suministra información puntual sobre el estado de salud de un paciente. No es fácil, pero es imprescindible y es lo que se espera de nosotros.

En alguna ocasión me he preguntado por qué es tan difícil transmitir el valor ético de la Vida entendida como hecho histórico irrepetible, genuinamente colectivo, en cuyo caudal estamos inmersos, cuando casi todos los códigos éticos y morales aceptan y protegen la vida individual como un valor universal inalienable (Martín-Piera, 2000. *M3M-Monografías Tercer Milenio*, vol. 1. SEA, Zaragoza. pp. 19-31). ¿Acaso es más inmoral y punible atentar contra un semejante que quemar intencionadamente un bosque por intereses económicos inconfesables, llenar el Golfo Pérsico de petróleo, hacer estallar un ingenio nuclear en el atolón de Mururoa, destruir la capa de ozono, o incrementar la temperatura del planeta 0,5°C cada 50 años?. ¿Por qué aceptamos que el denominado delito ecológico es un delito de segunda categoría o simplemente un “tributo del progreso”? Tal vez la respuesta está en el aislamiento, la soledad y el distanciamiento del mundo natural que genera la vida urbana en las sociedades industriales. De ese mismo aislamiento y soledad que empequeñece y angustia al habitante de la ciudad, surge el valor psicológico irremplazable de la Biodiversidad del que hablan Halffter, Moreno y Pineda. Ese anhelo de Naturaleza que anida en el ciudadano de las grandes urbes, inspira los valores ecologistas pero también crea una demanda que la sociedad industrial se está encargando de encauzar adecuadamente en la dialéctica mercantilista de la oferta y la demanda. Surge así el negocio de lo 'verde', el ecoturismo, el senderismo, las aulas de la Naturaleza, las granjas escuelas y un sin fin de sucedáneos destinados a calmar la angustia y el aislamiento del urbanita, y a llenar el bolsillo de unos cuantos vendedores avispados.

Quienes pensamos que la conservación de la biodiversidad es algo más que una carrera o estrategia profesional, tenemos por delante una tarea colosal de gran calado científico pero, sobre todo, de enorme trascendencia social en su acepción más profunda y radicalmente revolucionaria, por cuanto significa una profunda transformación de valores éticos colectivos.

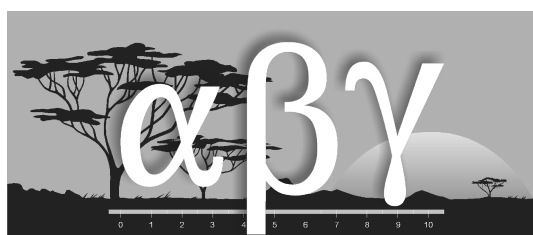
La tarea es compleja. Poco a poco se reconoce la importancia de los valores de la conservación de los ambientes naturales, pero en muchas partes del mundo las presiones de desarrollo son de tal calibre que parece completamente utópico esperar la conservación de todas las áreas potencialmente valiosas. En teoría, parece razonable compaginar un nivel digno de desarrollo económico y social con el uso adecuado y respetuoso de los recursos biológicos disponibles. Pero en la práctica, la búsqueda de este equilibrio no podrá evitar procesos de selección de reservas supuestamente representativas que habrán de ajustarse a criterios científicos rigurosos y defendibles, pero también flexibles y respetuosos con las comunidades locales y los usos tradicionales. Sin embargo, cada día es más evidente que no podemos conservar islas o, como se dice coloquialmente, no podemos poner vallas al campo; ¿qué hacer entonces?.

Tal vez no todos los investigadores interesados en el estudio de los patrones y causas de la biodiversidad y en su conservación, seamos capaces de salir de nuestros laboratorios y trascender más allá de nuestros cenáculos científicos pero, al menos, tenemos la obligación ineludible de hacer bien el trabajo que tenemos encomendado: i) desarrollando nuestra investigación al margen de presiones y mercadeos interesados; ii) proporcionando datos

fiables, rigurosos y contrastados a quienes tienen asignada la cada día más importante y urgente tarea de gestionar adecuadamente los recursos naturales; iii) denunciando la malversación del caudal biológico; y iv) animando a todos cuantos desde cualquier opción ética, política o social, pugnan por la conservación de la biodiversidad en sus múltiples manifestaciones, como una garantía de nuestra propia supervivencia.

Desde esta perspectiva es claro que, al margen de las lógicas discrepancias intelectuales, cualquier decisión, cualquier debate social que honradamente pretenda servir a los intereses generales, no puede dar la espalda a la conservación de la biodiversidad, entendida en su sentido más holístico (patrones y procesos, organismos y funciones ecológicas). Desde esta perspectiva tampoco cabe otra posibilidad que el concurso y la colaboración de científicos, gestores del medio ambiente, políticos, colectivos sociales y, en general, de toda la sociedad civil a la cual representan y a la que sirven. Lo contrario supondría una mezquina irresponsabilidad, tal vez, un suicidio colectivo.

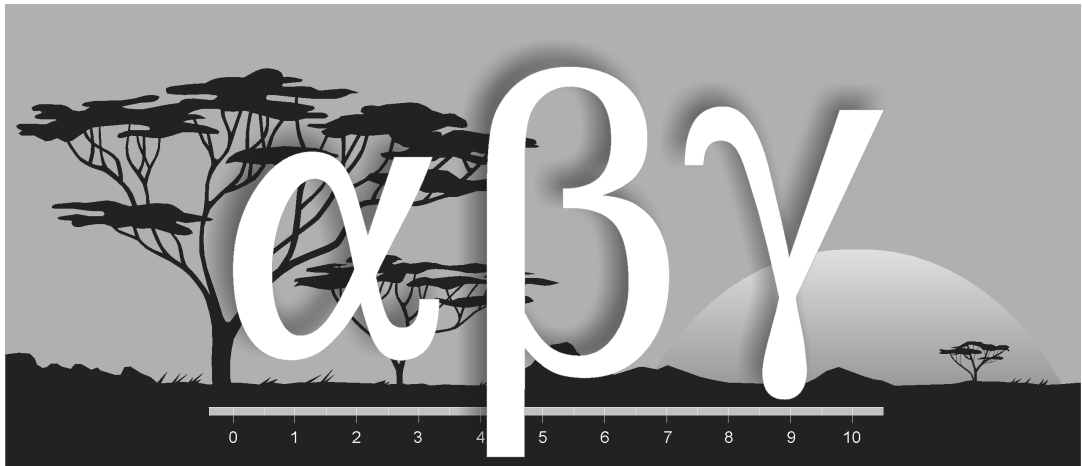
Fermín Martín-Piera
Dpto de Biodiversidad y Biología Evolutiva
(Entomología)
Museo Nacional de Ciencias Naturales (C.S.I.C.)
c/ José Gutiérrez Abascal, 2; 28006-MADRID (ESPAÑA)
Madrid, 22 de Enero, 2001



INDICE

1. Presentación	13
2. Las reservas de la biosfera	17
2.1. Antecedentes	19
2.2. El concepto actual	21
2.3. Reservas de la biosfera en Iberoamérica	23
3. ¿Por qué conservar la biodiversidad?	25
3.1. La biodiversidad o variedad de la vida	27
3.2. Distribución de la biodiversidad	29
3.3. Causas de origen y procesos de regulación	32
3.4. Amenazas y problemática	33
3.5. El valor de la biodiversidad	34
4. Aproximaciones al conocimiento de la biodiversidad	35
5. Estrategia propuesta para evaluar la biodiversidad en reservas de la biosfera	39
5.1. Justificación	41
5.2. Objetivos	42
5.3. Conceptos	43
5.3.1. La escala de paisaje	43
5.3.1.1. ¿Qué es el paisaje?	43
5.3.1.2. Los límites del paisaje y de la reserva	45
5.3.1.3. Procesos que afectan a la biodiversidad a nivel de paisaje	46
5.3.2. Selección de grupos de estudio	47
5.3.3. Componentes alfa, beta y gamma	50
5.4. Métodos	53
5.4.1. Dónde muestrear	54
5.4.2. Obtención de datos	55
5.4.3. Medida de la diversidad alfa	57
5.4.4. Medida de la diversidad beta	61
5.4.5. Medida de la diversidad gamma	63
5.5. Indicadores de éxito	65
Agradecimiento	68
Literatura citada	69
Apéndice. Algunas direcciones en internet sobre biodiversidad y/o reservas de la biosfera	75
Resumen/Abstract	77

PRESENTACIÓN



1. PRESENTACIÓN

Las reservas de la biosfera son la respuesta actual a un reto de incumbencia global: conciliar la conservación de la biodiversidad con el desarrollo humano a través del uso sostenible de los recursos biológicos. Son áreas protegidas donde se ensaya, afina, aplica y divulga el equilibrio sostenible entre la conservación de la biodiversidad y de los valores culturales asociados a ésta, y el desarrollo económico.

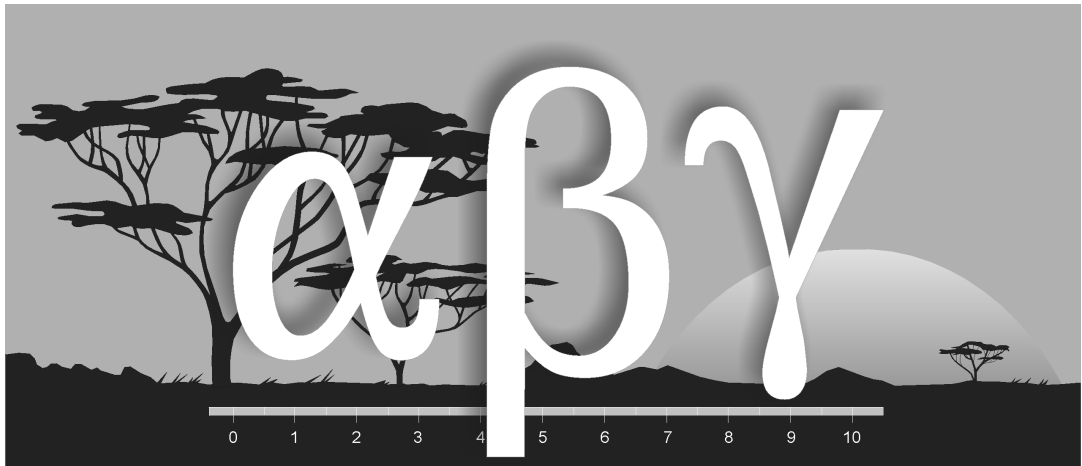
La biodiversidad es una característica compleja de los sistemas biológicos que se manifiesta a distintas escalas espaciales y temporales. Las bases para su conservación sólo pueden alcanzarse mediante un enfoque integrador basado en los conocimientos de la ecología, genética, biogeografía, biología evolutiva, sistemática y disciplinas afines. Aún con lo complicado de esta aproximación, resulta urgente encontrar soluciones por la rapidez con que los cambios ambientales locales, regionales y globales están afectando la diversidad biológica. El interés por conservar la biodiversidad trasciende el ámbito científico, pues tiene múltiples valores para la sociedad contemporánea, incluidos los económicos, funcionales, culturales, morales y estéticos.

En la práctica, el manejo de la biodiversidad requiere un gran esfuerzo de selección y priorización en cuanto a especies o grupos de especies indicadoras, endémicas o aquellas que tienen algún significado ecológico especial (especies clave o ingeniero) o emocional (especies bandera o emblemáticas). Este manual propone una estrategia para evaluar la biodiversidad en reservas de la biosfera, basada en el análisis conjunto de la riqueza de especies local (diversidad alfa), del reemplazo de especies entre hábitats (diversidad beta) y de la riqueza de especies a nivel de paisaje (diversidad gamma; Halffter, 1998). Con esta estrategia se pretende proporcionar de manera rápida y sencilla un panorama sobre la diversidad en especies y los procesos que la afectan a nivel de paisaje, especialmente de aquellos procesos relacionados con las actividades humanas, tales como la fragmentación y modificación de los ecosistemas. Los protocolos de muestreo y análisis sugeridos se refieren a reservas de la biosfera terrestres. Su aplicación en reservas acuáticas y marinas, así como fuera de los límites de las reservas, requerirá el ajuste de los métodos.

El manual está dirigido a estudiantes, técnicos y profesionales que pretendan realizar estudios sobre biodiversidad en reservas de la biosfera. Los ejercicios que se proponen son igualmente de utilidad para todos aquellos que manejan o deben autorizar medidas relacionadas con la biodiversidad, es decir, para los gestores de las reservas de la biosfera. La ejecución de los métodos aquí propuestos en distintas reservas, proporcionará información relevante para entender la naturaleza de las diversidades alfa, beta y gamma, sus interacciones espaciales y la forma en que responden a las transformaciones de origen humano. Esta información será una base sólida para diseñar planes generales de conservación y manejo de la biodiversidad en función de las actividades humanas, contribuyendo así a cumplir el objetivo principal de las reservas de la biosfera.

Los propósitos antes señalados fueron una de las propuestas que dieron origen al programa internacional DIVERSITAS: generar información comparable para que, con base en ella, se propongan escenarios de lo que puede ocurrir con la biodiversidad bajo distintas influencias humanas. Desarrollar estos propósitos puede convertir a las reservas de la biosfera en áreas permanentes de monitoreo y comparación, áreas que al estar integradas en un programa internacional como MAB-UNESCO y en programas regionales como CYTED, se convierten en observatorios de los cambios globales en la diversidad biológica.

2. LAS RESERVAS DE LA BIOSFERA



2. LAS RESERVAS DE LA BIOSFERA

2.1. Antecedentes

El concepto de reserva de la biosfera ha estado sometido a un proceso de cambio por etapas, proceso que refleja una consolidación creciente de características propias que distinguen a éstas de otras áreas protegidas. El concepto de reserva de la biosfera se genera, desarrolla y modifica dentro del programa Hombre y Biosfera (MAB) de UNESCO. Es la gran contribución de la UNESCO a una política de protección a los procesos evolutivos que son base de la diversidad biológica, de los recursos naturales considerados como un bien limitado y frágil, así como a la búsqueda de una conciliación entre los considerandos anteriores y el desarrollo sostenible a que aspira la humanidad.

En los cambios ha influido mucho el análisis de experiencias concretas, como ha sido la experiencia mexicana (la “modalidad mexicana”) derivada de las reservas de Mapimí y La Michilía. En éstas, las primeras reservas de América Latina, se considera por primera vez indispensable la participación de las poblaciones locales, así como la investigación y búsqueda de alternativas para el desarrollo regional como parte de las actividades de una reserva de la biosfera (Halffter, 1984). El propósito de las reservas de la biosfera ha pasado desde la sola conservación de la biota, hasta conciliar la conservación de la biodiversidad con el desarrollo socioeconómico y la preservación de los valores culturales asociados.

Desde la reunión en que se origina (1968), el MAB aparece como el primer programa intergubernamental que señala firmemente que utilización y conservación de los recursos naturales deben ser parte de una misma estrategia y no opciones antagónicas. Para lograr esta coherencia dialéctica, el camino está en resolver los problemas mediante la investigación, tanto la relativa a las ciencias naturales, como la referente a los aspectos sociales.

Las primeras reservas de la biosfera se designan en 1976 y en ese mismo año se forma la Red Mundial de Reservas de la Biosfera. Diez años después, la Red esta integrada por 252 reservas distribuidas en 66 países (Halffter, 1991). A la clausura de la XVI Sesión del Consejo Internacional de Coordinación del MAB (10 noviembre 2000), la Red comprendía 391 reservas en 94 países. En los años transcurridos los resultados obtenidos en las reservas de la biosfera han sido diversos, desde éxitos en algunas experiencias, hasta fracasos y malentendidos en otras. Lo anterior ha obligado a revisar en varias ocasiones el papel, funcionamiento y características de las reservas, y en última instancia, las posibilidades de conservar una parte importante de la biodiversidad en un sistema de áreas protegidas, muchas de las cuales están en países en los que la presión sobre los recursos bióticos y sobre los ecosistemas naturales en general, es creciente.

El Primer Congreso sobre Reservas de la Biosfera celebrado en Minsk, Bielorrusia (1983), fue la base para enunciar un año después el Plan de Acción de las Reservas de la

Biosfera, que presenta un avance importante al conceptualizar las reservas bajo un enfoque multidisciplinario. El plan contiene una serie de objetivos y acciones que coordinan las tareas del MAB, así como sugerencias y criterios básicos que deben ser analizados y adoptados, en lo posible, por los organismos nacionales responsables del manejo de las reservas.

En 1995 se celebra la II Conferencia Internacional sobre Reservas de la Biosfera en Sevilla, España. Sus propósitos fueron la discusión y formulación de lo que se denominó la Estrategia Sevilla y la propuesta del Marco Estatutario de la Red Mundial de Reservas de la Biosfera. La Conferencia de Sevilla permitió la reflexión y análisis de lo ocurrido durante 20 años. Se ratificó la necesidad de conciliar conservación y desarrollo, así como la flexibilidad que debería tener la aplicación del concepto de reserva de la biosfera de acuerdo con las necesidades locales y nacionales. El documento final de la Estrategia Sevilla está ordenado de forma jerárquica en metas, estrategias y acciones. Al ser aprobados por la Conferencia General de la UNESCO a finales de ese mismo año, tanto la Estrategia Sevilla como el Estatuto de la Red Mundial se convirtieron en las normas legales y de planificación que estructuran el sistema internacional de reservas del Programa MAB.

2.2. El concepto actual

Las reservas de la biosfera deben cumplir tres funciones complementarias. Una función de conservación: proteger los recursos genéticos, las especies, los ecosistemas y los paisajes; una función de desarrollo: promover un desarrollo económico y social sostenible; y una función de apoyo logístico: respaldar y alentar actividades de investigación, educación, formación o entrenamiento y observación permanente relacionadas con las actividades de interés local, nacional y mundial encaminadas a la conservación y el desarrollo sostenible. Las llamadas funciones logísticas pueden estar dirigidas a problemas de relevancia local o regional, pero siempre se busca la proyección de sus resultados a escala mundial. Esto último, es especialmente importante en la función de observatorio de los cambios bióticos y climáticos que se quiere dar a muchas reservas de la biosfera. En todos los casos la meta clara es utilizar el conocimiento científico y la capacidad de experimentación que se debe desarrollar en las reservas de la biosfera, para hacer compatibles la conservación de la diversidad biológica con las necesidades de distintos modelos de desarrollo sostenible.

Cada reserva de la biosfera debe estar compuesta de tres elementos: una o más zonas núcleo que se beneficien de protección a largo plazo, cuyo propósito sea conservar la biodiversidad y la continuidad de los ecosistemas menos alterados, así como realizar investigación y otras actividades poco perturbadoras; una zona de amortiguamiento que generalmente rodea las zonas núcleo, utilizada para actividades compatibles con prácticas ecológicamente amigables como educación ambiental, ecoturismo e investigación aplicada y básica; y una zona de transición o influencia que puede comprender varias actividades agrícolas, de asentamientos humanos y otros usos, donde las comunidades locales, los organismos de manejo, científicos, organismos no gubernamentales, grupos culturales, el sector económico y otros interesados trabajen conjuntamente en la administración y el desarrollo sostenible de los recursos de la zona. El concepto inicial de reservas de la biosfera consideraba a las tres zonas como una serie de anillos concéntricos. En la actualidad, la forma de cada una de estas zonas puede variar dependiendo de las características y necesidades locales.

Para incorporar un área a la Red Internacional de Reservas de la Biosfera, el primer paso es la declaración nacional del área como reserva de la biosfera (cuando esta figura existe en la legislación nacional) o en la forma que prevea la normatividad de cada país y que sea más próxima a las características de una reserva de la biosfera. La Red Internacional no declara las reservas. Analiza las propuestas de los países y, en su caso, acepta en la Red a las áreas protegidas que llenen los requisitos especificados en los estatutos de la propia Red y cuyos propósitos coinciden con la Estrategia Sevilla. Además, con una cierta periodicidad pide información a los organismos responsables de los países para constatar que se cumplan los propósitos declarados. Una reserva de la biosfera debe:

- ▶ Ser representativa de una región biogeográfica.
- ▶ Contener paisajes, ecosistemas y especies o variedades de animales y plantas cuya conservación sea importante.
- ▶ Brindar oportunidades para estudiar y aplicar la filosofía del desarrollo sostenible dentro de la región en la que está ubicada.
- ▶ Poseer un territorio lo suficientemente amplio como para realizar las tres funciones asignadas.
- ▶ Disponer de un sistema de zonificación adecuado.

El tipo de propiedad de la tierra puede presentar variación, incluso dentro de una misma reserva. La mayoría de las zonas núcleo son de propiedad nacional, pero muchas extensiones de la reserva pueden ser propiedad privada, cooperativa o pertenecer a organizaciones no gubernamentales. En el área de amortiguamiento es habitual la propiedad comunal o la privada, lo que suele acentuarse en el área de transición.

Ningún modelo que promueva la conservación y el desarrollo sostenible es válido (ni tiene posibilidades de éxito) si no toma en cuenta las características sociales, culturales y económicas de la sociedad en la que se quiere implantar, y si no tiene una sólida base científica. Se rechaza la idea de convertir las reservas en islas dentro de un mundo cada vez más amenazado por una actividad económica simplificadora, proponiendo por el contrario, que asuman el papel de laboratorios para la búsqueda de formas de desarrollo sostenible. Este propósito es el núcleo de la concepción de las reservas de la biosfera en el siglo XXI.

Un planteamiento que había venido gestándose y que queda incluido en la Estrategia Sevilla, es considerar a las reservas como un elemento muy importante del ordenamiento regional de uso de la tierra y los recursos bióticos. Son muchas las posibilidades que abre este planteamiento, ya que las reservas, áreas controladas y planificadas, áreas donde la investigación y la experimentación son actividades esenciales, tienen todas las características para servir de base a la promoción de nuevas formas de desarrollo regional.

2.3. Reservas de la Biosfera en Iberoamérica

Como ya se mencionó, en poco más de 20 años, 94 países han adoptado e implementado el concepto de Reserva de la Biosfera, conformando la Red con 391 reservas distribuidas alrededor de todo el planeta (UNESCO, 2000). En América Latina se encuentran 54 reservas con registro en la Red (Figura 1), las cuales representan casi el 15% del total mundial de reservas de la biosfera que en conjunto abarcan una extensión aproximada de 645 000 km², un territorio mayor que el de Centroamérica o países como Ecuador o Paraguay y Uruguay juntos. Sin embargo, el número total de reservas y su extensión es aún mayor. En México (y seguramente no es el único caso) el incremento en los últimos años de este tipo de área protegida (que está incluido en la legislación nacional) ha sido muy acelerado y las últimas reservas creadas no se han propuesto aún a la Red MAB-UNESCO. Así, el 31 de diciembre de 1999, el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México cuenta con 23 reservas de la biosfera, de las cuales 11 están registradas en la Red.

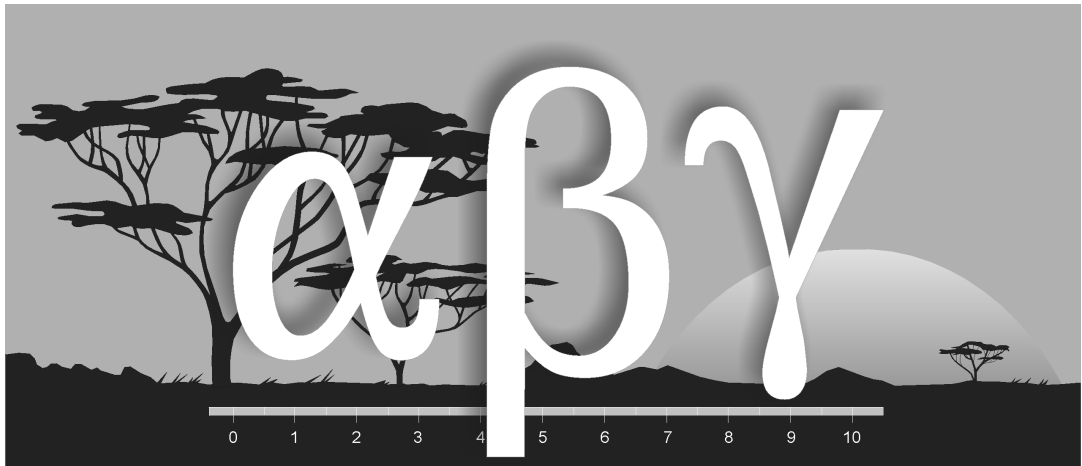
A finales del año 2000, junto con España y Portugal, la Red contiene un total de 82 reservas para Iberoamérica, con una amplia variedad de ecosistemas terrestres, marinos y/o costeros, tanto tropicales como templados. El país que más reservas tiene inscritas es España con 19, le siguen México con 12, Argentina con nueve, Chile con siete, Cuba con seis, Colombia con cinco; Bolivia, Perú, Brasil y Ecuador con tres; Costa Rica, Guatemala y Panamá con dos y por último, Honduras, Nicaragua, Portugal, Uruguay, Paraguay y Venezuela con una reserva cada uno. La variación en el tamaño de las reservas es enorme pues el intervalo va desde 395 ha en Portugal, hasta casi 30 millones de ha en Mata Atlántica, Brasil.

Una parte de las reservas está ligada a una riqueza biológica, asociada a una visión cultural particular. En estas reservas viven diversos grupos étnicos, con formas distintas de percibir la naturaleza, así como de manejo de sus recursos. En América Latina el propósito de conservación está en íntima relación con el respeto a los valores culturales de cada pueblo.



Figura 1. Reservas de la biosfera en Iberoamérica pertenecientes a la Red Mundial. Los triángulos muestran la ubicación específica de cada reserva. El área en blanco es la enorme reserva Mata Atlántica, Brasil. Fuente: UNESCO 2000.

3. ¿POR QUÉ CONSERVAR LA BIODIVERSIDAD?



3. ¿POR QUÉ CONSERVAR LA BIODIVERSIDAD?

3.1. La biodiversidad o variedad de la vida

Todos los sistemas naturales están integrados por diferentes tipos de elementos que se presentan en distintas cantidades, es decir, son diversos. Así, un bosque está integrado por varios tipos de organismos (plantas, insectos, aves, microorganismos, etc.), algunos más conspicuos que otros. A su vez, cada grupo de organismos está representado por distintas especies, unas más abundantes que otras. Dentro de cada especie es posible detectar diferencias entre sus individuos, algunas de estas diferencias son provocadas por el medio ambiente y otras por variaciones en el material genético entre individuos. Por lo tanto, la diversidad es una propiedad intrínseca de los sistemas vivientes.

Actualmente, la definición más difundida de biodiversidad es la incluida en la Convención de Diversidad Biológica, según la cual es “la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otros, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”(UNEP, 1992). De acuerdo con Harper y Hawksworth (1995), fueron Norse *et al.* en 1986 quienes propusieron el término de biodiversidad para referirse a tres niveles: genético (intraespecífico), de especies (número de especies) y ecológico (de comunidades). La integración de estos niveles en el concepto de biodiversidad fue rápidamente aceptada (Solbrig, 1991), llegando a ser postulada como la “trilogía de la biodiversidad” (di Castri y Younès, 1996). Bajo esta perspectiva, la biodiversidad incluye el ensamble y las interacciones jerárquicas de las escalas de organización genética, taxonómica y ecológica (di Castri y Younès, 1996).

Además de los niveles genético, de especies y de comunidades, es posible distinguir los aspectos de composición, estructura y función (Figura 2) de los sistemas biológicos (Noss, 1990). La composición se refiere a la identidad y variedad de genes, poblaciones, especies, comunidades y paisajes. La estructura es la manera en que están organizados los componentes, desde la genética y demográfica de las poblaciones, hasta la fisonómica a nivel de paisaje. La función se refiere a los procesos ecológicos y evolutivos que ocurren entre los componentes, tales como flujo génico, interacciones interespecíficas y flujo de nutrientes (Noss, 1990).

En este texto nos referimos a la biodiversidad a nivel de especies, o sea, al número de especies distintas que ocurren simultáneamente en un área. Las especies constituyen entidades reconocibles, a pesar de que existen distintas aproximaciones para definir qué es especie. Al menos para ciertos grupos, las especies son fácilmente detectables y existen muchos datos sobre este nivel de la biodiversidad. Además, la diversidad en especies refleja

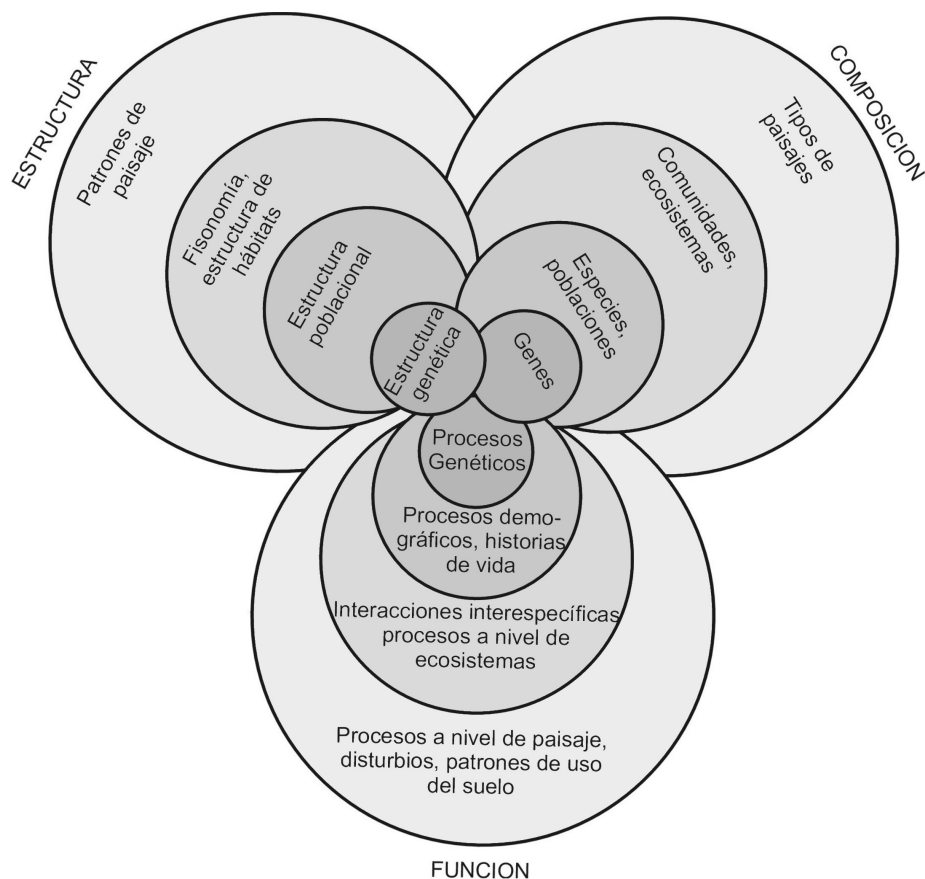


Figura 2. Composición, estructura y función de los sistemas biológicos a distintas escalas. Modificado de Noss (1990).

distintos aspectos de la biodiversidad, desde variaciones en los patrones ecológicos actuales, hasta los complejos procesos evolutivos. Si la diversidad biológica es el resultado de la evolución que se manifiesta en diferentes formas de ser de los seres vivos (Halffter y Ezcurra, 1992), entonces la variedad de especies es una aproximación reflejo representativa de la biodiversidad.

3.2. Distribución de la biodiversidad

Las especies se encuentran repartidas de forma irregular entre los diversos grupos de organismos y en las distintas regiones del planeta. Se han descrito poco más de un millón y medio de especies vivientes (Wilson, 1992). De ellas, aproximadamente un millón corresponde a animales y medio millón a plantas (Figura 3). Más de la mitad del total de los organismos vivientes son insectos (53%), mientras que grupos relativamente bien conocidos como los vertebrados y las plantas con flores representan únicamente el 3 y 15% de la biodiversidad total. Esta heterogeneidad entre los distintos grupos taxonómicos es el resultado de los cambios evolutivos que se han presentado desde el surgimiento de la vida en el planeta (hace aproximadamente 3,500 millones de años) hasta nuestros días.

La distribución de las especies en el planeta es también irregular. El patrón de distribución más claro a nivel global es el incremento gradual de los polos hacia el ecuador. Este gradiente latitudinal ha sido analizado desde distintas perspectivas y se han propuesto varias hipótesis sobre su explicación (Pianka, 1966; Rosenzweig, 1992; Blackburn y Gaston, 1996). Además de ser zonas de alta diversidad biológica, las regiones tropicales son también áreas vulnerables a la perturbación. Hasta 1997 Conservation International había identificado 17 regiones denominadas “*hotspots*” (Figura 4) cuya extensión territorial ocupa únicamente el 1.32% de la superficie del planeta a pesar de lo cual contiene por lo menos el 50% del total de especies terrestres, además de constituir el hábitat del 39% de las especies endémicas. El número de *hotspots* se encuentra en continua revisión y a fecha de cierre de este trabajo suman ya 25 (Conservation International, véase el Anexo).

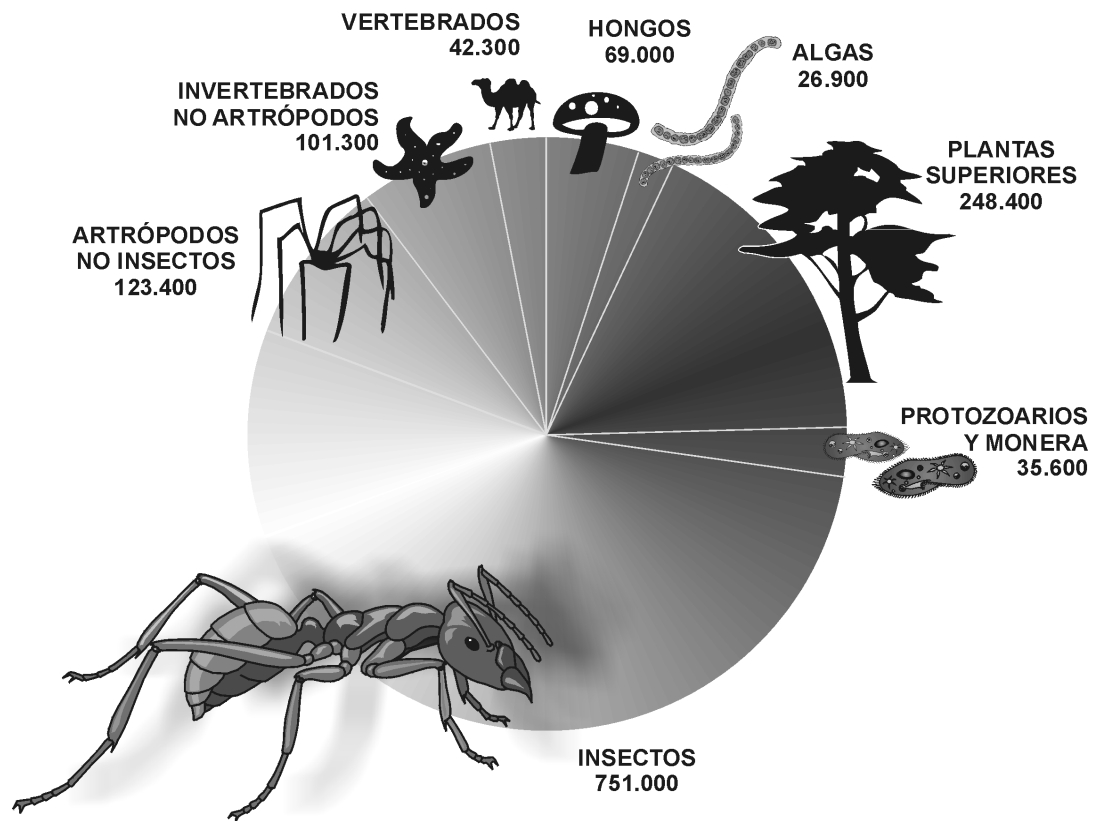


Figura 3. Número de especies vivientes conocidas de los principales grupos de organismos. Modificado de Wilson (1992).

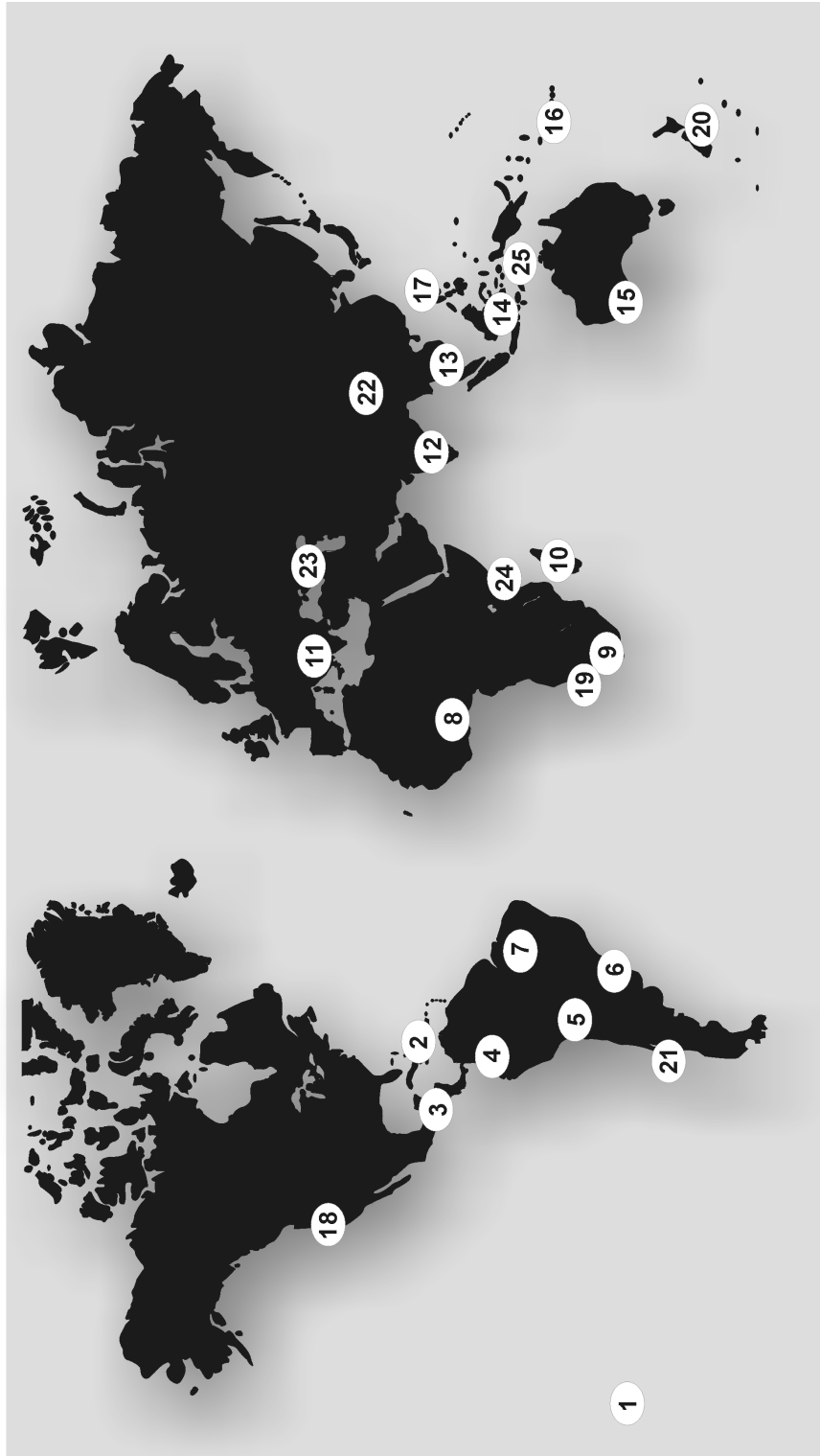


Figura 4. Regiones de alta biodiversidad ("hotspots") en el mundo, seleccionados por su elevada riqueza en especies, alto número de endemismos y grado de amenaza. 1: Complejo de islas de Polinesia y Micronesia; 2: Antillas; 3: Selvas Meso-Americanas; 4: Darien-Chocó-Oeste de Ecuador; 5: Andes tropicales; 6: Región de la Foresta Atlántica; 7: Cerrado; 8: Selva guineana de África Occidental; 9: Regiones florísticas del Cabo y Oeste del Cabo; 10: Región Mediterránea; 11: Ghats Orientales y Sri Lanka; 13: Región Sundaica Oriental; 14: Región Sundaica Occidental; 15: Sudoeste australiano; 16: Nueva Caledonia; 17: Filipinas. Modificado de Conservation International (1997). Entre 1997 y 2000 se han incorporado las siguientes: 18: Provincia florística de California; 19: Succulent Karoo; 20: Nueva Zelanda; 21: Chile Central; 22: Montañas centrales del Sur de China; 23: Cáucaso; 24: Bosque costero de Kenya y Tanzania; 25: Wallacea.

3.3. Causas de origen y procesos de regulación

La base y origen de toda la biodiversidad, en todos sus niveles, es el ácido desoxirribonucleico (ADN). La molécula de ADN es capaz de autorreplicarse y está constituida por cuatro tipos de unidades repetibles llamados nucleótidos, que se acomodan en cualquier orden secuencial. El orden de los nucleótidos determina las características de los productos químicos derivados del ADN (proteínas catalíticas) que se traducen en las características distintivas de los organismos. El orden de los nucleótidos en el ADN puede cambiar, y estos cambios generan la diversidad de los organismos: las moléculas de ADN modificadas traducen sus cambios en proteínas modificadas, que a su vez originan organismos modificados (Solbrig, 1991).

Toda la variación genética, desde los cambios puntuales en la molécula del ADN hasta las especies, será modelada y restringida por la selección natural: el efecto del ambiente biótico o abiótico, que da ventajas en supervivencia y reproducción a unas expresiones genéticas sobre otras. Los cambios en frecuencia e incluso la desaparición de especies pueden ocurrir en forma muy rápida o bien, ciertas combinaciones, pueden persistir por mucho tiempo. En cualquier circunstancia, la relación entre la velocidad con que aparecen nuevas combinaciones genéticas y la velocidad con que se pierden otras, es el principal responsable de la diversidad de un sistema (Cracraft, 1985; Solbrig, 1991).

La aparición de cambios en el ADN es un fenómeno que ocurre al azar. No hay forma de predecir qué cambio va a ocurrir, sólo que algunos van a ocurrir. Sin embargo, la selección natural determina si los nuevos cambios se establecen o son eliminados. Por lo tanto, a nivel intraespecífico hay dos condiciones que determinan la diversidad. Primero, constantemente se están generando cambios en el ADN a través de mutaciones, recombinaciones y fenómenos genéticos relacionados, y a través de la inmigración de individuos, sus gametos o sus propágulos a las poblaciones. Segundo, la diversidad en las poblaciones se restringe por selección natural y pérdida por emigración de individuos (Solbrig, 1991).

La especiación es el proceso en el que se separan las variaciones genéticas en distintas unidades o especies. Una población original se divide en dos o más unidades, comúnmente debido a una separación física que impide la reproducción de los individuos entre unidades. Cada una de estas unidades adquiere una serie de características distintivas (en sus células, tejidos, órganos, comportamiento, etc.) a través de cambios en su ADN y subsiguiente selección natural.

3.4. Amenazas y problemática

En todos los niveles, la persistencia de sistemas biológicos altamente diversos se encuentra amenazada directa o indirectamente por las actividades humanas (Pearce y Moran, 1994; Brown *et al.*, 1997). La amenaza directa puede darse por sobreexplotación de algunas especies, es decir, por extraer individuos de una población a una tasa más alta de la que puede sostener la capacidad natural reproductiva, fenómeno que puede ocurrir en la extracción forestal o en las pesquerías. Otra forma de amenaza directa es la eliminación de especies no deseadas, como ocurre en los programas de control de depredadores.

La amenaza indirecta puede deberse a:

- Alteración de hábitat, generalmente de ecosistemas naturales diversos hacia agroecosistemas más simples.
- Alteración de patrones hidrológicos que a su vez modifican el paisaje y sus comunidades.
- Introducción intencional o accidental de especies exóticas.
- Liberación de sustancias químicas como los insecticidas y otros productos que pueden generar contaminación atmosférica, de acuíferos, lluvia ácida, etc.

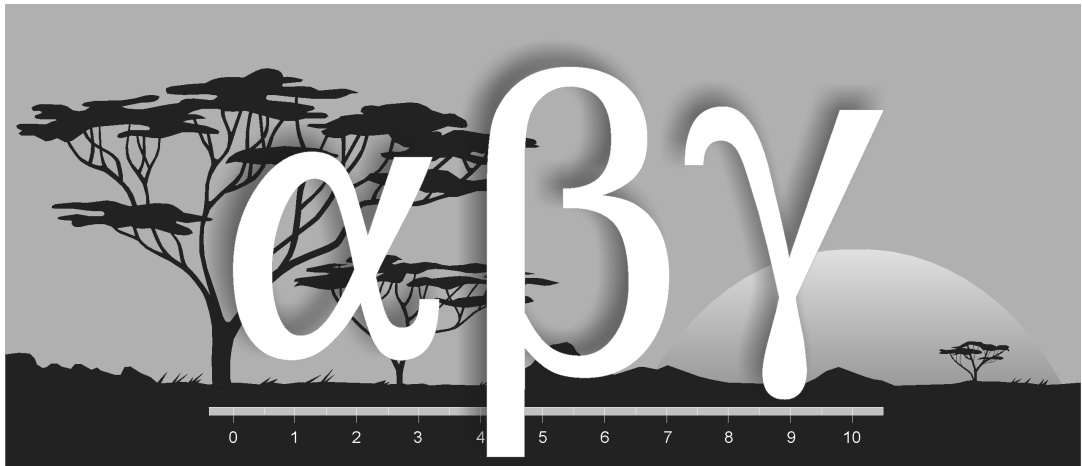
3.5. El valor de la biodiversidad.

Paradójicamente, junto a la disminución de la biodiversidad por causas humanas, el hombre, como el resto de las especies, requiere de la existencia de diversas entidades biológicas para su bienestar. Distintos valores de la biodiversidad tienen significado para el hombre, entre ellos:

- Valores de uso directo. Son todos aquellos recursos bióticos que pueden ser consumidos directamente. Algunos de ellos pueden contar con un precio en el mercado, como los alimentos, la madera o las plantas medicinales; mientras que otros no tienen un valor comercial directo pero resultan igualmente aprovechables, como la leña, el forraje o las piezas de caza para autoconsumo.
- Valores de uso indirecto. Incluyen los beneficios funcionales de los sistemas biológicos, llamados también “servicios de los ecosistemas”. Por ejemplo, la producción primaria mediante la fotosíntesis, la formación de suelo, el control de plagas, la fijación de nitrógeno, el control de inundaciones, etc.
- Valores éticos. Se refieren al aprecio que el ser humano puede sentir hacia la biodiversidad fuera de su potencial como artículo de consumo. Incluyen los valores de opción que pueden ser de uso directo o indirecto en el futuro, el valor de legar como herencia recursos naturales a las generaciones futuras, y el valor del conocimiento de la existencia de la biodiversidad por razones culturales.
- Valores estéticos. La especie humana ha evolucionado en un mundo biológicamente diverso. Nuestra memoria biológica se ha integrado en contacto con muy distintas especies y situaciones. Para todos nosotros, una naturaleza rica y en “equilibrio” (es decir, que no muestre los estragos de la actividad humana sin control) tiene un irremplazable valor psicológico. Es indudable que las dos últimas décadas han visto en las sociedades más ricas, las más urbanizadas, una demanda creciente de lo silvestre. El explosivo crecimiento del turismo ecológico (o que pretende serlo) es la mejor evidencia de lo anterior. El desplazamiento temporal fuera de las condiciones urbanas, aparece como una exigencia creciente a medida que las necesidades más imperiosas de la población son satisfechas. Este contacto con la naturaleza, aun temporal, está asociado a un sentimiento de aprecio (estético) de la biodiversidad. Para satisfacer este anhelo es necesaria la supervivencia de paisajes naturales, biológicamente ricos y funcionales.

En estos tipos de valores de la biodiversidad, desde aquellos de uso directo hasta los valores éticos y estéticos, existe una capacidad decreciente del mercado para asignar un precio comercial. La economía ecológica busca métodos apropiados para calcular el valor económico total de la biodiversidad a partir de los diferentes tipos de valores que tiene para el ser humano (Pearce y Moran, 1994; Brown *et al.*, 1997).

4. APROXIMACIONES AL CONOCIMIENTO DE LA BIODIVERSIDAD



4. APROXIMACIONES AL CONOCIMIENTO DE LA BIODIVERSIDAD

El millón y medio de especies que actualmente se conocen es solamente una fracción de los organismos que habitan el planeta. La mayoría de las estimaciones del número real de especies vivientes más aceptadas se refieren a cifras entre 5 y 15 millones (Stork, 1994). En relación a los insectos los cálculos son todavía más variables: de 2 a 30 millones o más (Erwin, 1988; Erwin, 1996).

Sólo para algunos grupos como las aves, los grandes mamíferos y ciertas plantas se conoce relativamente bien su diversidad y su distribución espacial. Incluso, cambios en su diversidad con relación a modificaciones ambientales han sido monitoreados durante periodos largos. Sin embargo, no es posible saber si las conclusiones de estos estudios pueden ser aplicadas al resto de los grupos biológicos poco conocidos o hiperdiversos como los insectos, los hongos y los microorganismos.

Lo poco que sabemos de la riqueza y variedad de especies vivientes, apoya la necesidad apremiante de conocer lo más posible de la diversidad biológica para asegurar su manejo apropiado y conservación a largo plazo. El Convenio sobre Diversidad Biológica, ratificado por 175 países hasta enero de 1999, en su artículo 7, relativo a sus objetivos, establece: “identificar y monitorear los componentes de la diversidad biológica que sean importantes para su conservación y utilización sostenible, así como los procesos y categorías de actividades que tengan, o sea probable que tengan, efectos perjudiciales importantes en su conservación”.

La manera más directa de conocer la diversidad biológica que hay en un lugar, es inventariarla. Un inventario implica la catalogación de los elementos existentes en un tiempo dado, en un área geográficamente delimitada (Dennis y Ruggiero, 1996). Teóricamente, los inventarios incluyen el muestreo, catalogación, cuantificación y cartografiado de entidades como genes, individuos, poblaciones, especies, ecosistemas y paisajes; además de sintetizar la información resultante para su análisis (Stork *et al.*, 1996). Los inventarios deben ser más que simples listas. En general, sintetizan información sistemática, ecológica y biogeográfica para dar una visión de la biodiversidad en un tiempo y espacio determinados y establecer así el conocimiento básico para evaluar su cambio.

Registrar y seguir los cambios en el tiempo constituye lo que ampliamente se conoce como monitoreo (Stork *et al.*, 1996), castellanizando el término inglés “monitoring”. El monitoreo de la diversidad biológica es la base para predecir el comportamiento de algunas variables clave para mejorar y aumentar las opciones de manejo, así como para prevenir cambios en la riqueza de los sistemas. El éxito de un programa de monitoreo depende de varios factores, tales como la selección cuidadosa de las escalas espacial y temporal de la investigación, la selección de grupos taxonómicos adecuados y la estandarización de las metodologías de muestreo y análisis para realizar comparaciones bajo distintas circunstancias.

Se han puesto en marcha varios esfuerzos globales para inventariar y monitorear los componentes de la biodiversidad. Por ejemplo, el programa DIVERSITAS se aboca al estudio de la función de la biodiversidad, su origen, mantenimiento y pérdida, así como a la comprensión de su transformación en tiempo y espacio a través del inventario y monitoreo. El programa sobre biodiversidad Smithsonian Institution/Man and the Biosphere tiene como objetivo establecer y coordinar una red de parcelas para el inventario y monitoreo a largo plazo, ubicadas en reservas de la biosfera con bosques templados, subtropicales y tropicales. Este programa se basa en la implementación de proyectos de monitoreo, el uso de métodos estandarizados y probados para la interpretación y difusión de los datos, así como en el entrenamiento de equipos profesionales de trabajo.

Dentro del programa de cooperación iberoamericana CYTED, el subprograma Diversidad Biológica está propiciando el desarrollo de metodologías de análisis y monitoreo usando grupos indicadores, con objeto de facilitar los estudios comparativos, así como el análisis de las posibilidades para estudios comparados del uso de grupos taxonómicos supraespecíficos.

Como ratificadores del Convenio sobre Diversidad Biológica, varios países están desarrollando planes de acción sobre biodiversidad que incluyen inventarios. Dos de ellos son Costa Rica y México. El Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio) de Costa Rica pretende realizar el inventario nacional de especies, estimado en 500,000 plantas y animales. El objetivo de este inventario es facilitar el uso intelectual y económico de la biodiversidad por todos los sectores de la sociedad interesados. Su metodología incluye el empleo de “parataxónomos”, personas locales sin estudios formales que son entrenadas para coleccionar, preparar y catalogar los especímenes. Una función adicional del INBio es aumentar los beneficios de las poblaciones locales con recursos provenientes de compañías químicas con intereses en la bioprospección. Un esfuerzo piloto iniciado en un área restringida de Costa Rica fue el programa All Taxa Biodiversity Inventory (ATBI; Gámez, 1996). Los resultados de este proyecto, recientemente suspendido, no han sido aún evaluados.

En México, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) se encarga de coordinar, apoyar y promover el conocimiento y uso de la diversidad biológica, así como de organizar la información resultante. Esta información se hace disponible mediante un banco de datos que opera con un sistema de georreferencia que proporciona información adicional sobre cada lugar donde se localiza una especie determinada.

Evidentemente, inventariar todos los componentes de la biodiversidad es una tarea inmensa, y la crisis ambiental impone plazos cada vez más estrechos para atacar el problema y dar respuesta a las preguntas básicas relacionadas con el conocimiento, uso y conservación de la biodiversidad. Además del tiempo, la falta de fondos y personal capacitado, incluso la falta de conocimientos taxonómicos en muchos grupos, hacen que los inventarios suelen representar una muestra más que un listado completo de la biodiversidad de una área. Por ello, se requieren estrategias concretas alternas, basadas en algún criterio de prioridad, diseñadas para evaluar aspectos precisos de la diversidad biológica.

5. ESTRATEGIA PARA EVALUAR LA BIODIVERSIDAD EN RESERVAS DE LA BIOSFERA



5. ESTRATEGIA PARA EVALUAR LA BIODIVERSIDAD EN RESERVAS DE LA BIOSFERA.

5.1 Justificación

Evaluar la riqueza de especies mediante censos completos es factible sólo para unos cuantos grupos y en áreas relativamente pequeñas, en las cuales se dispone de un muy buen conocimiento de la biota. En la mayoría de las situaciones la única forma de aproximarnos a la cuantificación de la biodiversidad es mediante muestreos. Una muestra es una porción del todo, colectada siguiendo una metodología determinada. Usamos el conjunto de muestras para estimar el total, en nuestro caso, la riqueza en especies del área muestreada. El éxito depende de que la estrategia de muestreo sea realmente la adecuada para los objetivos del estudio. Por lo tanto, es sumamente importante que los muestreos sean planeados de acuerdo al grupo de organismos que se pretende evaluar y al tipo de comunidad y zona geográfica en que se va a realizar el estudio.

Planear adecuadamente los muestreos requiere de un ejercicio de selectividad y priorización. Para ello, la estrategia de trabajo que aquí se propone pretende ser una guía en el diseño de los programas de evaluación y monitoreo de la biodiversidad. Esta estrategia permite cuantificar los elementos de la biodiversidad y provee información básica para entender su naturaleza y los procesos que la regulan.

Los puntos básicos de la estrategia (Halffter, 1998) son:

- Referencia al paisaje como escala geográfica de estudio;
- El uso de grupos indicadores como objeto prioritario de estudio; y
- El análisis de los componentes alfa, beta y gamma de la diversidad de especies.

5.2 Objetivos

Ya que está diseñada para reflejar lo que ocurre en paisajes en cambio, con manifestaciones muy importantes a nivel puntual, la mayor utilidad de esta estrategia es medir y predecir los efectos de las alteraciones de origen humano a nivel de paisaje (Halffter, 1998), sean estas alteraciones por fragmentación o por modificaciones en las comunidades. Asimismo, la estrategia permite asociar los cambios en los distintos componentes de la diversidad con la estructura y dinámica del paisaje, considerando la cantidad y distribución de los parches, su tamaño, aislamiento, etc.

Entre las aplicaciones de la metodología propuesta resalta el análisis de las repercusiones que la forma y dimensión de las áreas protegidas tienen sobre la conservación de la biodiversidad. La medida de los componentes de la diversidad puede ser una base sólida para diseñar o rediseñar la dimensión y distribución espacial de las reservas.

En resumen, la estrategia propuesta tiene como objetivo proporcionar de manera rápida y sencilla un panorama sobre los distintos componentes de la diversidad en especies y los procesos que los afectan a nivel de paisaje, especialmente aquellos relacionados con las actividades humanas, no sólo en reservas ya establecidas, sino también en aquellas por proponer.

5.3. Conceptos

5.3.1. La escala de paisaje

5.3.1.1. ¿Qué es el paisaje?

Forman y Godron (1986) definen el paisaje como una área terrestre que puede ser topográficamente heterogénea pero con singularidad climática, geográfica e histórica, integrada por un conjunto de ecosistemas interactuantes que se repiten de forma similar. El paisaje es por definición una área heterogénea, cuya complejidad ambiental está basada en las distintas unidades fisiográficas que lo integran, en los eventos históricos por los que ha pasado, así como en los regímenes de disturbio (naturales y humanos) a los que se enfrenta. La conjugación de estos elementos da como resultado un arreglo jerárquico, complejo y dinámico de los elementos que componen al paisaje, además de generar un impacto sobre los ciclos energéticos y los sistemas biológicos (Turner, 1989).

Los paisajes son el resultado de los procesos geomorfológicos y de los patrones de colonización de los organismos (eventos que se manifiestan en periodos largos de tiempo), así como de las perturbaciones locales de las comunidades individuales que ocurren en periodos relativamente cortos de tiempo. Estas comunidades son los elementos o unidades ecológicas básicas, relativamente homogéneas, de un paisaje y pueden ser de origen natural o antrópico. La mayoría de los paisajes ha sido modificada por el hombre, por lo que en realidad encontramos mosaicos integrados por fragmentos de vegetación natural, agroecosistemas y etapas sucesionales.

A escala de paisaje (la mesoescala *sensu* Schluter y Ricklefs, 1993), la biodiversidad es el resultado de dos tipos de procesos: los ecológicos que ocurren en periodos de tiempo breves, y los evolutivos y biogeográficos que ocurren en tiempos mucho mayores (Schluter y Ricklefs, 1993; Caley y Schluter, 1997). Como ya se ha señalado, las actividades humanas tienen gran influencia en la estructura del paisaje: tipo e intensidad de la modificación, grado de heterogeneidad, fragmentación, forma y tamaño de los parches, conectividad entre fragmentos, etc. A su vez, la estructura del paisaje afecta a la conservación y distribución de la biodiversidad. Por ello, el paisaje es el nivel de escala en el cual debe enfocarse la evaluación, monitoreo y conservación de la biodiversidad (Noss, 1983; Franklin, 1993; McNaughton, 1994; Forman y Collinge, 1996; Harris *et al.*, 1996; Noss, 1996; Halffter, 1998) particularmente en regiones altamente heterogéneas (Noss, 1983).

Es peligroso extrapolar a nivel de paisaje lo observado a nivel puntual en espacio y tiempo. Fenómenos como la llegada de nuevos individuos por migración, el número de especies turistas o la recuperación de estructuras complejas a partir de remanentes extrínsecos, entre otros, no se perciben bien en espacios y tiempos puntuales. Por otra parte, la desaparición de especies como consecuencia de una acción humana, adquiere a nivel puntual un grado de magnitud que no corresponde a lo que ocurre en el paisaje. En este último, el reemplazo y la recuperación en el tiempo son parte de los procesos de ensamble a largo plazo. Por todo lo anterior, es muy arriesgado pretender sacar conclusiones generales de los datos que se obtienen de trabajos puntuales.

5.3.1.2. Los límites del paisaje y de la reserva

Los límites de un paisaje encierran un área con origen geomorfológico común y regímenes de disturbio relativamente similares. El área por lo general se define en kilómetros como unidad de medida (Forman y Godron, 1986; Turner y Gardner, 1991). El intento de caracterizar la diversidad biológica de un paisaje, obliga a considerar la configuración espacial y temporal de esa diversidad. Tal configuración puede jugar un papel importante en los resultados obtenidos, así como en la validez de los resultados en el momento de comparar o extrapolar a otras áreas (Godron y Forman, 1983).

Los límites del área de estudio en una reserva de la biosfera se circunscriben a los límites mismos de la reserva. Desde la(s) zona(s) núcleo, hasta los que limitan a la zona de amortiguamiento y de influencia. Sin embargo, esto no quiere decir que una reserva de la biosfera deba ser considerada siempre como un solo paisaje. Puede darse el caso de que los límites de la reserva queden incluidos en un solo paisaje, esto es, que la reserva tenga un origen geomorfológico y esté sometida a un régimen de disturbio únicos. Pero también pueden existir casos en donde la reserva esté compuesta de dos o más paisajes. Tal característica deberá ser tomada en cuenta, ya que tiene influencia en el diseño del muestreo, así como en el procesado y análisis de los resultados.

Ya que la identificación y delimitación de los paisajes se basa en la geomorfología del sitio, las fotografías aéreas, los mapas o las imágenes de satélite pueden proporcionar la información base. Su análisis puede facilitarse mediante sistemas de información geográfica. Dichos sistemas son capaces de sobreponer distintos planos temáticos para comparar los patrones espaciales y su relación con parámetros tales como la diversidad.

Una característica que presentan todas las reservas de la biosfera, independientemente de su extensión y ubicación geográfica, es una división territorial en zona núcleo, de amortiguamiento y de influencia, que en teoría concuerdan con un gradiente en la intensidad de disturbio. Esto es, la zona núcleo es la mejor conservada y lo contrario sucede con el área de influencia. Bajo este contexto, puede visualizarse a la reserva como un ensamble de elementos que han experimentado distintos grados de intervención humana y cuya base principal son las comunidades originales. Los efectos más evidentes de la transformación antrópica de las comunidades originales son la reducción en su extensión territorial, la interrupción en la continuidad espacial y la aparición de sistemas derivados que genera un cambio en los atributos y estructura del paisaje (Godron y Forman, 1983).

5.3.1.3. *Procesos que afectan a la biodiversidad a escala de paisaje*

A escala de paisaje ocurren procesos en tiempos relativamente cortos que no se limitan espacialmente a unidades homogéneas, sino que están relacionados con la composición y estructura espacial de todo el paisaje (número, identidad y distribución de las comunidades que lo integran). Los procesos a nivel de mesoescala no fueron objeto prioritario de la ecología clásica, pero recientemente se han enfocado para entender fenómenos tales como la fragmentación de hábitats y la transformación del territorio.

La diversidad de un ensamble en un tiempo dado puede estar fuertemente influida por la secuencia de entrada al sistema de especies que forman parte del conjunto regional (Drake, 1991). Esta secuencia es un proceso histórico que puede influir de manera importante en el nivel de saturación de un ensamble (Cornell, 1993).

Las comunidades ecológicas no son sistemas cerrados, aislados de la influencia de las áreas adyacentes. Una de las influencias más recurrentes es la dispersión o invasión desde las comunidades cercanas. Con una alta tasa de flujo de propágulos, algunos individuos de una especie pueden establecerse en sitios donde no pueden mantener poblaciones viables. Este flujo de individuos de áreas donde son exitosos (áreas núcleo o fuente) hacia áreas desfavorables, ha sido nombrado efecto de masa (Shmida y Wilson, 1985) o dinámica fuente-sumidero (Pulliam, 1988). Shmida y Wilson (1985) analizaron la distribución de plantas en el desierto de Israel y encontraron que los valles contienen muchas especies de plantas de las colinas cuyas poblaciones no pueden persistir en los fondos de los valles sin la invasión constante de semillas desde las colinas. El efecto de masa diluye las relaciones entre las especies y su ambiente (objeto de estudio de la biogeografía ecológica) y puede dar lugar a patrones aparentemente inexplicables de distribución de especies. Este fenómeno ha sido también sugerido para explicar el alto número de especies de las selvas tropicales (Stevens, 1989), y la elevada riqueza de pequeños fragmentos de hábitat aislados, que reciben especies asociadas con la matriz del paisaje (Ås, 1999).

Los distintos ensambles son entonces mezclas de poblaciones, algunas viables dentro de la comunidad y otras no. Las especies que llegan a las comunidades pero que no pueden mantener poblaciones viables en ellas, llamadas especies turistas, inflan la medida de la diversidad local. Estas especies se encuentran en la comunidad por periodos breves, no se reproducen en ella ni mantienen poblaciones viables, aunque sí pueden llegar a tener una influencia temporal importante en el funcionamiento de la comunidad. La dispersión de individuos entre comunidades de un paisaje está relacionada con la heterogeneidad propia del conjunto y refleja la interdependencia de las diversidades locales y regionales.

5.3.2. Selección de grupos de estudio

La idea de conocer y comprender la biodiversidad mediante el estudio de un conjunto de muestras, se basa en el papel diferencial que mantienen las especies en el sistema, los diferentes atributos biológicos y ecológicos que posee cada especie o grupo de especies y la interrelación que existe entre éstos, lo que permite una reducción en tiempo, costos y personal para identificación que hace factible obtener resultados con esfuerzos razonables. Sin embargo, resulta difícil que un solo grupo de especies pueda expresar o permita estimar patrones para todos o la mayoría de los componentes del sistema que representa un paisaje o una comunidad. La selección de un solo taxón como indicador puede ser complicada y quizá insuficiente. Por eso, la tendencia es escoger distintos taxa poco relacionados y representativos de los diferentes componentes del sistema que se desea estudiar (Noss, 1990; Pearson y Cassola, 1992).

El uso de grupos indicadores como estrategia para evaluar la biodiversidad y los procesos que la afectan, ha generado una serie de debates y críticas que han permitido afinar el concepto, establecer criterios rigurosos para su postulación como indicadores y precisar el tipo de información que se desea obtener. Criterios bien aplicados en la selección de un grupo como indicador, pueden redundar en la obtención de resultados rigurosos que reduzcan la incertidumbre, aumento de la eficiencia en el uso del financiamiento y tiempo disponibles, así como una mayor claridad en la comunicación de resultados y precisión de generalizaciones (Pearson, 1995; Favila y Halffer, 1997).

Cabe mencionar que muchos taxa indicadores han sido seleccionados por procesos que tienen poco sustento científico (Pearson, 1995; Caro y O'Doherty, 1999). En consecuencia, se obtienen respuestas imprecisas o equivocadas a preguntas que originalmente pueden ser válidas. Por ejemplo, especies raras o amenazadas son seleccionadas más por su *status* legal que por la función o papel que juegan en el sistema a evaluar. Por otro lado, diversos taxa han sido definidos por científicos como indicadores, más por la familiaridad que tienen con ellos que por su valor real como indicadores (Pearson y Cassola, 1992).

De manera general, existen dos grandes aproximaciones en el uso de grupos indicadores (Pearson, 1995; McGeoch, 1998). La primera corresponde a taxa utilizados para estimar la biodiversidad de un área determinada. En lugar de intentar medir el número total de especies en un área, se usa el número de especies u otros taxa bien conocidos taxonómicamente, como un sustituto o estimador del número total de especies u otros taxa simpátricos. Por ejemplo, con la diversidad de cicindélidos (Coleoptera: Cicindelidae) se predice la de aves y mariposas en escalas

muy amplias (Pearson y Cassola, 1992); o la diversidad de helechos y de especies de epífitas del dosel se utiliza para predecir la diversidad de briofitas (Pharo *et al.*, 1999). A este grupo de especies o taxa se les denomina indicadores de biodiversidad.

Por otro lado, están aquellas especies o grupos de especies utilizados para medir cambios ambientales o la influencia antrópica sobre las comunidades, en relación a fenómenos como la contaminación, deforestación y cambio en el uso del suelo. Se trata de diagnosticar un sistema sometido a procesos de modificación ambiental, así como de establecer una estrategia de monitoreo. En este caso, los atributos biológicos y ecológicos hacen que las especies o grupo escogido sean sensibles a los disturbios. Estas especies o grupos son conocidos como indicadores de salud ambiental (Caro y O'Doherty, 1999), esto es, indicadores en un contexto más ecológico.

En el presente trabajo se aborda el problema bajo la segunda visión. Se han sugerido una serie de criterios (Noss, 1990; Pearson y Cassola, 1992; Pearson, 1995; Favila y Halffter, 1997) para seleccionar de la manera más objetiva posible, taxa como indicadores. Para este manual, modificamos la propuesta de Pearson (1995). Fijamos seis criterios que tienen diferentes prioridades de acuerdo a las metas que se quieran alcanzar. Los criterios a evaluar son:

1. Taxonomía bien conocida y estable.
Las especies con las que se trabaje deben ser identificables sin grandes problemas. Listas regionales e internacionales, así como revisiones del taxón y claves de identificación sirven como una aproximación del nivel de conocimiento sobre el grupo.
2. Historia natural bien conocida.
Estudios sobre el taxón alrededor del mundo pueden servir para ilustrar el nivel de conocimiento sobre su historia natural.
3. Poblaciones de fácil observación y manipulación.
La cuantificación de este criterio puede incluir el número acumulativo de especies en horas o días de observación. Si la asíntota de las curvas de acumulación de especies no puede ser alcanzada en varias semanas es difícil que sea un taxón adecuado.
4. Taxa superiores (orden, familia, tribu, género) con distribución geográfica amplia y en diversos tipos de hábitat.
Información publicada, en etiquetas de especímenes de museo y notas de campo, puede servir para conocer la amplitud de la distribución geográfica y en qué tipos de hábitat se encuentra el taxón. Taxa con distribución restringida serían útiles como indicadores de condiciones muy locales, aunque sin posibilidad de extrapolación y con limitada capacidad de comparación.
5. Taxa inferiores (especies y subespecies) sensibles y especializados a cambios en el hábitat.
La especialización de las poblaciones y especies hacia un hábitat determinado puede ser cuantificada con base en la información publicada. Frente a una mayor especialización de hábitat puede esperarse una mayor sensibilidad al disturbio.
6. Patrones de biodiversidad reflejados en otros taxa relacionados y no relacionados.
Para estudios de monitoreo, un taxón indicador debería mostrar patrones de respuesta a factores como la contaminación o degradación del hábitat que presagien patrones en otros miembros de la comunidad.

El siguiente paso es el cálculo de un índice para evaluar cada grupo indicador. A cada criterio le corresponde una puntuación o rango de prioridad único (la mayor prioridad tiene la mayor puntuación). A continuación se muestran los valores sugeridos:

1. Se presenta en un amplio intervalo geográfico.
2. Patrones de respuesta reflejados en otros taxa.
3. Historia natural bien conocida.
4. Fácil observación y manipulación.
5. Taxonomía bien conocida y estable.
6. Especialización al hábitat.

El cálculo se realiza sumando la puntuación de los criterios que el taxón satisfizo y comparándolo con el valor máximo hipotético. Con los valores sugeridos el valor máximo es: $1+2+3+4+5+6 = 21 = 100\%$. Si no se cumple el criterio de fácil observación y manipulación, con valor de 4, entonces el puntaje es: $1+2+3+5+6 = 17 = 80.95\%$. El resultado en porcentaje puede incluirse en una de las siguientes categorías:

> 90% = Muy buen indicador

75-89% = Buen indicador

< 74% = No se sugiere como indicador

El índice es flexible en la priorización de los criterios dependiendo de cada situación. Incluso, es posible añadir criterios con justificaciones apropiadas desde el punto de vista biológico o logístico.

5.3.3. Componentes alfa, beta y gamma de la diversidad en especies

A escala de paisaje (mesoescala), Whittaker (1972) identificó distintos componentes de la diversidad biológica que corresponden a diferentes niveles de escala espacial y los designó como diversidades alfa, beta y gamma. La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular considerada como homogénea (Whittaker, 1977). Con un enfoque pragmático, para esta estrategia restringimos el término de diversidad alfa al conjunto de especies del grupo indicador que coexisten en un área homogénea del paisaje. Dicha área es la unidad de muestreo, es decir, el fragmento de vegetación que estudiamos en términos generales equivalente a una muestra de una comunidad. Desde luego, en el interior de cada fragmento puede existir cierta heterogeneidad relacionada con la pendiente del terreno, el efecto de borde, la distancia a cuerpos de agua, etc. Estas variables o factores pueden incluirse en el diseño de muestreo para un análisis más fino, aunque su inclusión puede complicar dicho diseño, así como el tiempo y esfuerzo de la colecta de datos. Una vez determinada la diversidad alfa de cada fragmento, se puede conjuntar la información de varios fragmentos para obtener la diversidad alfa correspondiente a cada tipo de vegetación y uso de suelo, o a las zonas de conservación dentro de la reserva, o a una combinación de éstas.

La diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades de un paisaje (Whittaker, 1977). Para la estrategia propuesta, la diversidad beta puede calcularse entre pares de fragmentos contiguos de distinto tipo de vegetación, entre fragmentos distantes del mismo tipo de vegetación, entre cada uno de los tipos de vegetación o uso de suelo que integran el paisaje, o entre las distintas áreas de conservación dentro de la reserva. Asimismo, puede calcularse la diversidad beta temporal de un sitio, es decir, el cambio en la composición de especies entre muestras realizadas en diferentes tiempos, dentro del mismo fragmento o tipo de vegetación.

La diversidad gamma es la riqueza en especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje o región, la cual es resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta (Figura 5; Whittaker, 1972, 1977). A nivel de paisaje los componentes alfa, beta y gamma son especialmente útiles para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas. La modificación parcial o fragmentación de los paisajes puede repercutir en extinción de especies a nivel local (diversidad alfa), pero la aparición de distintas condiciones ambientales (mayor heterogeneidad) puede aumentar el grado de reemplazo (diversidad beta; Halffter, 1998). Si los cambios favorecen la entrada de elementos externos, al integrarse éstos al conjunto regional aumentan la diversidad gamma. Lo que siempre ocurre es un cambio en las frecuencias y en el orden de dominancia de las especies.

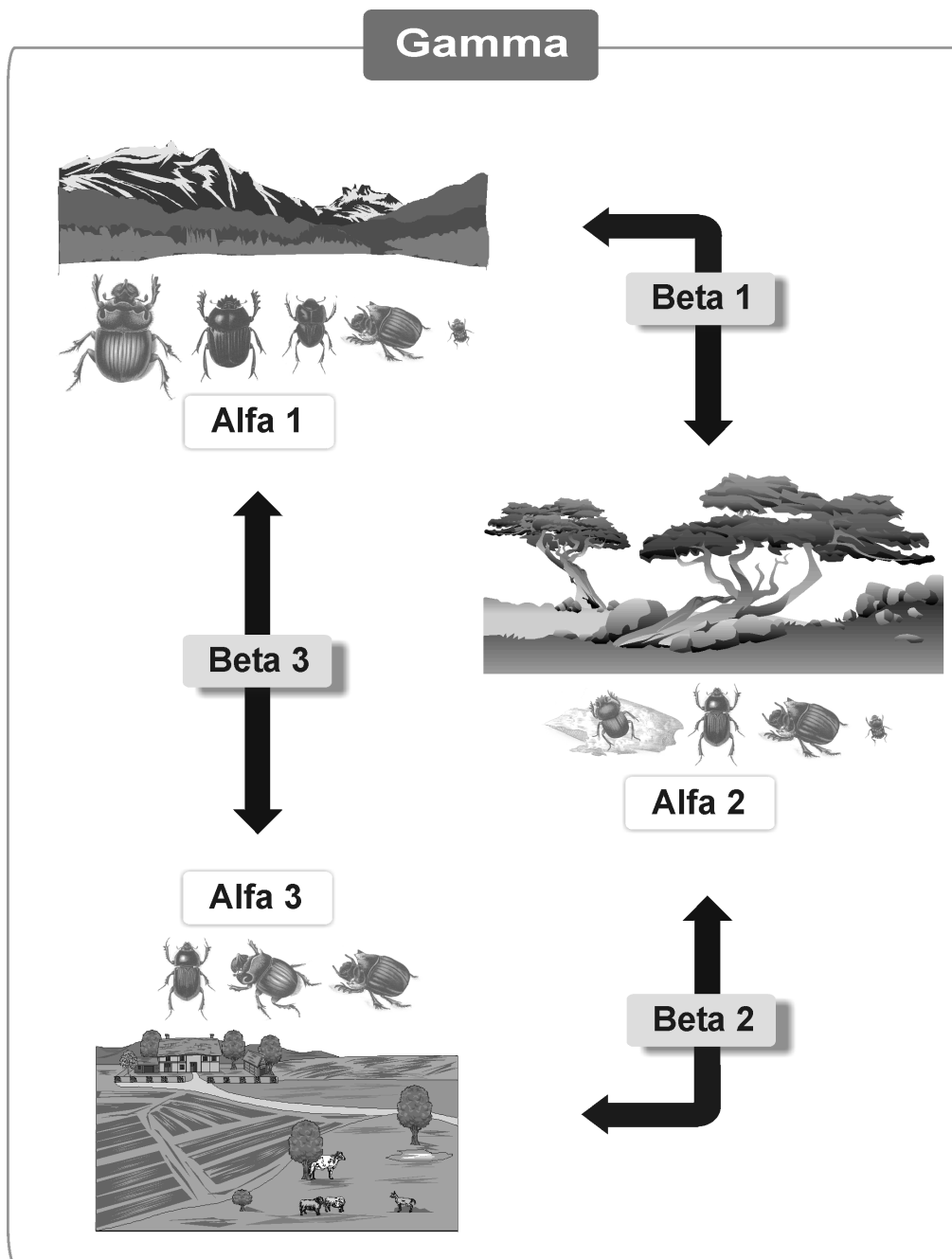


Figura 5. Componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad de escarabajos copro-necrófagos en un paisaje integrado por tres comunidades. La diversidad alfa es la riqueza de especies de cada comunidad, la diversidad beta es el cambio en la composición de especies entre comunidades y la diversidad gamma es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran el paisaje.

Un objetivo obvio de una política de conservación es preservar el mayor número posible de especies nativas en una región. Esto puede alcanzarse manteniendo la diversidad alfa, la diversidad beta, o ambas. Por ejemplo, cuando un mosaico de hábitats se sustituye por un solo tipo de hábitat particular, la mayoría de las especies que quedan son las que ya estaban presentes en los parches originales de ese hábitat. Las especies características de los hábitats reemplazados pueden desaparecer. El resultado final de esta conversión es que el paisaje en su conjunto será menos diverso. En otras palabras, la diversidad alfa del hábitat particular se incrementará, pero simultáneamente la diversidad beta disminuirá y el resultado neto será una diversidad gamma menor.

El esquema anterior corresponde a una situación que no es teórica. Así, por ejemplo, en áreas naturales protegidas ocurre que como resultado de planes de manejo sin bases científicas adecuadas, los responsables tengan el propósito de expandir el tipo de vegetación que consideran más silvestre, más emblemático, generalmente bosques, a expensas de las otras comunidades que se encuentran en el área protegida (muchas de las cuales pueden tener detrás historias de uso y manipulación humana). Si el tipo de vegetación emblemático estaba reducido a fragmentos muy pequeños, es posible que esta política proporcione mayor estabilidad a la diversidad alfa de este tipo de vegetación. Pero también va a ocasionar una disminución, incluso catastrófica, de la riqueza de las diversidades alfa de las otras comunidades. El resultado a nivel paisaje va a ser un empobrecimiento de la diversidad global (gamma).

Afortunadamente para el futuro de la biodiversidad, el paisaje como conjunto tiene una gran resistencia a perder especies. Como ya hemos señalado, los valores de alfa para distintos tipos de vegetación, así como los de beta entre tipos de vegetación, pueden variar sin que el número total de especies cambie. Determinar cuál es la mayor diversidad gamma de un paisaje no es problema, ya que salvo entrada de elementos extraños, estará representada por el listado de las diversidades alfa de sus diferentes tipos de vegetación. Determinar a qué grado de fragmentación (tamaño de fragmento, forma, conectividad, etc.) la pérdida puntual de especies va a verse reflejada en la riqueza global del paisaje, parece ser el tema científico más importante para una política de conservación. Algo puede adelantarse: por debajo de una determinada extensión superficial, la disminución de especies en el tipo de comunidad fragmentada es grande. A nivel de paisaje, un conjunto de microfragmentos de un tipo de comunidad pueden conservar sólo una porción reducida de la riqueza original. También puede señalarse que un paisaje intenso y extensamente modificado casi nunca es heterogéneo. Los agroecosistemas o ensamblajes pobres en especies que siguen al deterioro, dominan todo el paisaje, hasta el punto de que las especies supervivientes de la comunidad original son verdaderos muertos en vida (individuos sobrevivientes sin posibilidad de continuar sus procesos reproductivos).

5.4. Métodos

Tradicionalmente, los datos sobre diversidad de especies han sido obtenidos por taxónomos tratando de cubrir áreas más o menos extensas, pero sin un protocolo de muestreo diseñado *a priori* (listas locales, regionales, etc., de especies). Por otro lado, los ecólogos de comunidades obtienen datos bajo un diseño de muestreo estricto (generalmente basado en parcelas), pero realizado en áreas pequeñas que mantienen la mayor homogeneidad ambiental posible. El reto en la planeación metodológica de la estrategia que aquí se propone, consiste en diseñar protocolos que cubran la heterogeneidad intrínseca del paisaje (abarcando los ecosistemas más importantes y sus modificaciones), bajo un diseño de muestreo que genere datos susceptibles de ser analizados estadísticamente.

Los métodos que aquí se describen son sencillos y rápidos, destinados a proveer información suficiente del estado de la diversidad en especies de una reserva y su distribución espacial, de manera que a medio y largo plazo sea posible monitorear su cambio en función de las modificaciones en los paisajes. El tipo de datos y de análisis que se recomiendan a continuación se consideran indispensables para el análisis de biodiversidad. Sin embargo, siempre se debe tratar de obtener la mayor cantidad posible de datos con un esfuerzo de colecta determinado, de tal manera que además de los datos mínimos aquí sugeridos, se deje abierta la posibilidad a otros métodos de análisis complementarios para obtener mayor información sobre el sistema.

5.4.1. *Dónde muestrear*

Resulta imposible generalizar recomendaciones aplicables a todas las reservas de la biosfera. Los diversos tipos de ecosistemas y regiones biogeográficas representados en ellas plantean problemas únicos a afrontar. Por ello, el protocolo de muestreo debe diseñarse de forma individual con base en las características de cada reserva. Sin embargo, para facilitar la obtención de datos en un tiempo razonable se sugiere hacer una clasificación sencilla de las unidades de muestreo.

La unidad de muestreo sugerida en el presente trabajo es el fragmento de vegetación, ya sea natural (grandes espacios, remanentes y corredores) o derivada (plantaciones forestales, cultivos, pastizales, áreas abandonadas e incluso suburbanas) con el propósito de tener una muestra de los componentes más representativos de la reserva, bajo la idea de estar trabajando en un gradiente de modificación ambiental. Una clasificación simple de estos ecosistemas minimizará la complejidad del protocolo de muestreo. Cabe recordar que en el interior de cada fragmento pueden presentarse distintas características fisiográficas, pues un mismo fragmento de vegetación puede distribuirse en un parteaguas, una ladera y parte de un valle, fenómeno que puede repercutir en la distribución y abundancia diferencial de algunas especies. Bajo estas condiciones, el muestreo en el interior de cada remanente se debe efectuar de manera que evite este sesgo. Para ello, es preciso planear la distribución espacial y temporal de los muestreos de tal forma que se eliminen al máximo otras variables que puedan influir en los resultados, tales como el sitio específico de colecta, el colector, el método de colecta, el periodo del día o la época del año, etc. Sin embargo, el alcance posible dependerá del presupuesto y personal disponible para los muestreos. Se sugiere que las unidades de muestreo estén distribuidas en toda la reserva y tratando de cubrir el mayor número de ambientes posibles. Por ejemplo, una evaluación básica de biodiversidad cubrirá muestreos en los dos o tres ecosistemas dominantes, pero de ser posible, el diseño de muestreo deberá incluir parches de distinto tamaño, forma o aislamiento, las distintas zonas de conservación (núcleo, de amortiguamiento y de influencia), así como distintas evaluaciones en el tiempo. El número y tamaño de muestras dependerá de la extensión de la reserva, de la heterogeneidad de la misma (mayor heterogeneidad mayor número de muestras) y de la logística disponible.

5.4.2. Obtención de datos

Los métodos de colecta desde luego varían de acuerdo al grupo indicador escogido, y la selección misma de los grupos indicadores debe considerar la facilidad de su captura. En general, para simplificar los análisis lo ideal es que todas las especies de un grupo sean fácilmente capturables con un solo método de colecta o, en caso contrario, con muy pocos métodos que sean eficientes e independientes unos de otros, para conseguir la máxima colecta con un mínimo esfuerzo.

La cuantificación del esfuerzo de colecta es un aspecto de suma importancia y muy pocas veces considerado en los listados de especies tradicionales. El esfuerzo de colecta puede medirse como el número de individuos colectados, número de muestras, trampas, días o cualquier otra medida de área o tiempo. La cuantificación de este esfuerzo es indispensable para estimar el esfuerzo mínimo necesario a invertir, en función de las curvas de acumulación de especies que se describen más adelante. Para ello, las hojas de registro de datos deben incluir la medida del esfuerzo invertido en cada ocasión y en cada sitio, de manera que después sea posible agregar este esfuerzo por épocas, por tipos de ecosistemas, etc.

Al igual que los métodos de colecta, las hojas de registro de datos en el campo van a variar de acuerdo al grupo indicador y las características que cada especialista considere importantes. Se recomienda que la información primaria de campo se registre en la forma más completa posible y se conserve. Posteriormente pueden surgir usos para esta información no previstos inicialmente. Para facilitar los análisis, se recomienda almacenar los datos en los formatos que a continuación se describen. El primer formato (Cuadro 1) registra el esfuerzo acumulado a través del muestreo y el número de especies que se van sumando. Esta información es la que se utilizará para realizar las curvas de acumulación de especies. El segundo formato (Cuadro 2) es el básico para trabajar en hojas de cálculo electrónicas (e.g. Excell, QuattroPro, etc.) y con posibilidades de importar en programas especiales para índices de diversidad, tales como BIODIV (Baev y Penev, 1995) EstimateS (Colwell, 1997) y BiodiversityPro (McAleece, 1997) por citar algunos.

Cuadro 1

Formato sugerido para almacenar datos de acumulación de especies. Los datos pueden almacenarse por sitio, por tipo de comunidad, por método de colecta, por época, etc.; según convenga para las curvas de acumulación de especies.

Esfuerzo de colecta acumulado (Número de trampas, días, individuos colectados, etc.)	Número de especies acumuladas
0	0
1	3
2	7
3	10
n = esfuerzo total invertido	S = número total de especies registradas

Cuadro 2

Formato sugerido para almacenar datos de diversidad alfa.

Especies	Muestras, sitios, ecosistemas, etc.			
	A	B	C	n
Sp. 1				
Sp. 2				
Sp. 3				
Sp. S				

5.4.3. Medida de la diversidad alfa

Actualmente existen muchos índices, muy distintos unos de otros, para medir la diversidad alfa de un sitio (Magurran, 1988). Estos índices han sido desarrollados para medir distintos aspectos, como son el número de especies (riqueza específica), la dominancia en la abundancia relativa de algunas especies, la equidad en la abundancia relativa entre todas las especies, o bien, conjuntar en un solo índice información sobre la riqueza específica y equidad. Entre los índices que miden riqueza específica se pueden citar el de Margalef, Menhinick, el alfa de Williams, métodos como la rarefacción, funciones de acumulación de especies y métodos no paramétricos como Chao2, Jackknife y Bootstrap. Entre los índices que miden el grado de dominancia están el de Simpson, la serie de números de Hill y el índice de McIntosh. La equidad en la abundancia proporcional puede medirse con modelos paramétricos (serie logarítmica, geométrica, etc) y no paramétricos (Chao1, estadístico Q) además de los índices clásicos de Shannon-Wiener, Pielou, Brillouin, etc.

La diversidad alfa medida únicamente como el número de especies de una comunidad (riqueza específica) es la forma más sencilla de evaluar la diversidad puntual y provee información suficiente sobre la expresión de procesos ecológicos e históricos, por lo que esta medida es consistente con los objetivos de esta estrategia. La desventaja de utilizar la riqueza específica como medida de biodiversidad es que el número de especies depende del tamaño de la muestra, es decir, al aumentar el esfuerzo de muestreo, es probable que se detecte un mayor número de especies, por lo que muestras de diferente tamaño no son comparables. La solución más obvia a este problema es invertir el mismo esfuerzo de colecta en todas las muestras que se desean comparar. Sin embargo, esto rara vez es posible debido a restricciones de personal o metodológicas.

Una forma de evaluar la diversidad alfa a partir de inventarios obtenidos con diferente esfuerzo de muestreo es mediante curvas de acumulación. Brevemente, este tipo de curva la definiríamos como una gráfica del número acumulado de especies en función de alguna medida del esfuerzo aplicado para obtener esa muestra (Hayek y Buzas, 1997). Existen diversos modelos matemáticos que pueden ajustarse para describir las curvas de acumulación y extrapolar su tendencia. Estos modelos pueden ser asintóticos si la probabilidad de añadir nuevas especies a la lista eventualmente alcanza cero, o no asintóticos si esta probabilidad nunca alcanza cero (Soberón y Llorente, 1993).

Los modelos de acumulación de especies permiten 1) estimar el número de especies potencialmente capturables con cierto método en un área, 2) evaluar que tan

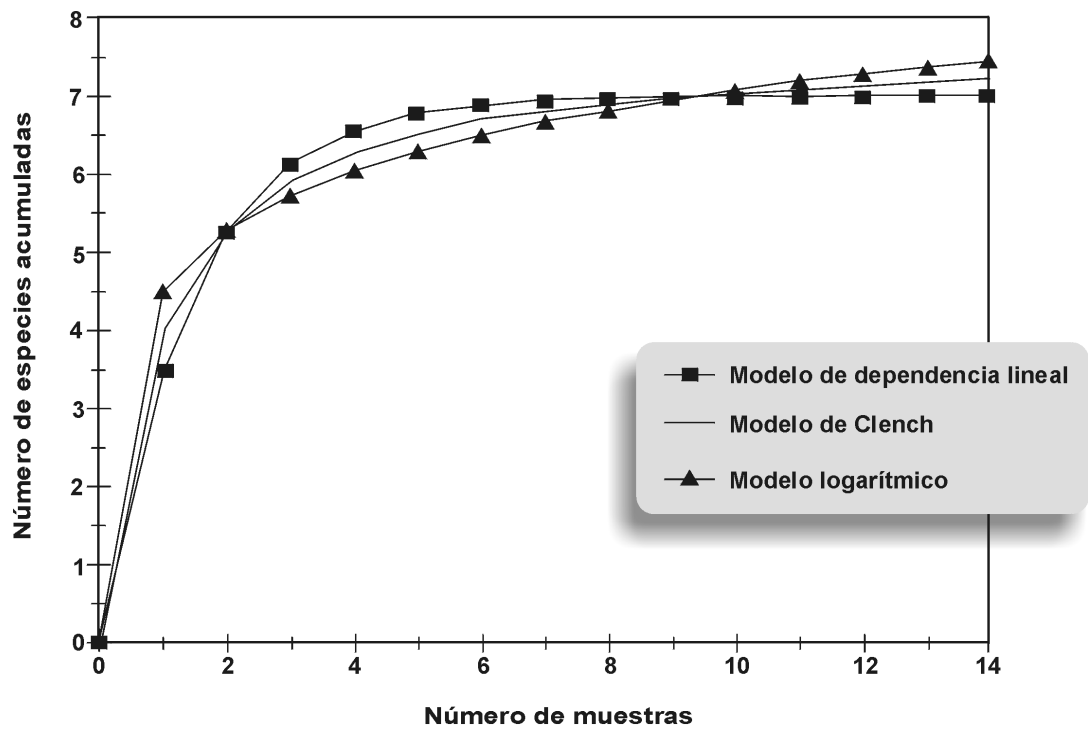


Figura 6. Ajuste de tres modelos de acumulación de especies a los datos hipotéticos del Cuadro 3.

Modelo logarítmico

$$E(S) = \frac{1}{z} \ln(1 + zax)$$

donde:

a = la ordenada al origen, la intercepción en Y. Representa la tasa de incremento de la lista al inicio de la colección.

$z = 1 - \exp(-b)$, siendo b la pendiente de la curva.

x = número acumulativo de muestras.

Conforme la lista de especies aumenta, la probabilidad de añadir una nueva especie a la lista en cierto intervalo de tiempo disminuye proporcionalmente con el tamaño de la lista, hasta que eventualmente alcanza cero. Es un modelo útil cuando hacemos un muestreo de áreas relativamente pequeñas, un grupo bien conocido, o ambos, y eventualmente todas las especies serán registradas (Soberón y Llorente, 1993). Para los datos de acumulación de especies del Cuadro 3, los parámetros a y b del modelo tienen valores de 60.99 y 2.228, respectivamente.

Modelo de dependencia lineal

$$E(S) = \frac{a}{b}(1 - e^{-bx})$$

Conforme la lista de especies aumenta, la probabilidad de añadir una especie nueva a la lista disminuye de forma exponencial. Se utiliza cuando la región muestreada es grande o los taxa son poco conocidos y así la probabilidad de encontrar una nueva especie nunca será cero (Soberón y Llorente, 1993) Para los datos del Cuadro 3, los parámetros a y b de este modelo tienen valores de 4.85 y 0.6945, respectivamente.

Ecuación Clench

$$E(S) = \frac{ax}{1+bx}$$

Según este modelo, la probabilidad de encontrar una nueva especie aumentará (hasta un máximo) conforme mas tiempo se pase en el campo, es decir, la probabilidad de añadir especies nuevas eventualmente disminuye pero la experiencia en el campo la aumenta (Soberón y Llorente, 1993). Los valores de a y b son de 8.462 y 1.101, respectivamente, para los datos del Cuadro 3.

Soberón y Llorente (1993) predicen la riqueza total de un sitio como el valor del número de especies al cual una curva de acumulación alcanza la asíntota. Para los modelos de dependencia lineal y de Clench dicha asíntota se calcula como la relación a/b (en el ejemplo, 6.98 para el modelo de dependencia lineal y 7.68 para el modelo de Clench). Por esta razón, estos modelos se consideran como asíntóticos, a diferencia del modelo logarítmico que es no-asíntótico. Con el modelo exponencial en ocasiones la asíntota tiene un valor menor que el número de especies registrado. En cualquiera de estos modelos el orden en el que las muestras son añadidas al total puede afectar a la forma de la curva. Para eliminar esta arbitrariedad se recomienda aleatorizar el orden de muestreo (Colwell y Coddington, 1994). Este es un procedimiento sencillo en el programa EstimateS (Colwell, 1997).

Un aspecto a considerar es que las estimaciones realizadas con estos modelos dependen del protocolo de colecta con el que se obtuvieron los datos. Una muestra sesgada tanto temporal como espacialmente sólo será válida para las condiciones temporales y espaciales de la muestra.

5.4.4. Medida de la diversidad beta

A diferencia de las diversidades alfa y gamma, que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta está basada en proporciones (Magurran, 1988). Estas proporciones pueden evaluarse con base en índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia-ausencia de especies) o cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc.), o bien con índices de diversidad beta propiamente dichos (Wilson y Shmida, 1984; Magurran, 1988).

Manteniendo la tendencia hacia la sencillez de métodos, seleccionamos dos medidas, tanto por su simplicidad matemática como por su fácil interpretación: la de complementaridad propuesta por Colwell y Coddington (1994) y una modificación del índice de diversidad beta de Whittaker (1972). La complementaridad mide el grado de diferencia en la composición de especies entre comunidades distintas. Se calcula como el porcentaje de especies exclusivas de una comunidad:

$$C = \frac{S_A + S_B - 2V_{AB}}{S_A + S_B - V_{AB}} 100$$

donde S_A y S_B son la riqueza de especies de las comunidades A y B, respectivamente, y V_{AB} es el número de especies en común entre las dos comunidades, de manera que:

$$C = \frac{\text{especies exclusivas de un sitio}}{\text{riqueza total para ambos sitios combinados}} \times 100$$

El índice de diversidad beta de Whittaker se obtiene dividiendo el número total de especies de un conjunto de comunidades entre la diversidad alfa promedio de dichas comunidades. Medido de esta manera, el índice alcanza valores entre 1 y 2. Para hacerlo comparable con la medida de complementaridad, lo modificamos de la siguiente manera:

$$\beta = \left(\frac{a_t}{\bar{a}} - 1 \right) 100$$

donde a_t es el número de especies total acumulado de las comunidades comparadas y \bar{a} es el número de especies promedio entre las comunidades.

Al comparar entre pares de muestras, la complementaridad y la diversidad beta tienen un valor mínimo de cero cuando las dos comunidades son idénticas, y un valor máximo de 100 cuando las comunidades son completamente distintas. Esto no sucede así cuando se trata de más de dos muestras. Considérense los datos hipotéticos de presencia-ausencia de especies descritos en el Cuadro 4. En este caso, $S_A = 11$, $S_B = 7$, y $V_{AB} = 7$, por lo que

$$C = \frac{11+7-14}{11+7-7}(100) = \frac{4}{11}(100) = 36.36$$

De igual forma, $a_t = 11$ y $\bar{a} = 9$, por lo que

$$\beta = \left(\frac{11}{9} - 1\right)100 = 22.22$$

Así, tenemos que la diversidad beta entre las comunidades A y B del Cuadro 4 es relativamente baja: 36.36% según la complementaridad y 22.22% según el índice de Whittaker.

Cuadro 4

Datos hipotéticos de presencia (1) o ausencia (0) de especies en dos tipos de comunidades.

Espece	Comunidad A	Comunidad B
<i>Espece 1</i>	1	1
<i>Espece 2</i>	1	1
<i>Espece 3</i>	1	1
<i>Espece 4</i>	1	0
<i>Espece 5</i>	1	1
<i>Espece 6</i>	1	0
<i>Espece 7</i>	1	1
<i>Espece 8</i>	1	0
<i>Espece 9</i>	1	0
<i>Espece 10</i>	1	1
<i>Espece 11</i>	1	1
Número total de especies (S)	11	7

5.4.5. Medida de la diversidad gamma

Desgraciadamente para la formulación de planes de manejo con base científica adecuada, la mayoría de los esfuerzos realizados para medir la biodiversidad en áreas que incluyen más de un tipo de hábitat, se limitan a presentar listas de especies de sitios puntuales (diversidad alfa), describiendo la diversidad regional (gamma) únicamente en términos de números de especies, o bien con cualquier otra medida de diversidad alfa. Algunos estudios llegan a hacer comparaciones entre los sitios (diversidad beta), pero no conjuntan esta información en una medida de la biodiversidad basada tanto en alfa como en beta. Esto hace muy difícil estimar con precisión hasta que punto la riqueza global de un paisaje se debe a que posea un tipo de comunidad (inclusive una sola comunidad) muy rica en especies, o por el contrario a un fuerte número de especies distintas en diferentes comunidades (alta complementaridad).

Schluter y Ricklefs (1993) proponen la medición de la diversidad gamma con base en los componentes alfa, beta y la dimensión espacial:

Gamma = diversidad alfa promedio \times diversidad beta \times dimensión de la muestra

donde:

diversidad alfa promedio = número promedio de especies en las comunidades del paisaje

diversidad beta = inverso de la dimensión específica, es decir, $1/\text{número promedio de comunidades ocupadas por una especie}$

dimensión de la muestra = número total de comunidades.

Si el paisaje estuviera conformado únicamente por parches de las comunidades A y B (Cuadro 4), la diversidad beta sería: $1/(11/18) = 1/1.636 = 0.61$. Así, la diversidad gamma se calcula como: $9 \times 0.61 \times 2 = 10.98$

De esta forma, el valor de diversidad gamma obtenido está expresado en número de especies y considera los elementos biológicos analizados originalmente por Whittaker (1972). Su valor suele aproximarse al número total de especies del paisaje, obtenido simplemente sumando las especies distintas de todas las comunidades

Lande (1996) deriva tres fórmulas para la diversidad gamma, la primera basada en la riqueza de especies, la segunda en el índice de Shannon-Wiener y la tercera en el índice de Simpson. Estas fórmulas dividen el valor de la diversidad

gamma en dos componentes aditivos y positivos: diversidad promedio dentro de las comunidades (alfa) y diversidad entre comunidades (beta), de forma que:

$$\text{Gamma} = \text{alfa promedio} + \text{beta}$$

Estas fórmulas permiten otorgar un valor de importancia relativa a las distintas comunidades del paisaje. Para la estrategia que proponemos, consideramos únicamente la fórmula basada en la riqueza específica, según la cual:

$$\text{Beta} = \sum_j q_j (S_T - S_j)$$

donde q_j = peso proporcional de la comunidad j , basado en su área o cualquier otra medida de importancia relativa; S_T = Número total de especies registradas en el conjunto de comunidades; S_j = Número de especies registradas en la comunidad j .

Suponiendo que tenemos un paisaje con solamente dos tipos de comunidades, A y B (Cuadro 4), donde la comunidad A ocupa el 20% y la comunidad B el 80% del área. La diversidad gamma, de acuerdo a los datos del cuadro 4 sería:

$$\text{Gamma} = \text{alfa promedio} + \text{beta}$$

$$\text{Gamma} = 9 + [0.20(11-11) + 0.80(11-7)] = 9 + (0 + 3.2)$$

$$\text{Gamma} = 9 + 3.2 = 12.2$$

En este caso encontramos que la diversidad alfa comprende el 73.77% y la diversidad beta el 26.23% de la diversidad gamma del paisaje.

5.5. Indicadores de éxito

A continuación se describe una serie de actividades y parámetros para evaluar los resultados de la aplicación de la estrategia que se propone (Cuadro 5). Desde luego, las preguntas que se plantean son sólo una guía básica destinada a la autoevaluación de la estrategia. No es posible asignar respuestas únicas a dichas preguntas. El verdadero éxito en la implementación de la estrategia deberá analizarse en función de las características biogeográficas, ecológicas y de manejo de la reserva, así como de los objetivos particulares del proyecto. La mejor manera de evaluar la estrategia será mediante el análisis comparado de los resultados en distintas reservas y con distintos grupos indicadores. El Cuadro 5 deberá tomarse únicamente como una directriz durante las distintas fases de implementación de la estrategia.

Cuadro 5. Guía básica para la autoevaluación de la estrategia para estimar la biodiversidad en reservas de la biosfera

FASES	VARIABLES	PARÁMETROS	PREGUNTAS	HERRAMIENTAS
Planeación del protocolo de muestreo	Recopilación de información	Aspectos históricos, socioeconómicos y naturales	¿Qué antecedentes hay sobre la reserva?	Cartografía, literatura, entrevistas con la gente del lugar, fotografías.
	Caracterización espacial de la reserva	Paisajes, tipos de vegetación y uso de suelo (1), fragmentos, zonas de conservación (2).	¿Cuántos paisajes hay dentro de la reserva?, ¿Cuáles son los principales tipos de vegetación y uso de suelo?, ¿Cuántos fragmentos hay de cada tipo de vegetación?, ¿Cuál es el área, perímetro, forma y grado de aislamiento de cada fragmento?, ¿Que tipos de vegetación y uso de suelo incluye cada zona de conservación?, etc.	Fotografías aéreas, mapas, imágenes de satélite, sistemas de información geográfica
	Distribución espacial de las unidades de muestreo	Representatividad, número adecuado de muestras.	¿Existen sitios de muestreo en los tipos de vegetación y uso de suelo?, ¿Existen sitios de muestreo en las tres zonas de conservación?, ¿Hay por lo menos dos sitios de muestreo en cada tipo de vegetación y zona de conservación?	Fotografías aéreas, mapas, visitas al campo para reconocimiento
	Selección del (los) grupo(s) indicador(es) y métodos de colecta	Experiencia taxonómica, criterios de selección.	¿Alguien en el grupo de trabajo puede realizar la identificación taxonómica de las especies? ¿Hay métodos de colecta fáciles y ampliamente utilizados? ¿Se conoce su historia natural y ecología?	Experiencia personal, claves de identificación, manual de colecta, monografías y demás literatura especializada
	Éxito del (los) grupo(s) indicador(es)	Corroboración de los criterios de selección.	¿Todas las especies fueron igualmente susceptibles a ser colectadas?	Hojas de registro de colectas
Colecta de datos	Métodos de colecta	Éxito en las colectas	¿Fueron los métodos capaces de detectar a las especies de la forma que se esperaba? ¿Hay sesgo en la capacidad de detección de los métodos hacia alguna(s) especie(s)?	Comparación con otros estudios que hayan utilizado los mismos métodos u otros
	Representatividad del inventario	Acumulación de especies, número esperado de especies, esfuerzo mínimo	¿Se colectaron todas (o una porción representativa de) las especies esperadas en función de los métodos de colecta? ¿Cuánto esfuerzo de muestreo, de acuerdo a los métodos planeados, es necesario para tener un inventario representativo?	Curvas de acumulación de especies, métodos no paramétricos

Cuadro 5. Continuación

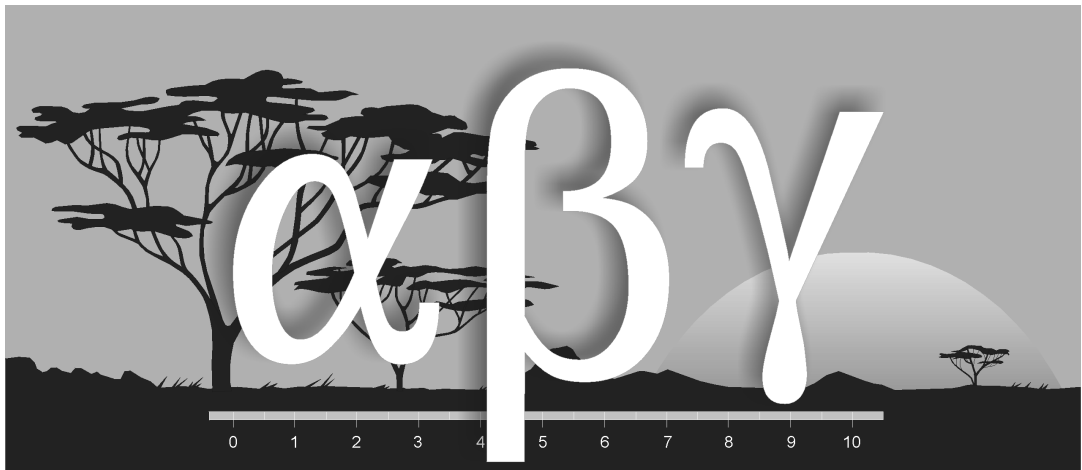
FASES	VARIABLES	PARÁMETROS	PREGUNTAS	HERRAMIENTAS
Análisis y presentación de resultados	Relaciones ecológicas de la diversidad	Asociación de las diversidades alfa y beta con la vegetación y uso de suelo	¿Cuál es la diversidad alfa de los diferentes tipos de vegetación y uso de suelo? ¿Existe una diferencia en la diversidad alfa entre comunidades originales y sistemas antrópicos? ¿Cuál es la diversidad beta entre las distintas comunidades? ¿Cuál es la relación entre las características de la unidades de muestreo y las diversidades alfa y beta?	Análisis de varianza, correlación, etc.
	Zonas de conservación dentro de la reserva	Asociación de las diversidades alfa y beta con la zonificación	¿Cuál es la diversidad alfa de las distintas zonas de conservación? ¿Cuál es la diversidad beta entre las distintas zonas de conservación?	Análisis de varianza, correlación, etc.
	Integración de la diversidad a nivel de paisaje	Aporte de las diversidades alfa y beta a la diversidad gamma	¿El número e identidad de las especies del paisaje es similar al que se presenta en la comunidad más rica (importancia de alfa)? ¿Es el número de especies del paisaje claramente superior al de la comunidad más rica (importancia de beta)?	Análisis conjunto de las diversidades alfa, beta y gamma

- 1: Por vegetación y uso de suelo se entienden las comunidades o asociaciones vegetales originales y las derivadas de las actividades humanas.
- 2: Las zonas de conservación son la zona núcleo, la zona de amortiguamiento y la zona de influencia.

AGRADECIMIENTO

Este manual se preparó como parte de un convenio con la Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe de UNESCO en Montevideo (convenio 884.639-9). Las ideas de los autores se han ido elaborando dentro de los proyectos para el estudio de la biodiversidad, patrocinados por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) de México (convenios E007 y K038). Su publicación corresponde a un esfuerzo del subprograma Diversidad Biológica del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). CYTED ha patrocinado la publicación de este manual como una contribución a la evaluación y monitoreo de la biodiversidad, que por uso general pueda llegar a facilitar los estudios comparados. Extendemos también nuestro agradecimiento a la Sociedad Entomológica Aragonesa por la labor editorial del manuscrito.

LITERATURA CITADA



LITERATURA CITADA

- ÅS, S. 1999. Invasion of matrix species in small habitat patches. *Conservation Ecology (on line)*, **3**: <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art1>.
- BAEV, P. V. Y L. D. PENEV. 1995. *BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis*. Sofia-Moscow, Pensoft.
- BLACKBURN, T. M. Y K. J. GASTON. 1996. A sideways look at patterns in species richness, or why there are so few species outside the tropics. *Biodiversity Letters*, **3**: 44-53.
- BROWN, K., D. PEARCE, C. PERRINGS Y T. SWANSON. 1997. *Economics and the conservation of global biological diversity*. Global Environment Facility, UNDP, UNEP, The World Bank, 75 pp.
- CALEY, M. J. Y D. SCHLUTER. 1997. The relationship between local and regional diversity. *Ecology*, **78**: 70-80.
- CARO, M. T. Y G. O'DOHERTY. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, **13**: 805-814.
- COLWELL, R. K. 1997. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>, Storrs, Connecticut.
- COLWELL, R. K. Y J. A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B*, **345**: 101-118.
- CONSERVATION INTERNATIONAL. 1997. New map of "biodiversity hotspots": aids targeting of conservation efforts. *Diversity*, **13**: 27-29.
- CORNELL, H. V. 1993. Unsaturated patterns in species assemblages: the role of regional processes in setting local species richness. In: *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. R. E. Ricklefs y D. Schluter, Eds. The University of Chicago Press, Chicago. Pp. 243-252.
- CRACRAFT, J. 1985. Biological diversification and its causes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **72**: 794-822.
- DENNIS, J. G. Y M. A. RUGGIERO. 1996. Biodiversity inventory: building an inventory at scales from local to global. In: *Biodiversity in managed landscapes*. R. C. Szaro y D. W. Johnston, Eds. Oxford University Press, Oxford. Pp. 149-156.

- DI CASTRI, F. Y T. YOUNÈS. 1996. Introduction: biodiversity, the emergence of a new scientific field - its perspectives and constraints. *In: Biodiversity, science and development: towards a new partnership*. F. di Castri y T. Younès, Eds. CAB International & IUBS, Cambridge. Pp. 1-11.
- DRAKE, J. A. 1991. Community-assembly mechanics and the structure of an experimental species ensemble. *The American Naturalist*, **137**: 1-26.
- ERWIN, D. H. 1996. The geologic history of diversity. *In: Biodiversity in managed landscapes*. R. C. Szaro y D. W. Johnston, Eds. Oxford University Press, Oxford. Pp. 3-16.
- ERWIN, T. L. 1988. The tropical forest canopy: the heart of biotic diversity. *In: Biodiversity*. E. O. Wilson, Ed. National Academy Press, Washington, D.C. Pp. 123-129.
- FAVILA, M. E. Y G. HALFFTER. 1997. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana*, **72**: 1- 25.
- FORMAN, R. T. Y S. K. COLLINGE. 1996. The "spatial solution" to conserving biodiversity in landscapes and regions. *In: Conservation of faunal diversity in forested landscapes*. R. M. DeGraaf y R.I. Miller, Eds. Chapman & Hall. Pp. 537-568.
- FORMAN, R. T. Y M. GODRON. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & sons., New York, 619 pp.
- FRANKLIN, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications*, **3**: 202-205.
- GÁMEZ, R. 1996. Inventories: preparing biodiversity for non-damaging use. *In: Biodiversity, science and development: towards a new partnership*. F. di Castri and T. Younès, Eds. CAB International, IUBS, Cambridge. Pp. 180-183.
- GASTON, K. J. 1996. Species richness: measure and measurement. *In: Biodiversity: a biology of numbers and difference*. K. J. Gaston, Ed. Blackwell Science, Cambridge. Pp. 77-113.
- GODRON, M. Y R. T. T. FORMAN. 1983. Landscape. *In: Disturbance and ecosystems*. H. A. Mooney y M. Godron, Eds. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 11-27.
- HALFFTER, G. 1984. Conservation, Development and Local Participation. *In: Ecology in Practice: Ecosystem Management*. F. di Castri, F.W.G. Baker y M. Hadley. Tycooly International Publishing Limited, Dublin, pp. 429-436.
- HALFFTER, G. 1991. *El concepto de Reserva de la Biosfera*. Memorias del seminario sobre conservación de la diversidad biológica de México, México, D.F., UNAM-WWF.
- HALFFTER, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International (Special Issue)*, **36**: 3-17.
- HALFFTER, G. Y E. EZCURRA. 1992. ¿Que es la biodiversidad? *In: La Diversidad Biológica de Iberoamérica*. Acta Zoológica Mexicana. CYTED, Ed. Pp. 3-24.
- HARPER, J. L. Y D. L. HAWKSWORTH. 1995. Biodiversity: measurement and estimation, preface. *In: Biodiversity: measurement and estimation*. D. L. Hawksworth, Ed. Chapman & Hall, The Royal Society, London. Pp. 5-12.
- HARRIS, L. D., T. S. HOCTOR Y S. E. GERGEL. 1996. Landscape processes and their significance to biodiversity conservation. *In: Population dynamics in ecological space and time*. O. E. J. Rhodes, R. K. Chesser y M. H. Smith, Eds., Chicago. Pp. 319-347.
- HAYEK, L. C. Y M. A. BUZAS. 1997. *Surveying natural populations*. Columbia University Press, New York, 563 pp.
- JANDEL, C. 1995. *Sigma Stat V2.0*. Jandel Corporation, U.S.A.
- LANDE, R. 1996. The meaning of quantitative genetic variation in evolution and conservation. *In: Biodiversity in managed landscapes*. R. C. Szaro y D. W. Johnston, Eds. Oxford University Press, Oxford. Pp. 27-40.

- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 179 pp.
- MCALEECE, N. 1997. Biodiversity professional beta 1. London, The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Science.
<http://www.nhm.ac.uk/zoology/bdpro>. London
- MCGEOCH, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Review*, **73**: 181-201.
- MCNAUGHTON, S. J. 1994. Conservation goals and the configuration of biodiversity. *In: Systematics and Conservation Evaluation*. P. L. Forey, C. J. Humphries and R. I. Vane-Wright, Eds., Oxford. Pp. 41-62.
- NORSE, E. A., K. L. ROSENBAUM, D. S. WILCOVE, B. A. WILCOX, W. H. ROMME, D. J. JOHNSTON Y M L. STOUT. 1986. *Conserving biological diversity in our national forests*. The Wilderness Society, Washington, D.C.
- NOSS, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience* **33**: 700-706.
- NOSS, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, **4**: 355-364.
- NOSS, R. F. 1996. Conservation of biodiversity at the landscape scale. *In: Biodiversity in managed landscapes*. R. C. Szaro y D. W. Johnston, Eds. Oxford University Press, Oxford. Pp. 574-589.
- PEARCE, D. Y D. MORAN. 1994. *The economic value of biodiversity*. IUCN-The World Conservation Union, Earthscan Publications Ltd., London, 172 pp.
- PEARSON, D. L. 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *In: Biodiversity measurement and estimation*. D. L. Hawksworth, Ed. Chapman & Hall, London. Pp. 75-79.
- PEARSON, D. L. Y F. CASSOLA. 1992. World-wide species richness patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology*, **6**: 376-391.
- PHARO, E. J., A. J. BEATTIE Y D. BINNS. 1999. Vascular plant diversity as a surrogate for bryophyte and lichen diversity. *Conservation Biology*, **13**: 282-292.
- PIANKA, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: A review of concepts. *The American Naturalist*, **100**: 33-47.
- PULLIAM, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, **132**: 625-661.
- ROSENZWEIG, M. L. 1992. Species diversity gradients: We know more and less than we thought. *Journal of Mammalogy*, **73**: 715-730.
- SCHLUTER, D. Y R. E. RICKLEFS. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. *In: Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. R. E. Ricklefs y D. Schluter, Eds. The University of Chicago Press, Chicago. Pp. 1-10.
- SHMIDA, A. Y M. V. WILSON. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, **12**: 1-20.
- SOBERÓN, J. M. Y J. B. LLORENTE. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, **7**: 480-488.
- SOLBRIG, O. T. 1991. The origin and function of biodiversity. *Environment*, **33**: 16-38.
- STEVENS, G. C. 1989. The latitudinal gradient in geographic range: how so many species coexist in the tropics. *The American Naturalist*, **113**: 240-256.
- STORK, N. E. 1994. Inventories of biodiversity: more than a question of numbers. *In: Systematics and Conservation Evaluation*. P. L. Forey, C. J. Humphries y R. I. Vane-Wright, Eds., Oxford. Pp. 81-100.

- STORK, N. E., M. J. SAMWAYS Y H. A. C. EELEY. 1996. Inventorying and monitoring biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, **11**: 39-40.
- TURNER, M. Y R. H. GARDNER. 1991. *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer-Verlag, New York, 536 pp.
- TURNER, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **20**: 171-197.
- UNEP. 1992. *Convention on biological diversity*. UNEP - Environmental Law and Institutions Program Activity Centre, Nairobi.
- UNESCO. 2000. World network of Biosphere Reserves.
<http://www.unesco.org/mab/wnbr.htm>
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, **21**: 213-251.
- WHITTAKER, R. H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *In: Evolutionary Biology*. M. K. Hecht, W. C. Steere y B. Wallace, Eds. Plenum Press, New York. Pp. 1-67.
- WILSON, E. O. 1992. *The diversity of life*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 424 pp.
- WILSON, M. V. Y A. SHMIDA. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology*, **72**: 1055-1064.

APÉNDICE

Lista de algunas direcciones en internet relacionadas con la diversidad biológica y/o reservas de la biosfera.

1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) de México: <http://www.conabio.org.mx>.
2. Convenio sobre Diversidad Biológica: <http://www.biodiv.org>
3. Iberomab. 1999. Red Iberoamericana. <http://www.iberomab.com>.
4. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBIO) de Costa Rica: <http://www.inbio.ac.cr>.
5. Programa DIVERSITAS: <http://www.icsu.org/DIVERSITAS>.
6. Red Mundial de Reservas de la Biosfera: <http://www.unesco.org/mab>.
7. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), Subprograma XII: Diversidad Biológica: <http://www.cytcd.org>
8. Conservation International: <http://www.conservation.org/Hotspots>



Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera

Gonzalo Halffter, Claudia E. Moreno y Eduardo O. Pineda

Resumen:

Las reservas de la biosfera son un instrumento cuya finalidad es conciliar la conservación de la biodiversidad con el desarrollo humano, a través del uso sostenible de los recursos. Asimismo, se pretende que las reservas de la biosfera cumplan una función de observatorio de los cambios bióticos y climáticos globales. Las bases para la conservación de la diversidad biológica deben alcanzarse mediante un enfoque que integre conocimientos en ecología, genética, biogeografía, biología evolutiva, sistemática y disciplinas afines. Por lo tanto, resulta urgente generar información actual y comparable, sobre la relación entre la biodiversidad y las diferentes actividades humanas, lo que permitirá establecer planes generales de conservación y manejo, así como encontrar soluciones rápidas y fiables a los problemas de deterioro ambiental.

Este manual propone una estrategia para obtener, de manera rápida y sencilla, un panorama sobre la diversidad de especies y los procesos que la regulan a escala de paisaje, en especial aquellos relacionados con actividades humanas como la fragmentación y la modificación de los ecosistemas. La mayor utilidad de esta metodología es medir y predecir los efectos de las alteraciones de origen humano y pretende ser, además, una guía en el diseño de los programas de evaluación y monitoreo de la biodiversidad.

La estrategia esta basada en tres puntos fundamentales: *i*) Referencia al paisaje como escala geográfica de estudio; *ii*) El uso de grupos indicadores o parámetro como estimador de la biodiversidad; y *iii*) El análisis conjunto de la riqueza de especies local (diversidad alfa), del reemplazo de especies entre hábitats (diversidad beta) y de la riqueza de especies al nivel de paisaje (diversidad gamma).

La ejecución de los métodos aquí propuestos en distintas reservas, proporcionará información relevante para entender la naturaleza de los componentes de la diversidad, sus interacciones espaciales y temporales y la forma en que responden a las transformaciones de origen humano. Asimismo, es posible analizar las repercusiones que la forma y dimensión de las áreas protegidas tienen sobre la conservación de la biodiversidad, no sólo en las reservas ya establecidas, sino también en aquellas por proponer.

El manual está dirigido a estudiantes, gestores de reservas de la biosfera, técnicos y profesionales en general, que pretendan realizar estudios sobre biodiversidad. Contiene además, un conjunto de ejercicios con los cuales se pretende hacer más claro el manejo y análisis de los datos. Aunque los protocolos de muestreo y análisis sugeridos se concretan a reservas de la biosfera terrestres, su aplicación en sistemas acuáticos es posible mediante el ajuste de métodos propios del hábitat.

Palabras Clave:

Biodiversidad, Evaluación, Reserva de la biosfera, Monitoreo, Diversidades alfa, beta y gamma, Grupo indicador, Paisaje.



Handbook to assess biodiversity in biosphere reserves

Gonzalo Halffter, Claudia E. Moreno y Eduardo O. Pineda

Abstract:

The main aim of biosphere reserves is to couple the conservation of biodiversity and human development through the sustainable use of natural resources. Also, it is expected that biosphere reserves function as areas in which biological and climatic global changes can be monitored. Bases for biological conservation must be achieved following an integrative approach involving ecology, genetics, biogeography, evolutionary biology, systematics and other close related areas of research. Therefore, it is a priority to gather comparable up-to-date information on the relationships between human activities and biodiversity to establish general conservation and management programs and to allow us to find reliable and quick answers to solve environmental problems.

This handbook proposes a quick and simple strategy to obtain an overview on species diversity and the process that affect it at a landscape scale, specially those related to human activities such as habitat fragmentation and ecosystems alteration. The main utility of this methodology is to measure and predict the effects of human impact on ecosystems and may be also used as a guide to design assessment and monitoring programs for biodiversity.

This strategy is based on three main considerations: 1) it makes reference to the landscape as geographic study unit; 2) It uses focal or parameter groups to estimate biodiversity; 3) It considers simultaneously local species richness (alpha-diversity), species turnover between habitats (beta -diversity) and species richness at the landscape scale (gamma-diversity).

Implementation of the proposed methods in a number of biosphere reserves will provide us with relevant information to understand the nature of the components of biodiversity, its spatial and temporal interactions y their responses to habitat transformation by human activities.

Furthermore, it is possible to analyse the impact that the size and shape of biosphere reserve have on biodiversity conservation, a useful evaluation not only for those already declared protected areas, but also may help to plan new reserves.

This handbook is mainly aimed to students, protected areas' managers, technicians and professional researchers studying biodiversity. It includes a series of real-data exercises attempted to clarify data handling and analysis for the wide range of audience interested on the topic. Although the sampling protocols and data analysis are proposed thinking on terrestrial reserves, their application to aquatic systems may be possible by adjusting the methods to the particular conditions of the habitat.

Key words:

Biodiversity assessment, Biosphere reserves, Monitoring, Alpha, Beta and Gamma Diversities, Focal or parameter group, Landscape.