



CAPÍTULO 18:

La efectividad de las Reservas de la Biosfera en México para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación

Víctor Sánchez-Cordero & Fernanda Figueroa

Departamento de Zoología,
Instituto de Biología,
Universidad Nacional Autónoma
de México.
Apartado Postal 70-153,
C. P. 04510, México, D. F., México.
victor@ibiologia.unam.mx

Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica.

Gonzalo Halffter, Sergio Guevara
& Antonio Melic (Editores)

Patrocinadores

- SOCIEDAD ENTOMOLÓGICA ARAGONESA (SEA), ZARAGOZA, ESPAÑA.
- COMISION NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO) MÉXICO.
- COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS (CONANP) MÉXICO.
- CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT) MÉXICO.
- INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C., MÉXICO.
- UNESCO-PROGRAMA MAB.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. GOBIERNO DE ESPAÑA.

m3m: Monografías Tercer Milenio
vol. 6, S.E.A., Zaragoza, España
ISBN: 978-84-935872-0-8
15 diciembre 2007
pp: 161–171.

Información sobre la publicación:
www.sea-entomologia.org

La efectividad de las reservas de la biosfera en México para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación

Víctor Sánchez-Cordero & Fernanda Figueroa

Resumen: Las tasas de pérdida de diversidad biológica actuales, la envergadura de la intervención humana en la biosfera y la pérdida de servicios ecosistémicos han hecho de las prácticas de conservación un imperativo. Las áreas naturales protegidas (ANP) son, en la actualidad, la herramienta central de las políticas de conservación a nivel internacional y, por ello, se plantea la necesidad de evaluar su efectividad y desempeño. En este trabajo se evaluó, de manera cuantitativa y sistemática, la capacidad que han tenido las reservas de la biosfera (RB) mexicanas para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación, entre 1993 y 2002, bajo el supuesto que existe una relación entre la pérdida de cobertura vegetal y la pérdida de diversidad biológica y de servicios ecosistémicos. Se seleccionaron 17 RB terrestres, de las cuales el 80% pertenecen al programa de Reservas del Hombre y la Biosfera de la UNESCO (MAB-UNESCO). Las áreas fueron decretadas antes de 1997 y cuentan con una superficie mayor de 1000 ha. Se construyó una clasificación de efectividad, con base en la comparación entre la tasa de cambio en el uso del suelo y la vegetación (CUSV), registrada en el interior de cada RB con (1) un área circundante (AC; franjas construidas a partir del límite de las RB, con una superficie similar a la de éstas) y (2) la tasa registradas en el estado en el que se ubica. Como indicador de CUSV, se utilizó el cambio en las superficies transformadas: aquéllas cubiertas por agricultura, pastizales cultivados e inducidos, plantaciones forestales y asentamientos humanos. Se encontró que, cerca de 65% de las RB seleccionadas han sido efectivas para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación, comparado con sus respectivos contextos geográficos. Es importante resaltar que en 35% de los casos analizados las RB no han sido efectivas y, por tanto, es necesario atender su situación de conservación e identificar las causas de la falta de efectividad. Se concluye que las RB mexicanas han sido, en general, una herramienta efectiva para conservar la vegetación natural. Esto es particularmente importante en el contexto del debate actual sobre la viabilidad de la conservación unida al desarrollo y la participación de las comunidades locales, objetivos incluidos en las RB mexicanas y también en el programa de Reservas del Hombre y la Biosfera (PRHB). Estudios futuros deben incluir factores sociales y económicos en evaluaciones de la efectividad de las ANP.

Palabras clave: Áreas naturales protegidas, reservas de la biosfera, efectividad, conservación de la biodiversidad, cambio en el uso del suelo y la vegetación, deforestación, México.

Effectiveness of biosphere reserves to prevent land use and land cover change in Mexico

Abstract: Conservation planning is essential for preventing biodiversity loss as well as loss of ecosystem services. Protected natural areas (PNAs) currently conform a cornerstone of conservation policies worldwide. Consequently, an evaluation of their effectiveness in conserving biodiversity to adequately represent the world's biodiversity and prevent loss of natural habitats is imperative. This study is a quantitative and systematic evaluation of the effectiveness of Mexican biosphere reserves (BRs) in the prevention of land use / land cover change (LUCC) between 1993 and 2002, assuming a relationship between natural vegetation cover loss, the reduction of biological diversity, and the provision of ecosystem services. A total of 17 terrestrial BRs were selected, 80% of which are part of the Man and the Biosphere Reserve program (MAB-UNESCO). The selected BRs were larger than 1000 ha, and established before 1997. An effectiveness classification was made by comparing land use / land cover change rate inside each BR, and (1) its respective surrounding area (a buffer-like area constructed around the BR and of a similar size), and (2) the state where it was located. The rate of change in the transformed area (covered by agriculture, induced and cultivated pastures, forestry plantations, and human settlements) was used as a surrogate of LUCC. A total of 65% of the BRs have been effective in preventing LUCC, suggesting that overall BRs are important for conserving natural vegetation in Mexico. These results are particularly meaningful as the viability of conservation with the local communities' development and participation is hotly debated; this assumption constitutes the main goal of both Mexican BRs and the MAB reserves program. However, it must be admitted that 35% of BRs were not effective, thus requiring special attention. Our study is the first quantitative and systematic evaluation of Mexican BR effectiveness to protect natural vegetation using a simple method easily applicable to other regions and countries. Future work should involve the inclusion of social and economic factors in the evaluation of PNAs.

Key words: Protected natural areas, biosphere reserves, effectiveness, biodiversity conservation, land cover change, land use change, deforestation, Mexico.

1. Introducción

1.1 Las Reservas de la Biosfera en México

Actualmente, existen en México un total de 160 Áreas Naturales Protegidas (ANP) decretadas, las cuales cubren alrededor de 9% del territorio nacional. Estas ANP pertenecen a seis categorías de manejo: Reservas de la Biosfera, Parques Nacionales, Monumentos Naturales, Áreas de Protección de Recursos Naturales, Áreas de Protección de Flora y Fauna, y Santuarios (<http://www.conanp.gob.mx>). Las Reservas de la Biosfera (RB) representan el nivel más alto de protección ambiental en México y son las que cubren la mayor superficie protegida. Se distinguen, además, por (a) incorporar a las poblaciones e instituciones locales a las acciones de conservación, (b) incorporar la problemática socioeconómica regional a los trabajos de investigación y desarrollo de la reserva; (c) brindar a la reserva una independencia administrativa, encargando su gestión a instituciones de investigación y (d) considerar que las reservas deben formar parte de una estrategia global de conservación. Estos planteamientos, así como el desempeño de las RB mexicanas, han permitido la incorporación de un alto porcentaje de estas reservas en el Programa de Reservas del Hombre y la Biosfera (MAB-UNESCO; <http://www.unesco.org/mab>).

El esquema de conservación planteado para las RB es particularmente importante en el contexto nacional. En México, existe una alta diversidad biológica, por lo que forma parte de los países megadiversos (CONABIO, 1998; Mittermeier *et al.*, 1998; Toledo & Ordóñez, 1998; Sarukhán & Dirzo, 2001). La alta diversidad biológica resulta, en buena medida, de una elevada diversidad beta; es decir, un elevado recambio de especies en el espacio geográfico, derivado, entre otros factores, de una historia biogeográfica compleja y una alta heterogeneidad ambiental (Sarukhán & Dirzo, 2001). Lo anterior se conjunta con una población creciente que, en el medio rural, muestra tendencias de distribución geográfica sumamente dispersa (numerosas localidades pequeñas y dispersas por el territorio) y, que en muchas regiones, se encuentra en condiciones de alta marginación socioeconómica (Sarukhán *et al.*, 1996). La mayor parte de las ANP en México se encuentran habitadas por comunidades rurales; hasta el año 2000, se habían registrado 4.485 localidades y 1.404.516 habitantes (CONANP, 2003). La conjunción de estos factores hace de la conservación en México una tarea de una altísima complejidad. Por ello, el desarrollo socioeconómico en las comunidades locales, la participación social y la inclusión de la problemática socioeconómica en los estudios desarrollados en las RB, convierten a éstas en las estrategias más adecuadas, en comparación con esquemas más restrictivos.

Aun así, como en el caso de cualquier ANP, no se puede omitir que las RB implican la restricción sobre el uso de recursos y, desde el punto de vista de las comunidades locales, la enajenación de sus recursos sin remuneración alguna. Ello ha generado conflictos por el derecho al uso y acceso a los recursos y, por lo tanto,

procesos de resistencia, ya sea pasiva o activa. Se han realizado esfuerzos por generar alternativas productivas, por incorporar a las comunidades a los proyectos de conservación y por incrementar la participación social. No obstante los resultados alentadores de estos esfuerzos, algunas RB mantienen aún tensiones y conflictos entre las poblaciones locales y las autoridades de las RB, las organizaciones no gubernamentales, sectores académicos y el gobierno federal. La viabilidad de la conservación en las RB dependerá, en buena medida, de la evolución de esta problemática y del desarrollo de procesos de participación social de las comunidades locales en el manejo de las RB.

1.2. La evaluación de la efectividad de las Áreas Naturales Protegidas

Las RB y las ANP, en general, constituyen la estrategia de conservación más importante mundialmente, pues han sido concebidas para proteger la diversidad biológica, mantener la integridad de los ecosistemas y la provisión de servicios ecosistémicos y de medios de subsistencia para las comunidades locales (Ervin, 2003a; IUCN, 2005). La escala de la intervención humana en la biosfera, así como los procesos globales de deterioro, han sido catalizadores para la firma de diversos convenios internacionales relacionados con cuestiones ambientales, como la Convención de la Diversidad Biológica y el Convenio Marco de Cambio Climático; estos convenios han planteado diversos compromisos asociados a la conservación, tales como alcanzar una cobertura del 10% de la superficie terrestre protegida (IUCN, 2005), por lo que, actualmente, se cuenta con más de 100.000 ANP que cubren cerca de 12% de la superficie mundial (IUCN, 1993).

Sin embargo, el logro de este objetivo, por sí mismo, es insuficiente para garantizar la conservación de una porción importante de la diversidad biológica mundial por dos razones básicas: (1) existe una representación inadecuada de los distintos componentes de la biodiversidad mundial (ecosistemas, tipos de vegetación, especies) dentro de las ANP a distintas escalas espaciales (Margules & Pressey, 2000; Pressey *et al.*, 2002; Rodrigues *et al.*, 2004; Chape *et al.*, 2005) y (2) existe una fuerte preocupación sobre la capacidad de muchas de las ANP para asegurar la persistencia a largo plazo de la diversidad biológica (Hockings, 1998, 2003).

Muchas de las ANP se encuentran bajo fuertes presiones de deforestación y fragmentación, contaminación, invasión de especies exóticas y tala y cacería clandestinas (Ervin, 2003b; Goodman, 2003). Las causas que subyacen a estos procesos son múltiples e incluyen, desde el contexto socioeconómico de cada ANP (las características de las poblaciones locales, las actividades económicas que desarrollan, la participación de estas poblaciones en la toma de decisiones, la relación histórica que han tenido con el ANP), así como las presiones de intereses externos sobre los recursos locales (Little, 1994; Ghimire & Pimbert, 1997a). También pueden

influir las condiciones ambientales de cada región y la viabilidad del desarrollo de actividades económicas (Pressey *et al.*, 2002; Mas, 2005).

Dentro de la corriente de planeación sistemática de la conservación, existe un creciente interés en la evaluación de la efectividad de las ANP para asegurar, tanto una adecuada representación de la biodiversidad en la conformación de redes de áreas protegidas, como lograr la capacidad de conservación a largo plazo (Margules & Pressey, 2000; Ervin, 2003a). En este sentido, existen esfuerzos importantes por parte de diversas organizaciones para desarrollar métodos sistemáticos y marcos de referencia para la evaluación de las ANP (IUCN & WWF, 1999; Ervin, 2003b; Hockings, 2003; Chape *et al.*, 2005). Se pueden definir básicamente tres tipos de evaluación de las ANP (Ervin, 2003a): (1) la evaluación del diseño, que examina la representación de distintos componentes de la biodiversidad en las redes de ANP (llamado también análisis de vacíos), (2) La evaluación de los procesos de manejo, enfocados a la detección de retos y debilidades asociados al personal de las ANP, el financiamiento, la planificación y las actividades desarrolladas y (3) la evaluación de la integridad ecológica, en la que se examinan rasgos como el estado de conservación, el mantenimiento de procesos y funciones ecosistémicos, la viabilidad de ciertas especies o la magnitud de amenazas y presiones sobre las ANP.

1.3 Las limitaciones de los procesos de evaluación de las Áreas Naturales Protegidas

La mayoría de las evaluaciones sistemáticas de la efectividad de manejo de las ANP tienen como fuente de información, la percepción social del personal que labora en ellas o en ONG nacionales e internacionales (Godman, 2003). Algunos autores han criticado este enfoque de evaluación, pues la información de origen puede contener sesgos. Por ejemplo, puede haber un conflicto de intereses en las respuestas generadas por este grupo de actores sociales, así como porque se trata de la opinión de sólo una pequeña porción de los actores sociales involucrados y comprometidos en el funcionamiento de las ANP (Stern, 2001).

Dentro de los trabajos basados en percepciones sociales, existen excepciones, como el trabajo realizado por Lü y colaboradores, en el que se analizan las percepciones de todos los actores sociales involucrados en la RB de Wolong, en China (Lü *et al.*, 2003); estos autores, además, abordan diversos criterios de evaluación, incluyendo el desarrollo económico de la población, la educación ambiental, la investigación científica y la conservación del hábitat del panda gigante (*Ailuropoda melanoleuca*), que constituye el objetivo de conservación más importante de esta RB. Este enfoque integral puede ser, incluso, más adecuado para evaluar las RB, debido a la multiplicidad de sus objetivos, que se verían reflejados pobremente con evaluaciones más restrictivas.

La ausencia de criterios no-biológicos o no-ecológicos en los procesos de evaluación, es justamente una de las críticas más importantes. Desde la perspecti-

va de la ecología política, se cuestiona que al existir distintos objetivos, valores y percepciones de las ANP entre diferentes actores sociales, sólo se tomen en cuenta aquéllos correspondientes a una porción de ellos. Se propone que los criterios de evaluación deben incorporar un abanico más amplio de percepciones y valores, negociados entre los distintos actores sociales (Murray, 2005).

1.4 La evaluación de la integridad ecológica

A partir de las críticas al uso de percepciones sociales como fuente de información, se ha hecho hincapié en la necesidad de evaluar la efectividad a partir medidas directas y objetivas de los procesos de deterioro. Algunos esfuerzos, en este sentido, se centran en la capacidad de las ANP para mantener un cierto estado de conservación, medido a través de atributos como la cubierta vegetal o determinados indicadores de diversidad biológica. Algunos estudios utilizan comparaciones, entre el interior y el exterior de las áreas protegidas, que incluyen atributos como diversidad biológica (Caro, 2001; Samways & Kreuzinger, 2001), cambio en el uso del suelo y la vegetación (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 1999; Liu *et al.*, 2001; Mas, 2005), integridad ecológica (Parrish *et al.*, 2003), entre otros. Estos estudios varían enormemente en cuanto a metodologías y escalas espaciales de análisis.

Los estudios comparativos entre el interior y el exterior de las ANP se han realizado contrastando éstas con áreas delimitadas que las rodean. Liu *et al.* (2001), por ejemplo, utilizan un anillo de 10 km de diámetro, a partir del límite de la reserva alrededor de la reserva de Wolong en China, para comparar deforestación y fragmentación, dentro y fuera de la reserva. Mas (2005), por su parte, critica el uso de anillos construidos a una determinada distancia alrededor de las áreas protegidas, bajo el argumento de que existen diferencias significativas en las condiciones ambientales, entre el interior y el exterior de las ANP, y realiza un análisis de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, en el que utiliza un área que incorpora, únicamente, zonas con condiciones similares a las que se encuentran dentro de el área protegida. En México, se han desarrollado algunos estudios de caso sobre la efectividad de ANP particulares, como el estudio de Mas (2005) para la RB de Calakmul. Sin embargo, no existen estudios cuantitativos y sistemáticos, a nivel nacional, de la efectividad de las ANP.

En este trabajo evaluamos, de manera cuantitativa y sistemática, la efectividad de aproximadamente la mitad de las RB en México, para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. Se consideraron como efectivas aquellas RB, cuya tasa de cambio en el uso del suelo y la vegetación fuese menor que su contexto geográfico inmediato (áreas circundantes) y que la región en la que se ubican (el estado). Específicamente, abordamos la integridad ecológica, que constituye la tercera perspectiva de evaluación (Ervin, 2003a), mediante los procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación, al constituir éstos una de las principales amenazas que enfrentan las RB y estar fuertemente

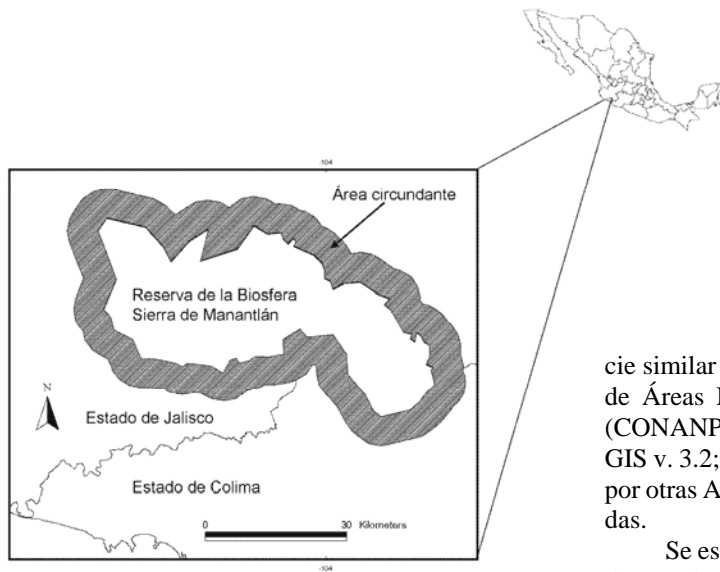


Fig. 1. Representación de una de las reservas de la biosfera analizadas (Sierra de Manantlán), su área circundante y los estados en los que se ubica (Colima y Jalisco).

vinculados con otros procesos de deterioro que afectan la integridad ecológica, como la pérdida de biodiversidad (Dale *et al.*, 1994; Lidlaw, 2000; Sala *et al.*, 2000; Kinnard *et al.*, 2003; Sánchez-Cordero *et al.*, 2005), la degradación del suelo (Riezebos & Loerts, 1998; Islam & Weil, 2000), el cambio climático local y regional (Chase *et al.*, 2000), el cambio climático global (Houghton *et al.*, 1999) y la pérdida de servicios ecosistémicos (Vitousek *et al.*, 1997). Estos resultados constituyen parte del proyecto “Contexto socioeconómico y deforestación en las Áreas Naturales Protegidas de México” que incluye el análisis de la efectividad de las ANP de México (Figueroa & Sánchez-Cordero, en prep.).

2. Métodos

Se evaluó la efectividad de las RB a través de la comparación entre la tasa de cambio en el uso del suelo y la vegetación (CUSV) de cada una de las RB y su contexto inmediato y geopolítico. Se construyó una clasificación de la efectividad, con base en la comparación entre las tasas de CUSV de cada RB y un área circundante (AC), construida como una franja a partir de su límite y de tamaño similar (± 100 ha) y, del(os) estado(s) de la República en el(los) que se ubica (fig. 1). Se seleccionaron únicamente las RB terrestres mayor de 1.000 ha (el área mínima para la conservación de ecosistemas de acuerdo con la UICN -Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza-; Ordóñez & Flores, 1995) y decretadas antes de 1997; la carta de uso de suelo y vegetación más reciente que se utiliza en el análisis, data de 2002 y se asumió, que un periodo de cinco años era suficiente para detectar alguna influencia de la RB en los procesos de CUSV. Como producto de esta selección, se incluyeron con estos criterios 17 RB.

Para cada RB se construyó un AC, formada por una franja a partir del límite de la RB y de una superfi-

cie similar a la de ésta (± 100 ha), con base en la Carta de Áreas Naturales Protegidas Federales de México (CONANP 2003) en una plataforma de SIG (ArcView GIS v. 3.2; fig. 1). Las superficies ocupadas, en las AC, por otras ANP, mar o los límites del país, fueron excluidas.

Se estimó la tasa de CUSV con base en los mapas de Uso de Suelo y Vegetación de 1993 y 2002, a escala 1:250,000 (INEGI, 1993, 2002), para cada RB, su AC y el estado de ubicación. Se combinaron las categorías de agricultura, pastizales cultivados e inducidos, plantaciones forestales y asentamientos humanos en una sola cobertura, denominada superficies transformadas, y se utilizó la tasa de cambio en las superficies transformadas como un indicador de CUSV. Se calculó la tasa de CUSV como la proporción de cambio anual en las superficies transformadas, en relación con el área total evaluada:

$$TC = [((S_2 - S_1) / S_t) * 100] / N$$

Donde TC = tasa de cambio, S1 = superficie transformada inicial, S2 = superficie transformada final, S_t = superficie total evaluada, N = años transcurridos.

Para las RB ubicadas en dos o más estados, se calculó la tasa de cambio ponderada estatal, cuyos valores de ponderación correspondieron al porcentaje de superficie de la RB perteneciente a cada estado. Se construyó una clasificación de la efectividad, con base en dos parámetros: la diferencia entre la tasa de cambio de las RB y sus AC y, entre las RB y los estados correspondientes. Se definieron como RB efectivas, aquellas que presentaron una tasa de cambio menor que sus AC, en tanto, las RB no efectivas fueron las que mostraron una tasa de cambio mayor que sus AC. Las RB con una tasa de cambio mayor que sus respectivos estados, fueron clasificadas como amenazadas (tanto efectivas, como no efectivas), debido a que se trataría de RB bajo presiones de cambio particularmente acentuadas (Tabla I).

Este método puede llevar a clasificaciones erróneas; por ejemplo, en algunos casos, no se observaron áreas transformadas ni procesos de CUSV, durante el periodo de estudio en tanto que en el exterior, se generan ligeras reducciones en las superficies transformadas. Estas RB fueron clasificadas como no efectivas, cuando en realidad han sido efectivas, al mantener la cobertura de vegetación natural en su interior. Por tanto, se revisaron las RB que mostraron estas características y, en caso necesario, fueron reclasificadas.

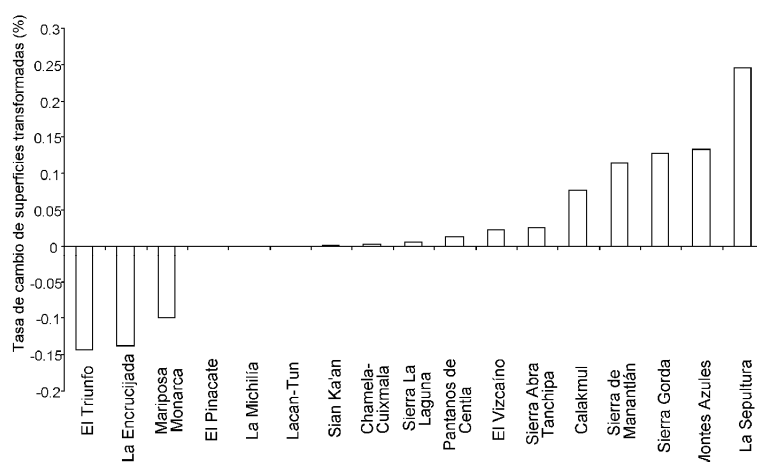
Tabla I. Categorías de efectividad de las reservas de la biosfera (RB), con base en la comparación de la tasa de cambio en el uso del suelo y la vegetación (TCUSV) de cada RB, su área circundante (AC) y el estado en que se ubica.

	TCUSV de la RB < estado	TCUSV de la RB ≥ estado
TCUSV de la RB < AC	Efectiva	Efectiva amenazada
TCUSV de la RB ≥ AC	No efectiva	No efectiva amenazada

Tabla II. Información general sobre las reservas de la biosfera seleccionadas, así como las tasas de cambio utilizadas en el análisis y su categoría de efectividad. CE: Categorías de efectividad; E: efectiva; NE: no efectiva; NE/A: No efectiva amenazada.

Nombre de la Reserva	Estados	Fecha decreto	Área (ha)	Tasa de cambio de ST			CE	Año MAB
				ANP	AC	Estado		
1 Calakmul	Campeche	1989	719.809,39	0,078	0,333	0,478	E	2006
2 Chamela-Cuixmala	Jalisco	1993	13.068,54	0,002	0,625	0,229	E	
3 El Pinacate y Gran Desierto de Altar	Sonora	1993	723.884,44	-0,001	0,012	0,114	E	1993
4 El Triunfo	Chiapas	1990	120.186,77	-0,144	-0,505	0,526	NE	1993
5 El Vizcaíno	B. C. S.	1988	2.474.600,71	0,023	0,002	0,052	NE	2006
6 La Encrucijada	Chiapas	1995	146.157,88	-0,138	0,068	0,526	E	1997
7 La Michilía	Durango	1979	9.325,41	0,000	0,000	-0,012	E	2006
8 La Sepultura	Chiapas	1995	168.237,17	0,245	0,020	0,524	NE	
9 Lacan-Tun	Chiapas	1992	63.563,60	0,000	-0,001	0,526	E	2006
10 Mariposa Monarca	Michoacán	1986	55.935,34	-0,099	0,051	0,055	E	1979
11 Montes Azules	Chiapas	1978	329.207,78	0,134	1,473	0,526	E	2006
12 Pantanos de Centla	Tabasco	1992	302.106,02	0,012	-0,107	0,389	NE	1986
13 Sian Ka'an	Quintana Roo	1986	525.129,63	0,001	0,022	0,180	E	1988
14 Sierra de Manantlán	Jalisco, Colima	1987	138.808,65	0,114	0,439	0,243	E	
15 Sierra del Abra Tanchipa	San Luis Potosí	1994	21.260,92	0,025	0,081	0,148	E	2001
16 Sierra Gorda	Querétaro	1997	381.188,14	0,127	0,095	0,050	NE/A	2003
17 Sierra La Laguna	B. C. S.	1994	111.275,16	0,005	0,304	0,052	E	

Fig. 2. Tasas de cambio en el uso del suelo y la vegetación en las reservas de la biosfera, entre 1993 y 2002 (ver métodos).



Reservas de la Biosfera

3. Resultados y discusión

La superficie transformada en el país abarcó, en 2002, 26% del territorio y aumentó, desde 1993, a una tasa anual de 0,2%. En contraste, en las RB seleccionadas, la superficie transformada ocupó el 4% de la superficie, con un crecimiento de 0,04% durante el mismo periodo. Estas cifras indican que los procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación dentro de las RB han sido, en general, menos intensos que en el país en su conjunto. Sin embargo, la tendencia de los procesos de CUSV fue heterogénea; en cuatro RB se redujo la superficie transformada, es decir, se recuperó de la vegetación natural; en cuatro RB la cobertura de superficie transformada se mantuvo estable y en cinco RB aumentó la

superficie transformada (fig. 2). El 70% de las RB han sido efectivas para prevenir cambios en el uso del suelo y la vegetación, en tanto, el 30% no lo han sido, en relación con su contexto geográfico inmediato (fig. 3; Tabla II). Este porcentaje de efectividad es el más alto en relación con otras ANP decretadas (Figuroa & Sánchez-Cordero en prep). Dentro de las RB no efectivas, la de Sierra Gorda resultó no efectiva-amenazada, mientras que ninguna RB se catalogó dentro de la categoría de efectiva - amenazada.

A partir de los resultados iniciales, se reclasificaron las RB La Michilía y Lacan-Tun. Ambas RB habían sido clasificadas como no efectivas, ya que presentaron

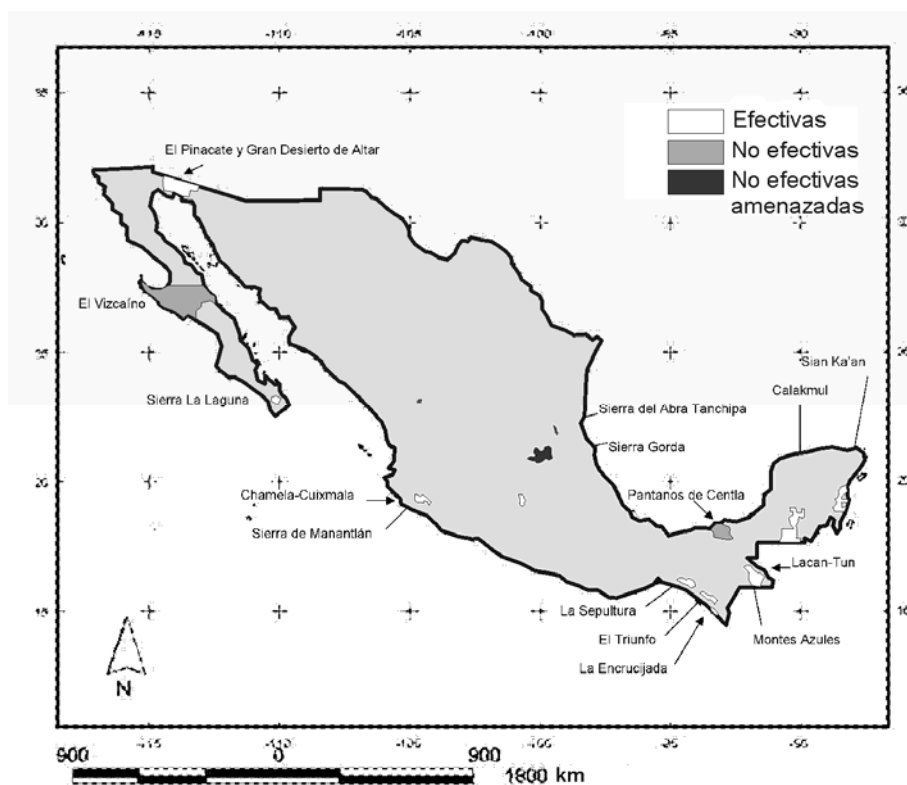


Fig. 3. Distribución geográfica de las reservas de la biosfera de acuerdo con su efectividad.

una tasa de cambio de cero, con una superficie transformada inicial de cero y 0,8 ha, respectivamente; en tanto, en sus respectivas AC, se dio un proceso de ligera reducción en las superficies transformadas. Se consideró que en ambos casos, estas RB son efectivas, ya que se mantuvieron sin superficie transformada durante el periodo de análisis y las tasas de recuperación en las AC son muy reducidas. La RB de El Triunfo constituye un caso particular, pues aunque fue la RB que mostró la mayor reducción de superficies transformadas durante el periodo de análisis, la pérdida en el AC mostró valores tres veces mayores. Por ello, se clasificó en la categoría de RB no efectivas, pero resulta prioritario conocer las causas por las que en sus alrededores se observa una recuperación de la vegetación natural de mucha mayor importancia que en el interior de dicha reserva.

La comparación directa entre las tasas de cambio de las RB no sería válida, ya que cada contexto socioeconómico y geográfico genera condiciones específicas en relación con los procesos de CUSV. Por ello, varias RB con altas tasas de incremento en áreas transformadas, como Montes Azules y Sierra de Manantlán, resultan efectivas, pues los procesos que se dan en el exterior de la reserva son de mayor envergadura que en el interior, lo que significa que la presencia de estas herramientas de conservación han tenido un efecto en términos de la conservación de la vegetación.

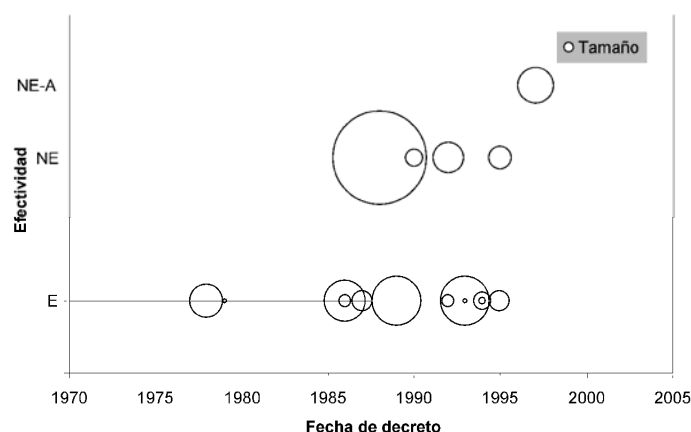
Por otro parte, parece no haber influencia de la ubicación geográfica en la efectividad; en el noroeste del país se encontraron dos áreas efectivas y una no efectiva (El Vizcaíno, la de mayor tamaño); en el centro de México todas las RB resultaron efectivas, con excepción de Sierra Gorda (que resulta también ser la de mayor tamaño en esa zona); en el sureste, en el estado de

Chiapas, que incluye la mayor concentración de RB, se encontraron tres efectivas y dos no efectivas, en Tabasco una no efectiva y, en la Península de Yucatán, todas efectivas. No existe, por tanto, un patrón latitudinal en la efectividad de las RB (fig. 3). La fecha en que las RB fueron decretadas y la superficie que ocupan, tampoco parecen tener una influencia determinante en la efectividad. Sin embargo, resulta interesante que las dos RB más antiguas sean efectivas, así como las de menor tamaño (fig. 4). Las RB no efectivas fueron decretadas después de 1985 y tienen una alta variabilidad en tamaño, aunque no incluyen RB de las más pequeñas.

El incremento en las tasas de cambio en el uso de suelo y deforestación constituyen un reto para la conservación de la diversidad biológica, de manera que las ANP constituyen una herramienta indispensable para evitar la pérdida de vegetación natural. En las últimas dos décadas, instituciones gubernamentales, organizaciones no gubernamentales e instituciones académicas han consolidado, de manera conjunta, el sistema de ANP en México, como la herramienta más importante de conservación (CONABIO, 1998; Melo, 2002). Por tanto, se vuelve fundamental la evaluación crítica de la efectividad para prevenir CUSV.

Se puede suponer, a partir de los resultados de este estudio, que las RB en México, entre 1993 y 2000, constituyeron una herramienta efectiva que contribuyó a la conservación de la biodiversidad. Asimismo, el 30% de las RB (El Triunfo, El Vizcaíno, La Sepultura, Pantanos de Centla y Sierra Gorda) resultaron no ser efectivas, pues presentaron procesos de cambio de mayor envergadura que sus respectivas AC. En el caso de la RB Sierra Gorda, se trata, además, de un área “no efectiva-amenazada”, es decir, que los procesos de CUSV fueron

Fig. 4. Distribución de las reservas de la biosfera en función de su efectividad (E: efectivas, NE: no efectivas y NEA: no efectivas-amenazadas), fecha de decreto y superficie (se muestra mediante el tamaño del círculo que representa cada RB).



mayores en el interior, que en su contexto inmediato y que en el estado de Querétaro. Por ello, es necesario realizar una evaluación de los procesos que se están gestando en esta RB, de manera que esta tendencia pueda revertirse. Estas RB representan grandes retos en términos de conservación y resulta imperativo analizar las condiciones socioeconómicas y políticas que se desarrollan en ellas.

Las RB presentan un alto porcentaje de áreas efectivas respecto al resto de las categorías de manejo (Figueroa & Sánchez-Cordero en prep); esta tendencia puede ser consecuencia de que estas áreas constituyen el nivel más importante dentro de las prioridades de conservación biológica en nuestro país, por lo que han recibido mayor atención y financiamiento por parte del gobierno federal, organizaciones no gubernamentales que manejan y financian proyectos en las RB (*i.e.*, World Wildlife Fund, The Nature Conservancy y Conservation Internacional) y la comunidad internacional (*i.e.*, a través de los fondos del Global Environmental Facility, GEF).

Las RB constituyen la única categoría de manejo que incluye explícitamente el desarrollo de las comunidades locales como uno de sus objetivos, por lo que constituye una estrategia más flexible de conservación en comparación con otras categorías de manejo y, probablemente, más viable en el complejo contexto socioeconómico del país. A pesar de que aún se requiere una evaluación de los objetivos de desarrollo local en las RB, este primer análisis sugiere que la conservación y el desarrollo no son, necesariamente, mutuamente excluyentes. Cabe indicar que nueve RB efectivas (81%) pertenecen a la red de áreas del MAB, así como las cinco RB no efectivas (100%).

A pesar de que la mayoría de las RB fue efectiva, es necesario también reconocer que la mayoría de ellas sufrieron procesos de CUSV, en los que las coberturas de vegetación primaria y secundaria dieron paso a superficies transformadas. Aunque estos procesos fueron, en general, de menor envergadura que los ocurridos en el mismo periodo en las áreas externas a las RB, es necesario analizar las causas de estos cambios. Dentro de las ANP no efectivas, únicamente la RB de El Triunfo mostró procesos de recuperación de la vegetación; sin

embargo, esta recuperación es radicalmente menor que en el contexto geográfico inmediato.

Por otro lado, el tamaño y la fecha de decreto aparentemente no inciden en la efectividad de las RB; es probable que tampoco tenga un efecto directo el tipo de vegetación predominante, pues las RB comprenden los principales tipos de vegetación del país: bosques templados, bosques mesófilos de montaña, selvas tropicales perennifolias y deciduas, así como pastizales y humedales. En cuanto al tamaño de las RB, resulta evidente que las áreas más pequeñas tienden a ser efectivas, probablemente porque son más fáciles de manejar y administrar, y requieren menos recursos financieros y de personal.

La aparente ausencia de relación entre estos factores y la efectividad de las reservas seguramente se deriva de que la dinámica del uso del suelo en las RB, como en todas las ANP, forma parte de un complejo sistema en el que interactúan múltiples factores. Entre los factores más importantes, se encuentran los mencionados en estudios sobre las causas de la deforestación y el cambio en el uso del suelo y la vegetación que se han realizado durante los últimos veinte años (Angelsen & Kaimowitz, 1999; Lambin *et al.*, 2001). Por ejemplo, los modelos de desarrollo económico, las características demográficas de la población local, las formas de producción y uso de recursos vinculadas con el mercado, y las políticas públicas relacionadas con la producción y la infraestructura, entre otras. Por otro lado, en el caso particular de las ANP, la participación social, las percepciones de la población local de los proyectos de conservación y la relación histórica establecida entre las ANP y las comunidades locales, en particular alrededor de los conflictos por el acceso a los recursos naturales, resultan fundamentales y han sido analizados ampliamente desde la perspectiva de la ecología política (Little, 1994; Ghimire & Pimbert, 1997a, 1997b; Pimbert & Pretty, 1997; Wilshusen *et al.*, 2002; Murray, 2005).

La capacidad de las ANP para lograr sus objetivos de conservación han sido evaluados, principalmente, desde dos vertientes: la efectividad de los procesos de manejo y la integridad ecológica dentro de ellas. El marco metodológico desarrollado por La Comisión Mundial para las Áreas Protegidas (WCPA), que constituye la base de la mayor parte de las evaluaciones de

efectividad de manejo, comprende seis elementos de evaluación (Hockings, 2003): el contexto (la importancia del ANP, las amenazas y las políticas), la planeación (el diseño, la representatividad), los insumos (los recursos necesarios para el manejo), la producción (establecimiento de programas y acciones, producción de bienes y servicios) y, los resultados (la medida en que se logran los objetivos). La evaluación del estatus de amenaza y la integridad ecológica han sido analizadas como una modalidad de evaluación distinta por Ervin (2003a), pero son consideradas como correspondientes a la última fase de evaluación de manejo (resultados), por otros autores (Parrish *et al.*, 2003).

Los estudios de integridad ecológica incluyen una gran variedad de enfoques, escalas, métodos y criterios de evaluación (Ervin, 2003a), como la existencia e importancia de amenazas (Singh, 1999; Rao *et al.*, 2002; Ervin, 2003b; Goodman, 2003; WWF, 2004), cambios en el uso del suelo y la vegetación (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 1999; Liu *et al.*, 2001; Mas, 2005), viabilidad o persistencia de las poblaciones de ciertas especies (Woodroffe & Ginsberg, 1998; Lidlaw, 2000; Caro, 2001; Fabricious *et al.*, 2003; Parrish *et al.*, 2003; Bhagwat *et al.*, 2005), procesos y funciones ecológicas (Parrish *et al.*, 2003) y la estabilidad del paisaje (Friedman & Zube, 1992).

Algunas de estos trabajos evalúan la efectividad, al comparar valores de estos indicadores, entre el área protegida y áreas no protegidas en la misma región geográfica. Caro (2001) y Bhagwat *et al.* (2005) utilizaron sitios de colecta dentro y fuera de ANP en Sudáfrica e India, respectivamente, para evaluar la efectividad, en función de la persistencia de ciertas especies, medida a través de riqueza y abundancia. Sánchez-Azofeifa *et al.* (1999) observaron menor deforestación y fragmentación de hábitat dentro de un conjunto de ANP, que en las áreas no protegidas en las que se encuentran inmersas, en Costa Rica. Liu *et al.* (2001) encontraron que en la RB de Wolong, en China se observó un incremento en la deforestación y fragmentación de hábitat, similar al encontrado en un área circundante no protegida. La diversidad de resultados encontrados en estos estudios puede estar relacionada con la multiplicidad de escalas y métodos de trabajo y dificultan cualquier intento de comparación.

Mas (2005) critica el uso de áreas circundantes "tipo buffer" como marco de comparación para evaluar la efectividad de las ANP, a través de cambio en el uso del suelo y deforestación, pues encontró que 60% de las ANP en México mostraban diferencias significativas en ciertas condiciones, como pendientes y distancia a poblados y carreteras, con respecto a áreas circundantes de 10 km de ancho. Además, Mas (2005) argumenta que las ANP se encuentran en zonas más aisladas y menos adecuadas para las actividades productivas, con resultados similares a los encontrados previamente en Nuevo Gales del Sur, Australia (Pressey *et al.*, 2002). Consecuentemente, la comparación directa de las ANP y áreas circundantes tiende a sobreestimar la efectividad, ya que una menor tasa de CUSV y, por lo tanto, una mayor

efectividad de las ANP, puede derivarse de que las tierras dentro de las ANP son menos adecuadas para las actividades productivas y no por la presencia del ANP *per se*. En el caso de la RB de Calakmul, se encontró que las diferencias en el CUSV entre el área protegida y su área circundante eran mayores, que cuando el área protegida era comparada con áreas cercanas con condiciones ambientales similares (Mas, 2005).

Los resultados previos en las evaluaciones de efectividad de las ANP, no son lo suficientemente concluyentes como para extrapolarlos a nivel internacional, al considerar la enorme influencia que tiene cada contexto en la efectividad de las ANP. Por ejemplo, el estudio de Pressey *et al.* (2002) no es directamente aplicable a México porque: (1) las ANP estudiadas en Nuevo Gales del Sur fueron creadas a partir de tierras de propiedad pública y su análisis se enfoca, fundamentalmente, a su capacidad para la tala comercial, en tanto que en México, la mayor parte de las ANP fueron creadas a partir de tierras de propiedad social (ausentes en el caso analizado por estos autores); muchos ejidos y comunidades agrarias, con más de un millón de personas, aún viven en y dependen de las ANP, y en la mayoría de los casos, las tierras no fueron expropiadas, por lo que se sobrepone los derechos sobre su uso; (2) en México, como en otras naciones en desarrollo, la población que habita en los asentamientos rurales transforma su entorno bajo condiciones muy adversas, como tierras con altas pendientes y baja fertilidad (Challenger, 1998), de manera que incluso las áreas con condiciones inadecuadas para la producción son utilizadas; (3) la argumentación de Mas (2005) subestima la enorme importancia económica de las ANP, tanto para la subsistencia de la población local (los asentamientos dentro y fuera de las ANP son fundamentalmente rurales y dependientes de los recursos locales, como tierras para la agricultura y la cría de ganado, leña, especies cinegéticas, plantas de uso medicinal y culinario), como para intereses comerciales de actores, tanto locales, como externos (explotación maderable, caza, tráfico de especies, zonas para desarrollar actividades eco-turísticas, recursos mineros y recursos farmacéuticos; INE, 1995) y, (4) incluso concediendo que la metodología utilizada en este trabajo sobreestime la efectividad, los resultados presentados aquí sobre las áreas no efectivas y no efectivas – amenazadas (en situación crítica), se mantienen.

La metodología utilizada en este trabajo para evaluar la efectividad, a través de la comparación directa del cambio en el uso del suelo y la vegetación entre las RB y sus áreas circundantes, tiene al menos cinco limitaciones potenciales. En primer lugar, cuando existen diferencias notables en el tipo de vegetación predominante entre la RB y su AC, la comparación directa de los cambios en el uso del suelo y la vegetación pueden no expresar la efectividad del ANP, pues el tipo de vegetación tiene una enorme influencia en las formas y tasas de uso y explotación de los recursos, así como sobre la vulnerabilidad de los ecosistemas frente a las actividades humanas, la dinámica de sucesión secundaria y la resiliencia (Challenger, 1998).

Segundo, la medida de efectividad utilizada en este estudio es relativa, pues depende de manera importante de la dinámica de cambio en el uso del suelo y la vegetación del contexto geográfico en el que se encuentra cada ANP. Las tasas de cambio son muy heterogéneas a lo largo del país y derivan de la dinámica socio-ambiental, histórica y actual, de cada región. Por lo tanto, una comparación directa de las tasas de cambio entre ANP llevaría a una percepción distorsionada de su efectividad. Por ello, las RB clasificadas dentro de una misma categoría de efectividad pueden presentar muy distintas tasas de cambio, pero comparten una relación similar entre las tasas internas y externas.

Tercero, el enfoque utilizado en este trabajo tiene como resultado una evaluación parcial de la integridad ecológica dentro de las RB, pues la escala espacial de análisis no permite la evaluación de aspectos locales importantes relacionados con la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y con la extensión e importancia de ciertas amenazas críticas (como cacería furtiva, invasión de especies exóticas, sobre-pastoreo). Esta evaluación aborda una amenaza crítica para la biodiversidad y se centra en el estatus de dicha amenaza, lo cual, de acuerdo con Parrish (2003), implica suponer una relación directa entre la amenaza y el estatus de conservación de la biodiversidad.

Cuarto, esta evaluación es parcial al omitir el análisis de procesos socio-económicos asociados con el cambio en el uso del suelo y la conservación, así como al ignorar la relación que existe entre los diversos actores sociales involucrados en las RB, sus percepciones e intereses, lo que resulta indispensable para entender la conservación y su viabilidad como un proceso social y político (Colchester, 2000; Wilshusen *et al.*, 2002). Se ha establecido, como agentes causales del cambio en el uso del suelo, varios factores socioeconómicos, que actúan a distintas escalas espaciales y temporales (Angelsen & Kaimowitz, 1999; Lambin *et al.*, 2001; Perz, 2002); dentro de las RB, además, otros factores pueden ser relevantes, como la organización social de las comunidades locales (Ghimire & Pimbert, 1997b), las instituciones sociales de acceso y control de los recursos (Bray *et al.*, 2003; Tucker, 2004), la participación social en las decisiones de manejo (Pimbert & Pretty, 1997) y las relaciones políticas que se generan entre numerosos actores sociales (Blaikie & Jeanrenaud, 1997). La inclusión de la población local en los procesos de decisión es vital para la conservación y su viabilidad a largo plazo (Pimbert & Pretty, 1997), sobre todo en las RB y, aunque este hecho ha sido reconocido ampliamente en la agenda de conservación de diversas instituciones y organizaciones (IUCN & WWF, 1999; IUCN, 2004, 2005), la ausencia de esta dimensión en las evaluaciones es evidente, con algunas excepciones (ver Lü *et al.*, 2003). Por otro lado, las evaluaciones que tienen como base la percepción social como fuente primaria de información deben incorporar a todos los actores sociales y sus distintos objetivos y, no sólo, al personal de las RB y las organizaciones no gubernamentales (Murray, 2005). Una evaluación integral de la efectividad tam-

bién debe incorporar el costo social que traen consigo las medidas de conservación en las RB, si se pretende que constituyan una estrategia viable y socialmente justa (Ghimire & Pimbert, 1997a). La escala de análisis de este estudio y el hecho de tratarse de una evaluación sistemática, no permite la inclusión de estos factores y, por lo tanto, debe asumirse como una evaluación parcial de la efectividad.

Finalmente, para la escala espacial de este análisis, se emplearon las fuentes de información más recientes y confiables (INEGI, 1993, 2002). Los mapas son comparables, en el sentido de que ambos fueron elaborados con base en imágenes Landsat, con la misma metodología y sistema de clasificación de la vegetación. Sin embargo, la comparación directa de ambos mapas tiene, necesariamente, un cierto grado de error, ya que la interpretación de las imágenes de satélite realizada por distintos individuos puede llevar a la clasificación errónea de algunos polígonos. Aun así, estas son las mejores fuentes de información posibles para la estimación de cambio en el uso del suelo y la vegetación a esta escala de trabajo.

No obstante estas limitaciones, los resultados proveen un diagnóstico preliminar aunque robusto, de la efectividad de las RB mexicanas y constituyen parte de la primera evaluación nacional, cuantitativa y sistemática del sistema de ANP del país. Este estudio permitió identificar áreas que requieren atención particular para revertir las tendencias actuales en los procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. Además, el enfoque utilizado aquí es aplicable a otras regiones y países, en tanto las cartas de uso del suelo y vegetación son cada vez más accesibles, de manera que se puede generar la información necesaria para generar estudios comparativos de la efectividad de las ANP en distintas regiones del mundo. Los estudios a futuro, deben considerar complementar los estudios cualitativos, basados en las percepciones sociales de una pequeña porción de los actores sociales, con datos directos, cuantitativos y sistemáticos. El valor de estos estudios es innegable; sin embargo, deben ser analizados a la luz de datos cuantitativos sobre los resultados de las acciones de manejo y las políticas ambientales.

Agradecimiento

Los autores agradecemos, en primera instancia, la invitación del Dr. Gonzalo Halffiter a participar con esta contribución a este libro. Asimismo, nos sentimos doblemente satisfechos, pues el Dr. G. Halffiter ha sido uno de los principales impulsores de las ANPs en el México y, particularmente, de las Reservas de la Biosfera (RB). A varias décadas de su concepción y establecimiento, este estudio demuestra que las RB son un instrumento efectivo de conservación de diversidad biológica; la visión conservacionista del Dr. G. Halffiter está a la vista. Por esto, dedicamos esta contribución al Dr. G. Halffiter, un pilar en la conservación de la diversidad biológica en México. F. F. fue apoyada por una bca de doctorado del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). VS-C fue apoyado por la Universidad Nacional Autónoma de México (Project PAPIIT 218706) y el CONACYT-SEP (Convenio 25048).

Bibliografía

- Angelsen, A. & D. Kaimowitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer*, **14**: 73-98.
- Bhagwat, S. A., C. G. Kaushalappa, P. H. Williams & N. D. Brown. 2005. The role of informal protected areas in maintaining biodiversity in the Western Ghats of India. *Ecology and Society*, **10**: 8-28.
- Blaikie, P. & S. Jeanrenaud. 1997. Biodiversity and human welfare. En: K. B. Ghimire & M. P. Pimbert (eds), *Social Change and Conservation*. Earthscan Publications, Londres, Pags: 46-70.
- Brandon, K., K. H. Redford & S. E. Sanderson. 1998. *Parks in Peril. People, politics, and protected areas*. The Nature Conservancy - Island Press, Washington, D. C. 519 pp.
- Bray, D. B., L. Merino-Pérez, P. Negrero-Castillo, G. Segura-Warnholtz, J. M. Torres-Rojo & H. F. M. Vester. 2003. Mexico's community-managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology*, **17**: 672-677.
- Caro, T. M. 2001. Species richness and abundance of small mammals inside and outside an African national park. *Biological Conservation*, **98**: 251-257.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. 847 pp.
- Chape, S., J. Harrison, M. Spalding & I. Lysenko. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London: Biological Sciences*, **360**: 443-455.
- Chase, T. N., R. A. Pielke, T. G. F. Kittel, R. R. Nemani & S. W. Running. 2000. Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. *Climate Dynamics*, **16**: 93-105.
- Colchester, M. 2000. Self-determination or environmental determinism for indigenous peoples in tropical forest conservation. *Conservation Biology*, **14**: 1365-1367.
- CONABIO. 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de país*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. 341 pp.
- CONANP. 2003. *Áreas Naturales Protegidas Federales de México*, 1:250,000. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México, D. F.
- Dale, V. H., S. M. Pearson, H. L. Offerman & R. V. O'Neill. 1994. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology*, **8**: 1024-1036.
- Ervin, J. 2003a. Protected Area Assessments in Perspective. *Bioscience*, **53**: 819-822.
- Ervin, J. 2003b. Rapid assessment of protected area management effectiveness in four countries. *Bioscience*, **53**: 833-841.
- Fabricious, C., M. Burger & P. A. R. Hockey. 2003. Comparing biodiversity between protected areas and adjacent rangeland in xeric succulent thicket, South Africa: arthropods and reptiles. *Journal of Applied Ecology*, **40**: 392-403.
- Figueroa, F. & V. Sánchez-Cordero. en prep. Effectiveness of Natural Protected Areas to prevent land cover change in Mexico.
- Friedman, S. K. & E. H. Zube. 1992. Assessing landscape dynamics in a protected area. *Environmental Management*, **16**: 363-370.
- Ghimire, K. B. & M. P. Pimbert. 1997a. *Social change and conservation. Environmental politics and impacts of national parks and protected areas*. Earthscan, Londres.
- Ghimire, K. B. & M. P. Pimbert. 1997b. Social change and conservation: an overview of issues and concepts. En: K. B. Ghimire & M. P. Pimbert (eds), *Social Change & Conservation*. Earthscan Publications Limited, Londres. Pags: 1-45.
- Goodman, P. S. 2003. Assessing management effectiveness and setting priorities in protected areas in Kwa Zulu-Natal. *Bioscience*, **53**: 843-850.
- Hockings, M. 1998. Evaluating management of protected areas: integrating planning and evaluation. *Environmental Management*, **22**: 337-345.
- Hockings, M. 2003. Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *Bioscience*, **53**: 823-832.
- Houghton, R. A., J. L. Hackler & K. T. Lawrence. 1999. The U. S. carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, **285**: 574-578.
- INE. 1995. *Atlas de Reservas de la Biosfera y otras áreas naturales protegidas*. Instituto Nacional de Ecología, México, D. F. 314 pp.
- INEGI. 1993. *Carta de uso del suelo y vegetación, serie 2*, 1:250,000. INEGI. Aguascalientes.
- INEGI. 2002. *Carta de uso de suelo y vegetación, serie 3*, 1:250,000. INEGI. Aguascalientes.
- IUCN. 1993. *Parks for life: Report of the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas*. IVth World Congress on National Parks and Protected Areas. IUCN, Gland.
- IUCN. 2004. *Securing Protected Areas in the face of global change. Issues and strategies*. IUCN, Gland.
- IUCN. 2005. *Benefits beyond boundaries: Proceedings of the Vth IUCN World Parks Congress*. The Vth IUCN World Parks Congress. IUCN. Durban.
- IUCN & WWF. 1999. *Management effectiveness in forest protected areas. A proposal for a global system of assessment*. 3rd. Meeting of the Intergovernmental Forum on Forests of the Commission on Sustainable Development. Génova.
- Islam, K. R. & R. R. Weil. 2000. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **79**: 9-16.
- Kinnard, M. F., E. W. Sanderson, T. G. O'Brien, H. T. Wibi-sono & G. Woolmer. 2003. Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conservation Biology*, **17**: 245-257.
- Lambin, E. F., B. L. Turner, J. G. Helmut, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H. Skanes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel & J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, **11**: 261-269.
- Lidlaw, R. K. 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas of mammals of peninsular Malaysia. *Conservation Biology*, **14**: 1639-1648.
- Little, P. D. 1994. The link between participation and improved conservation: a review of issues and experiences. En: D. Western, R. M. Wright & S. C. Strum (eds), *Natural Connections. Perspectives in community*

- based conservation*. Island Press, Washington, D. C.: 347-372.
- Liu, J., M. Linderman, Z. Ouyang, L. An, J. Yang & H. Zhang. 2001. Ecological degradation in protected areas: the case of Wolong Nature Reserve for giant pandas. *Science*, **292**: 98-101.
- Lü, Y., B. Chen, B. Fu & S. Liu. 2003. A framework for evaluating the effectiveness of protected areas: the case of Wolong Biosphere Reserve. *Landscape and Urban Planning*, **63**: 213-223.
- Margules, C. R. & R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, **405**: 243-253.
- Mas, J. 2005. Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) areas environmentally similar to the target area. *Environmental Monitoring and Assessment*, **105**: 69-80.
- Melo, C. 2002. *Áreas Naturales Protegidas de México en el siglo XX*. Instituto de Geografía, UNAM, México, D. F.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington, D. C.
- Mittermeier, R. A., N. Myers, J. B. Thomsen, G. A. B. da Fonseca & S. Olivieri. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology*, **12**: 516-520.
- Murray, G. D. 2005. Multifaceted measures of success in two Mexican marine protected areas. *Society and Natural Resources*, **18**: 889-905.
- Ordóñez, M. O. & O. Flores-Villela. 1995. *Áreas Naturales Protegidas de México*. Pronatura. México. 43 pp.
- Parrish, J. D., D. P. Braun & R. S. Unnasch. 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *Bioscience*, **53**: 851-860.
- Perz, S. G. 2002. The changing social contexts of deforestation in the Brazilian Amazon. *Social Science Quarterly*, **83**: 35-52.
- Pimbert, M. P. & J. N. Pretty. 1997. Parks, people and professionals: putting 'participation' into protected-area management. En: K. B. Ghimire & M. P. Pimbert (eds), *Social Change and Conservation*. Earthscan Publications, Londres. Pags: 297-330.
- Pressey, R. L., G. L. Wish, T. W. Barret & M. E. Watts. 2002. Effectiveness of protected areas in North-Eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biological Conservation*, **106**: 57-69.
- Rao, M., A. Rabinowitz & S. T. Khaing. 2002. Status review of the protected area system in Myanmar, with recommendations for conservation planning. *Conservation Biology*, **16**: 360-368.
- Riezebos, H. T. & A. C. Loerts. 1998. Influence of land use change and tillage practice on soil organic matter. *Soil & Tillage Research*, **49**: 271-275.
- Rodrigues, A. S. L., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fihpool, G. A. B. da Fonseca, K. J. Baston, M. Hoffman, J. S. Long, P. A. Marquet, J. D. Pilgrim, R. L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S. N. Stuart, L. G. Underhill, R. W. Waller, M. E. J. Watts & X. Yan. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, **428**: 640-643.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armeso, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. LeRoy Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**: 1770-1774.
- Samways, M. J. & K. Kreutzinger. 2001. Vegetation, ungulate and grasshopper interactions inside vs. outside an African savanna game park. *Biodiversity and Conservation*, **10**: 1963-1981.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., C. Quesada-Mateo, P. González-Quesada, S. Dayanandan & K. S. Bawa. 1999. Protected areas and conservation of biodiversity in the tropics. *Conservation Biology*, **13**: 407-411.
- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar & A. T. Peterson. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation*, **126**: 465-473.
- Sarukhán, J. & R. Dirzo. 2001. Biodiversity rich countries. En: S. A. Levin, editor (eds), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic press, San Diego. Pags: 419-436.
- Sarukhán, J., J. Soberón & J. Larson. 1996. Biological conservation in a high beta-diversity country. En: F. di Castri & T. Younes (eds), *Biodiversity, science and development. Towards a new partnership*. CAB International - IUBS, Paris. Pags: 246-263.
- Singh, S. 1999. Assessing management effectiveness of wildlife protected areas in India. *Parks*, **9**: 34-49.
- Stern, M. 2001. Parks and factors in their success. *Science*, **293**: 1045.
- Toledo, V. M. & M. J. Ordóñez. 1998. El panorama de la biodiversidad en México: una revisión de los hábitats terrestres. En: R. Bye, A. Lot & J. Fa (eds), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.: 739-757.
- Tucker, C. M. 2004. Community institutions and forest management in Mexico's Monarch Butterfly Reserve. *Society and Natural Resources*, **17**: 569-587.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco & J. M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*, **277**: 494-499.
- Wilshusen, P. R., S. R. Brechin, C. L. Fortwangler & P. C. West. 2002. Reinventing a square wheel: critique of a resurgent "protection paradigm" in international biodiversity conservation. *Society and Natural Resources*, **15**: 17-40.
- Woodroffe, R. & J. R. Ginsberg. 1998. Edge effects and extinction of populations inside protected areas. *Science*, **280**: 2126-2127.
- WWF. 2004. *Are protected areas working? An analysis of forest protected areas by WWF*. WWF International, Gland. 32 pp.