

Primera parte

**Tendencias de cambio
y estado de la biodiversidad,
los ecosistemas y sus servicios**

1 Factores de cambio y estado de la biodiversidad

AUTORES RESPONSABLES: Antony Challenger • Rodolfo Dirzo

AUTORES DE RECUADROS: 1.1, Rodolfo Dirzo, Juan Carlos López Acosta • 1.2, Eduardo Mendoza, Rodolfo Dirzo • 1.3, Juan Carlos López Acosta, Andrés Lira-Noriega, Isabel Cruz, Rodolfo Dirzo

REVISORES: Arturo Flores Martínez • Mario González Espinosa

CONTENIDO

- 1.1 Introducción / 38
- 1.2 Factores implicados en las tendencias de cambio en la biodiversidad / 40
 - 1.2.1 Factores de raíz o últimos / 40
 - Demográficos, en particular la tasa de crecimiento y la densidad poblacional / 42
 - De gobernabilidad o de política social / 42
 - Económicos / 43
 - De adopción tecnológica / 43
 - Culturales / 43
 - 1.2.2 Factores directos o próximos / 45
- 1.3 Factores de cambio y su importancia relativa / 45
 - 1.3.1 Cambios en la cobertura y uso del suelo / 45
 - Selva húmeda / 49
 - Selva seca / 50
 - Bosque mesófilo de montaña / 51
 - Bosques templados de coníferas y latifoliadas / 51
 - Ecosistemas áridos y semiáridos / 52
 - Humedales / 56
 - Ecosistemas dulceacuícolas / 56
 - 1.3.2 Extracción / 62
 - 1.3.3 Especies invasoras exóticas / 63
 - 1.3.4 Contaminantes / 64
 - 1.3.5 El cambio climático / 65
 - 1.3.6 Costos y transacciones / 65
 - 1.3.7 Tendencias bidireccionales / 66
- Referencias / 68

Recuadros

Recuadro 1.1. *Red de interacciones de factores de cambio en México* / 46

Recuadro 1.2. *Fragmentación del hábitat en la región de Los Tuxtlas* / 54

Recuadro 1.3. *La proliferación de luces nocturnas: un indicador de actividad antrópica en México* / 59

Challenger, A., R. Dirzo *et al.* 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 37-73.

Resumen

El estado actual de la biodiversidad y los ecosistemas del país manifiesta un profundo impacto antropogénico, acumulado a lo largo de milenios, pero con un pulso mayor durante los siglos XIX y XX, y particularmente agudo a partir de 1950. El estado y las tendencias de cambio de la biodiversidad están anclados en factores sociales, económicos y políticos, los llamados factores de raíz, que conducen a los factores próximos o directos. Estos incluyen cambios en la cobertura y el uso del suelo, la sobreexplotación de organismos, la introducción de especies invasoras exóticas, el cambio climático antropogénico y la adición de productos contaminantes. La evidencia sugiere que el factor de mayor impacto actual es el uso de la tierra. Hacia 1976 la cobertura original total del país se había reducido en 38%, y hacia 1993 solo cubría 54% de su superficie original. La superficie arbolada del país representaba en 2002, como máximo, 38% de su cobertura original; la vegetación asociada a las selvas tropicales es la que ha recibido el mayor impacto. Mucha de la vegetación remanente está fragmentada, y en diferentes estados de conservación, en los que predomina la vegetación secundaria. La información correspondiente a los humedales y ambientes acuáticos es limitada y esporádica, pero la que existe es contundente. Por ejemplo, en los cuerpos de agua dulce de Sonora y la Comarca Lagunera al menos 92 manantiales y 2 500 km de ríos se han secado, las aguas superficiales han disminuido y los mantos freáticos se encuentran a mayor profundidad, con 120 de las aproximadamente 200 especies de

peces de agua dulce de esa región consideradas como amenazadas y 15 extintas. Los otros factores directos de cambio ocasionan un impacto que varía con el tipo de ecosistema. De cara al futuro, es previsible que el cambio climático afecte en particular los ecosistemas ubicados en sitios de mayor elevación y aquellos ubicados a mayores latitudes. En contraste, con los impactos antropogénicos negativos sobre los ecosistemas, se observan tendencias en el sentido opuesto, que incluyen nuevos y mejores programas de reforestación, de conservación y restauración de suelos, de plantaciones forestales con especies nativas y de fomento de sistemas agroforestales en zonas abiertas al cultivo, así como programas enfocados al uso más sustentable de los ecosistemas forestales como la conservación y el aprovechamiento de la vida silvestre, el establecimiento de áreas naturales protegidas, las Unidades de Manejo Sustentable, el ecoturismo y programas de pago por servicios ambientales. No obstante, es evidente que el impacto antropogénico sobre los ecosistemas y sus servicios ambientales ha sido considerable, y que las tendencias predominantes apuntan a una continuación de dicho impacto en el futuro. El fomento de los actuales esfuerzos que tienden a detener o aminorar las tendencias de cambio negativo y a promover usos que aporten recursos financieros a los pobladores locales ayudaría a hacer más compatible la conservación de la biodiversidad con el uso de la misma, y así capturar la esencia de capital natural que representan nuestros ecosistemas.

1.1 INTRODUCCIÓN

La biodiversidad presente en una región o país es el resultado de procesos ecológicos y evolutivos que la han venido moldeando a lo largo de millones de años (Dirzo y Raven 2003). Además del efecto de estos factores históricos, la biodiversidad es dinámica de cara al futuro, debido al impacto de los factores ambientales que actualmente inciden sobre la misma. Podemos decir que, en términos de la dinámica temporal, en la biodiversidad el cambio es la norma.

El cambio se presenta naturalmente en un ámbito espacio-temporal muy amplio, que puede ir desde la variación estacional y en la escala de unos cuantos metros, hasta la que ocurre durante millones de años en una escala espacial continental. El primer caso se podría ejemplificar con la dinámica de cambios en la diversidad y composición florística debidos a la caída de árboles del

dosel por el viento en las épocas de “nortes” en una selva tropical del sureste del país (Martínez-Ramos 1994). El segundo caso podría ejemplificarse con el movimiento de las masas continentales que han llevado a la configuración continental contemporánea en la que se inserta México, y que es responsable en parte de la combinación de especies de plantas y animales de variadas afinidades biogeográficas que se observan en diferentes ecosistemas del país (Ramírez y Cevallos-Ferriz 2000). Estos cambios, provocados por causas naturales, han sido determinantes del estado contemporáneo de la biodiversidad de México.

Sin embargo, en el país y en muchas partes de la Tierra, a partir de los últimos milenios pero sobre todo durante los siglos XIX y XX —y de manera aguda a partir de 1950—, la presencia humana se ha convertido en un factor de cambio de la biodiversidad y los ecosistemas. De hecho, el Premio Nobel de Química Paul Crutzen (Crutzen 2002)

sugiere que el planeta se encuentra en una era geológica especial, caracterizada por la omnipresencia de la huella humana en los ecosistemas, y que debería llamarse “el Antropoceno”. El cambio antropogénico, si bien tiene algunas semejanzas con el cambio natural, tiene diferencias importantes. Lo que más distingue este cambio, en la actualidad, no es solamente la magnitud sino la tasa a la que ocurre. Sin duda el planeta ha experimentado antes cambios en la concentración de carbono atmosférico, pero al menos en los últimos 10 000 años no a la tasa de acumulación que hoy estamos observando (Solomon *et al.* 2007). Otra diferencia (cualitativa) importante es el hecho de que el cambio antropogénico se da en interacción, por demás compleja, con el cambio de origen natural. Las tendencias de cambio actual y futuro, por lo tanto, deben verse como un factor de dinamismo yuxtapuesto, sinergias entre el cambio natural y el antropogénico, así como el resultado de efectos directos e indirectos (Fig. 1.1). Por ejemplo, la incidencia e intensidad de huracanes en el sureste del país seguramente interactúa con la deforestación antropogénica de la vegetación de manglares y la destrucción de los arrecifes coralinos, lo que lleva a cambios en la magnitud y frecuencia de inundaciones de la región, en la probabilidad de ocurrencia de incendios, en la estructura y diversidad de la vegetación, así como afec-

ta la seguridad de la población de los asentamientos humanos costeros (UNEP-WCMC 2006). Es en este contexto de dinámica de cambios y sinergias que conviene analizar las tendencias de cambio de la biodiversidad de México que se describen en este capítulo.

Desde los comienzos del comercio internacional con la expansión de los grandes imperios de los siglos XVI al XIX, la interacción humana con el medio natural ha llevado a la extracción y transformación de los recursos naturales y al cambio del uso del suelo, lo que conduce a la deforestación y fragmentación de vastas superficies de ecosistemas para usos agropecuarios, industriales y urbanos (Masera *et al.* 1997; Challenger 1998), con el propósito de obtener riqueza material y atender las demandas de una población humana en crecimiento, y más recientemente mediante una economía esencialmente de mercado y cada vez más globalizada (WCED 1987).

Además del uso de la tierra y la extracción de recursos, el impacto humano reciente se distingue por el uso de combustibles para el desarrollo industrial moderno. La energía solar capturada por los organismos fotosintéticos, y transformada e incorporada a los tejidos de los seres vivos, representa una especie de “paleoservicio” ecosistémico que ha sido la fuente principal de energía utilizada para las transformaciones de los recursos natu-

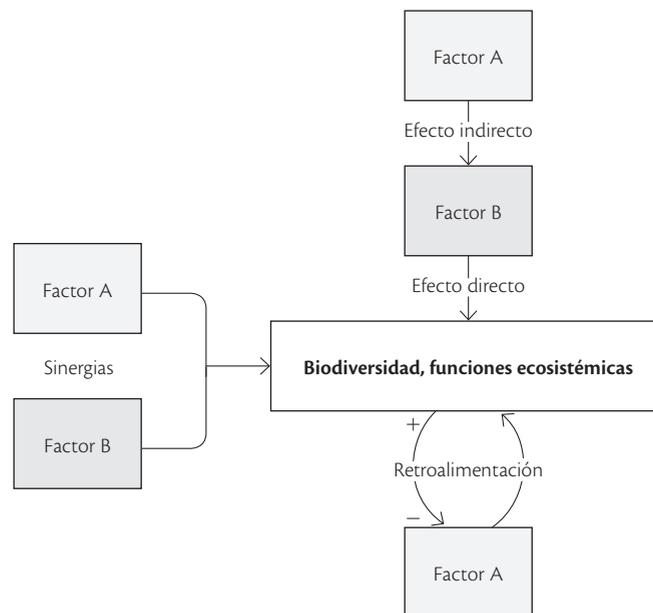


Figura 1.1 Relación entre los factores determinantes de cambios en la biodiversidad y funciones ecosistémicas: efectos directos e indirectos, sinergias y retroalimentaciones. En este diagrama, uno de los dos factores ilustrados podría ser de origen natural y el otro antropogénico (véase el texto para más detalles).

rales en bienes y servicios, así como para la generación de electricidad, la modificación y control de la temperatura en nuestros espacios de trabajo y habitación, así como para producir combustible para la mayoría de las formas de transporte durante los últimos 150 años, ya sea en forma de leña, carbón, carbón mineral, petróleo o gas natural. La quema, durante los últimos 200 años, de estos últimos tres “combustibles fósiles” ha sido responsable de las emisiones de bióxido de carbono y otros gases de efecto invernadero (así como otros contaminantes) a la atmósfera. A estas emisiones por el uso de combustibles se unen las generadas por los cambios en el uso de la tierra, aunque la contribución relativa de la primera fuente es unas 4.5 veces mayor que la de la segunda (Solomon *et al.* 2007). Colectivamente, las emisiones derivadas de ambas fuentes constituyen la causa principal del cambio climático global en curso, cuyas consecuencias pueden ser extremadamente severas para el planeta y para nuestra especie (véanse detalles en Solomon *et al.* 2007).

En el análisis de las tendencias de cambio en la biodiversidad por lo general se consideran dos indicadores principales: la cobertura de la vegetación y la extinción biológica, especialmente en términos de la pérdida de especies (Wilson y Peter 1988; Leaky y Lewin 1996; CONABIO 1998; Myers *et al.* 2000; Myers y Knoll 2001; Kareiva y Marvier 2003). No obstante, existen otros indicadores, en función de las diferentes facetas de la biodiversidad y de los diferentes tipos de ecosistemas (Dirzo y Raven 2003), incluyendo la degradación y fragmentación del hábitat (Halffter y Moreno 2005; Mendoza *et al.* 2005; Pineda y Halffter 2005), la alteración de la composición de especies y los procesos ecológicos, así como la desviación de la vegetación clímax a una condición transicional, debido a intervenciones antropogénicas como el uso del fuego en la roza, tumba y quema, o aun debido a la supresión de incendios forestales naturales (Peña-Ramírez y Bonfil 2003; Martínez *et al.* 2006; Robbins 2006), y el empobrecimiento genético y poblacional de las especies (Álvarez-Buylla y García-Barrios 1991; Estrada y Coates-Estrada 1996). Estos indicadores son importantes en particular en regiones como México, debido a su multiplicidad de ecosistemas y de facetas en que se manifiesta la biodiversidad. Sin embargo, la información necesaria para analizar las tendencias de cambio con base en los diferentes indicadores es limitada, al punto de que, incluso con parámetros básicos como la tasa de deforestación, son aun motivo de discusión y discrepancias en nuestro país: el intervalo de valores publicados para este indicador a partir de los años ochenta es de un máximo de 1.5 millo-

nes de hectáreas por año estimado por Toledo *et al.* (1989) para los años 1970-1980, a un mínimo de 260 000 hectáreas por año estimado por la Conafor (2005) para el periodo 2000-2005, con otros valores intermedios diversos (Conafor 2005).

Este capítulo evalúa algunas de las principales tendencias de cambio de la biodiversidad en nuestro país. Las revisiones globales recientes sobre el estado de la biodiversidad en general (MA 2005b), incluyendo análisis específicos de la biodiversidad terrestre (p. ej., Dirzo y Raven 2003) y marina (p. ej., Sala y Knowlton 2006), indican que la actual tendencia de pérdida de la biodiversidad mundial es de una magnitud tan severa que justifica la afirmación de diversos científicos de que estamos frente al desencadenamiento de la sexta ola global de extinciones masivas en la historia geológica del planeta (May *et al.* 1995; Pimm y Brooks 2000; MA 2005a), una de las manifestaciones más contundentes del Antropoceno. En el contexto de la introducción de este capítulo, es necesario apuntar, a partir de las revisiones globales disponibles, que las tendencias de cambio de la biodiversidad en México van en concordancia con la acelerada tendencia global de deterioro antropogénico. La descripción de algunos de los factores más importantes del cambio y del estado de la biodiversidad de nuestro país constituye el meollo de este capítulo.

1.2 FACTORES IMPLICADOS EN LAS TENDENCIAS DE CAMBIO EN LA BIODIVERSIDAD

En general, los factores de cambio antropogénico se clasifican en dos tipos: factores últimos (o factores de raíz) y factores próximos. Los primeros también se conocen como factores indirectos, debido a que ejercen su influencia por medio de otros factores o procesos, los factores próximos o directos (Fig. 1.2).

1.2.1 Factores de raíz o últimos

Sin distinción del grado de su desarrollo socioeconómico, la interacción de cualquier sociedad humana con el medio ambiente se articula mediante sus sistemas culturales, económicos y tecnológicos. Una manera sucinta de referirse a las consecuencias de esta interacción es mediante la llamada fórmula IPAT (Ehrlich y Holdren 1971; Ehrlich y Ehrlich 1990), expresada por la siguiente ecuación:

$$I = P \times A \times T$$

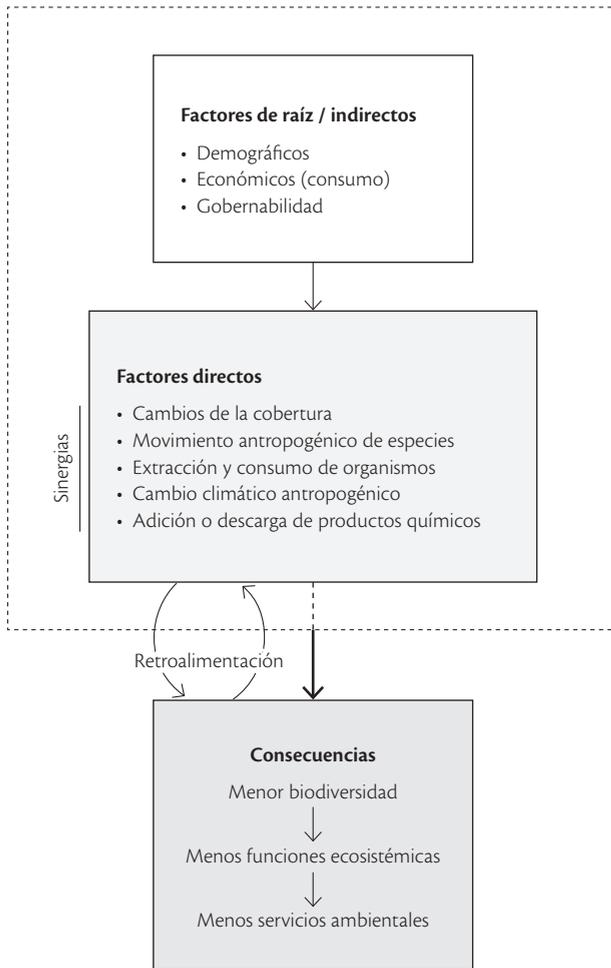


Figura 1.2 Factores de cambio directos (próximos) e indirectos (últimos o de raíz) de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas.

Esta ecuación se refiere a los factores últimos de presión ambiental, de origen antropogénico, implicados en las tendencias de cambio de la biodiversidad: el impacto (I) de la actividad humana sobre el ambiente es el producto de tres factores: el tamaño de la población (P), su consumo de bienes y recursos —que se define por el término afluencia (A)— y el desarrollo tecnológico y político-administrativo (T) con que cuenta dicha población para la producción y distribución de los bienes y recursos, así como para el manejo y disposición final de los residuos.

A pesar de las múltiples citas de esta ecuación en la literatura sobre ecología humana (Ehrlich y Ehrlich 1990; Fischer-Kowalski y Amann 2001; Tello *et al.* 2007) y economía ambiental (Del Río González 2000; Mulder 2006;

Tanuro 2007), es evidente que esta es una simplificación que tiende a destacar el papel de la población (Ehrlich y Holdren 1971), a la vez que enmascara la complejidad real de muchos de los procesos últimos conducentes al deterioro ambiental, incluyendo el interés propio de un individuo o segmento de la población de sobreexplotar los recursos naturales en beneficio propio y en detrimento de otros (véase, por ejemplo, Boserup 1980; Simon 1981; Dietz y Rosa 1994; Hynes 2006). Debido a estas y otras limitantes, la ecuación IPAT ha sido sujeta a diversas propuestas de reestructuración y adecuación para que refleje de manera más fiel las complejidades reales de las interacciones humanas con el medio ambiente (Dietz y Rosa 1994; Waggoner y Ausubel 2002; Gans y Jöst 2005). Por ejemplo, desde la óptica de la economía ambiental, se han sugerido modificaciones conducentes a relativizar el peso de las variables de la ecuación (Gans y Jöst 2005). Otra propuesta (Waggoner y Ausubel 2002) sugiere incluir una quinta variable, C, para referirse a la intensidad de uso de un bien por unidad de PIB, y modificar la variable T, para que en vez de representar un concepto vago de tecnología, represente la eficiencia ambiental de la tecnología en términos del impacto ambiental por unidad de demanda y producción de bienes. Esto deriva en una versión modificada de la ecuación original: ImpACT (“impacto”). Otra variante más reciente (Cendra Garreta y Stahel 2006) resulta especialmente interesante, ya que los autores han intentado contextualizar la ecuación original IPAT dentro de las dimensiones y los principios de la sustentabilidad ambiental, económica y social.

En general las tres variables (P, A y T) se definen con base en parámetros asociados al crecimiento de la población humana, al consumo de bienes y servicios per cápita y al desarrollo tecnológico en términos de su eficiencia y sustentabilidad ambiental (es decir, los recursos utilizados y los desechos acumulados para la generación de dichos bienes y servicios). Este último factor, T, también se define con base en instrumentos socioeconómicos que, no obstante, muchas veces resultan ser inapropiados. Por ejemplo, los precios de mercado de varios recursos de origen natural no reflejan los costos ambientales y sociales reales de su existencia, producción, transformación y disposición, porque la naturaleza no emite señales mercantiles sobre el valor intrínseco e irremplazable de la biodiversidad y los procesos ecológicos subyacentes al funcionamiento de la biosfera (Cendra Garreta y Stahel 2006). Esto señala que el enfoque IPAT requiere ser mejorado y adaptado a nuestro país, entre otras cosas, por medio de medir los costos y beneficios asociados a la biodiversidad

cuando esta no participa en la economía de mercado (véase el capítulo 4 de este volumen). Si bien el concepto de IPAT y las modificaciones propuestas aún no logran popularizarse en México, hemos querido referirnos a él con el fin de evidenciar el tipo de factores de raíz que ocasionan el cambio en la biodiversidad, y en particular hacer notar que un factor crucial de cambio es el referente al consumo y la distribución tan desigual entre países —y entre regiones dentro de países— respecto al uso de los recursos, incluidos en el elemento A de la ecuación. Esto cobra mucha relevancia en nuestro país, además, dada la enorme desigualdad social reflejada en el gran número de personas que viven en la pobreza.

El estado y las tendencias de cambio de la biodiversidad están anclados, en última instancia, en estos factores sociales, económicos y políticos; de ahí su nombre “factores de raíz o últimos”. El análisis detallado de estos factores de cambio de los ecosistemas de México se presenta en la tercera parte de este volumen. En este capítulo los describimos brevemente como punto de comparación con los factores directos, que son abordados con mayor profundidad en los diferentes capítulos de la primera parte de este volumen.

Demográficos, en particular la tasa de crecimiento y la densidad poblacional

Las tendencias de cambio en la biodiversidad se relacionan, en buena medida, con el crecimiento de la población. A partir de 1950, cuando la población era de 25.7 millones de habitantes, México observó un crecimiento intenso, de manera que hacia el final de la década de los ochenta alcanzó una población de 81.2 millones. A partir de 1990, la tasa de crecimiento se ubicó por debajo de 2% anual hasta llegar a 0.99% en 2005, con una población estimada de 103.1 millones de personas. El Consejo Nacional de Población (2002) estima una estabilización de la población en alrededor de 125 millones hacia el año 2050. Si bien algunos estudios demuestran que no necesariamente existe una relación directa y lineal entre población humana e impacto sobre los ecosistemas (Phifer y Roebuck 2001; Liu *et al.* 2003; Mikkelsen *et al.* 2007), en otros es evidente tal relación, al menos de manera parcial (Bartlett 1994; Harrison y Pearce 2000; Hinrichsen y Robey 2000; UNEP 2002). Por ejemplo, un estudio sobre la deforestación en la Selva Lacandona señaló una relación positiva entre el tamaño de la población y la deforestación en escala local. La relación, aunque estadísticamente significativa, tuvo un poder predictivo restringido, de apenas entre 15 y 28

por ciento (Mendoza y Dirzo 1999). Esto deja ver que no solo el mayor número de personas, sino otras variables como el incremento en el consumo per cápita, han tenido y seguirán teniendo un impacto sobre la demanda de recursos y servicios de los ecosistemas.

Por otra parte, la población asentada en el territorio nacional ha experimentado cambios muy importantes en su distribución geográfica a lo largo de la historia —mediante desplazamientos forzosos y migraciones voluntarias, y la colonización de nuevas regiones—, asociados a acontecimientos y periodos históricos como la conquista y la Colonia, o la Revolución industrial, así como a las políticas de fomento, reforma agraria y colonización que caracterizaron a los gobiernos mexicanos durante la segunda mitad del siglo xx (Allmark 1997; Haines y Steckel 2000; McCaa 2000). Los desplazamientos poblacionales se relacionan con cambios en las formas de ocupación y usos del suelo, la introducción de nuevas tecnologías y especies domesticadas para la producción agropecuaria y forestal, y con cambios en las relaciones y los flujos comerciales y económicos tanto interiores como entre México y sus países socios. Estos factores conducen a modificaciones en el estado de conservación de los ecosistemas, que en la mayoría de los casos resultaron negativas para la biodiversidad (Gligo y Morello 1980; Challenger 1998).

De gobernabilidad o de política social

Este factor abarca un abanico amplio, que incluye políticas gubernamentales de seguridad, salud y desarrollo urbano; mala o inexistente planificación del uso del suelo; políticas de reparto agrario, de fomento agropecuario y forestal, de fomento a la colonización (p. ej., del trópico húmedo y de las costas, como el programa “Marcha al Mar”), al desarrollo turístico y a la construcción de infraestructura (de transporte y comunicaciones, portuaria, petrolera, energética e industrial); factores como la corrupción, así como deficiencias en la procuración de justicia, entre otros (Cifuentes-Lemus y Cupul-Magaña 2002; YCEL y CIESIN 2008), y en general la falta de un marco legislativo y reglamentario completo para los procesos de producción en todos los sectores de la economía. Para ilustrar esto se podría tomar el caso de la Reforma Agraria. Durante el sexenio de Lázaro Cárdenas (1934-1940) se repartieron casi 18 millones de hectáreas a los campesinos demandantes de tierra. La mayor parte de esta superficie fue expropiada de los latifundios que, aún 20 años después de la Revolución mexicana, seguían prácticamente sin tocarse, y una parte más correspondía a tierras bos-

cosas (Palomares Peña 1991; Morett Sánchez 2003). De estas últimas, inicialmente la entrega de tierras se realizó sobre todo con fines de producción forestal. Después de 1940, sin embargo, las dotaciones de tierra para la formación de nuevos núcleos agrarios se hicieron en su mayor parte a expensas de lo que entonces se llamaban las “tierras ociosas”, es decir, los ecosistemas naturales sin transformar. Tan solo en los tres sexenios entre 1958 a 1976 se repartieron más de 42 millones de hectáreas para la creación de ejidos y comunidades (más de la quinta parte del territorio nacional), siendo casi toda esta superficie zonas conservadas de bosque y selva. Una vez creados los nuevos núcleos agrarios tras la deforestación de una porción significativa de estas tierras, la porción parcelada se dedicó a la producción agrícola y a la construcción de viviendas, caminos y demás infraestructura urbana, mientras una parte de las tierras comunales se dedicó a la ganadería extensiva; así, solamente se conservaron los ecosistemas forestales originales en ciertas porciones de las tierras comunales restantes, generalmente en barrancas y laderas empinadas (Challenger 1998; Morán y Galletti 2002; Morett Sánchez 2003).

Económicos

En este grupo se incluye, entre otros factores, la carencia de empleos alternativos rentables en el campo que fomenten pautas de producción sustentables; la creciente pobreza en el ámbito rural; la brecha socioeconómica creciente entre ricos y pobres; la subvaloración económica y social de los ecosistemas, los recursos naturales y los servicios ambientales, así como otras fallas de mercado, y el libre comercio sin reglamentación ambiental y social adecuada (Morán y Galletti 2002). Angelsen y Kaimovitz (1999), en su análisis comparativo de más de 140 modelos económicos sobre las causas directas e indirectas de la deforestación, encontraron que hay escasa claridad en términos de la contribución neta a la deforestación de muchas de las causas de tipo económico citadas en los modelos como detonantes de la deforestación, con excepción de los impactos negativos, muy claros, del aumento de los precios de garantía de los productos agropecuarios y de la posibilidad de tener acceso a fuentes alternativas de empleo.

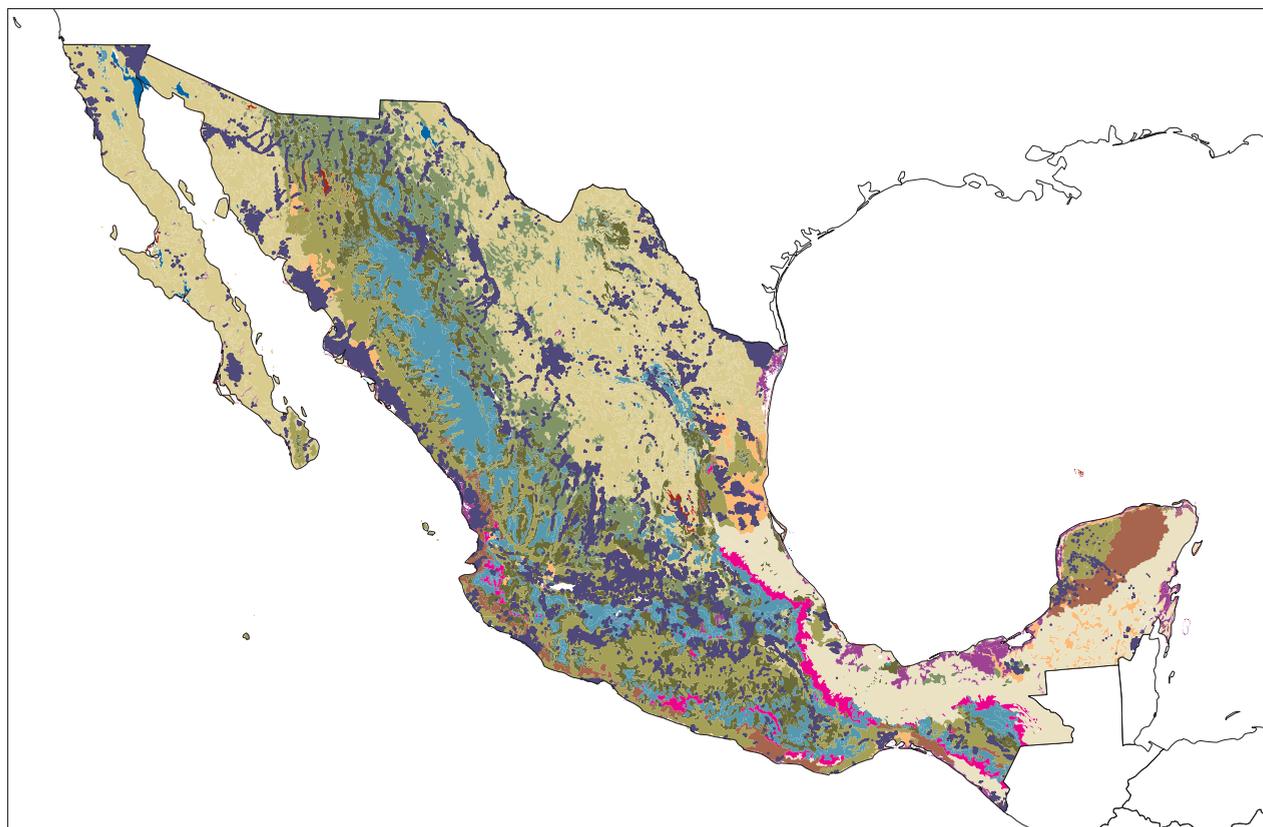
De adopción tecnológica

Este tipo de factores incluye elementos como la intensificación de la producción agrícola (la “Revolución verde”),

el aumento de la actividad ganadera, el creciente desarrollo industrial y la explotación petrolera y minera, entre otros. En México, la adopción del paquete de tecnologías identificadas con la Revolución verde, incluyendo variedades de cultivos de alto rendimiento, fertilizantes y otros agroquímicos, maquinaria y en especial el riego, son manifestaciones de una adopción tecnológica responsable, en última instancia, de la deforestación de la vegetación natural que hasta la segunda mitad del siglo xx ocupaba la mayor parte de las 9.24 millones de hectáreas de tierras de riego que existen en el país, sobre todo en valles y planicies interiores y costeras (INEGI 2005a). Esta situación se ilustra con detalle en la figura 1.3. Como se esperaría, esto ha afectado, sobre todo en términos absolutos, los ecosistemas de zonas de climas áridos y semiáridos, como los matorrales xerófilos (3.7 millones de hectáreas), las selvas bajas espinosas y caducifolias (3.4 millones de hectáreas), y los pastizales de bajura (1.2 millones de hectáreas), destacándose en particular las selvas secas de El Bajío y de las costas de Sinaloa, Sonora y Tamaulipas (Fig. 1.3) (Challenger 1998; INEGI 2005a, 2005b).

Culturales

Entre los factores de este grupo se incluyen la creciente aculturación de los grupos indígenas y la pérdida de su conocimiento técnico tradicional, la cultura materialista del consumismo, la pérdida del sentido de arraigo cultural y geográfico relacionada con los procesos de migración de la población, el desentendimiento y disociación de las poblaciones urbanas del entorno natural, así como la carencia de una educación y conciencia ambientales de la población en general (Leff 1990; Maya y Mazari 1990; Pascual Moncayo y Woldenberg 1994; Allmark 1997; Redclift y Woodgate 1997). Es claro que este es uno de los factores más difíciles de medir en cuanto a su impacto ambiental. Por un lado, no es del todo distinguible de las demás conductas, gustos y razones en las cuales se basan las decisiones cotidianas que se toman al momento de comprar un producto o solicitar un servicio. Por otro lado, no existen estadísticas oficiales u otras series de datos recogidos específicamente para medirlo. Sin embargo, de manera general se puede afirmar que una población con mayor acceso a sus satisfactores básicos, educación y conciencia ambiental casi siempre tiene una cultura más respetuosa y preocupada por el ambiente, y está más dispuesta a dedicar una parte considerable de sus ingresos a la conservación y el uso sustentable de los recursos naturales, así como a un consumo más sustentable. Asimismo,



Tipo de vegetación	Superficie potencial	Superficie con agricultura de riego	
	Hectáreas	Hectáreas	Porcentaje
Matorral xerófilo	66 404 097	3 699 399	5.57
Selva espinosa	7 205 653	1 884 918	26.16
Selva caducifolia	25 304 256	1 498 103	5.92
Pastizal	18 677 726	1 181 949	6.33
Bosque de encino	22 189 566	321 161	1.45
Vegetación hidrófila	3 570 241	162 580	4.55
Selva perennifolia	17 823 214	131 582	0.74
Selva subcaducifolia	6 274 376	129 129	2.06
Bosque de coníferas	21 766 174	121 007	0.56
Otros tipos de vegetación	871 967	99 851	11.45
Bosque mesófilo de montaña	3 088 279	3 004	0.10
Áreas sin vegetación aparente	734 919	2 123	0.29

Figura 1.3 Distribución de la superficie potencial de cada tipo de vegetación convertida en terrenos con agricultura de riego.

Fuente: INEGI (2003, 2005b). Nota: los colores del mapa corresponden a los tipos de vegetación que se indican; el cuadro muestra los datos de superficie con riego en hectáreas y porcentaje.

además del acceso a la educación, factores culturales como la religión o la cosmovisión de diversas culturas indígenas mexicanas, desarrollados durante miles de años de interacción del ser humano y el medio ambiente, han derivado en conductas de respeto hacia la naturaleza, expresadas de diversas maneras, que incluyen la conservación de ecosistemas y especies, así como pautas de aprovechamiento de los recursos que permiten su persistencia y reproducción (Nations y Nigh 1980; Alcorn 1984; Toledo *et al.* 1985; Marten 1986; Altieri *et al.* 1987; Sponsel y Natadecha-Sponsel 1988).

Como se puede apreciar, ninguno de estos factores de raíz afecta directamente la biodiversidad; más bien influyen sobre distintos grupos de actores, los que a su vez toman decisiones que se traducen en las acciones que constituyen los factores directos (o procesos) de cambio.

1.2.2 Factores directos o próximos

Los factores directos se presentan cuando la biodiversidad de una región dada es afectada directamente por la población humana mediante actividades diversas de impacto inmediato (próximo). Los factores de cambio directo incluyen, en general, cinco categorías principales: cambios en la cobertura y uso del suelo (incluyendo la deforestación y sus consecuentes fragmentación y efecto de borde del hábitat, y los incendios forestales no naturales); la sobreexplotación por la extracción y el consumo de organismos o parte de ellos; la introducción de especies, en particular la creciente colonización de los ecosistemas por parte de especies invasoras exóticas; el cambio climático antropogénico (calentamiento atmosférico y modificaciones en la precipitación, así como el esperable aumento del nivel del mar y de la incidencia y magnitud de huracanes), y la adición de productos químicos exógenos (contaminantes y fertilizantes) al ecosistema. Estos procesos y agentes directos representan los factores próximos causantes del deterioro ambiental, como la pérdida de la biodiversidad en sus diferentes facetas y la pérdida o deterioro de los servicios ambientales, los cuales han sido estudiados por diversos autores, organizaciones, instituciones e instancias de gobierno (p. ej., Toledo y Ordóñez 1993; CONABIO 1998; Challenger 1998; Semarnap 2000; Semarnat 2003a; PNUMA *et al.* 2004; Semarnat 2005b). En el diagnóstico que sigue se hace énfasis en la biodiversidad en términos de dos de sus manifestaciones más evidentes y conocidas: especies y ecosistemas. Nuestro análisis deja de lado otra faceta de la biodiversidad, la diversidad genética. La razón es que la información ne-

cesaria para evaluar los factores de cambio y el estado de conservación de dicha faceta es penosamente pobre. Además, otras partes de esta obra hacen referencia a la diversidad genética y en ellas se incluyen algunos comentarios pertinentes a la conservación de la misma (véanse el capítulo 15 del volumen I y el capítulo 8 de este volumen).

Si bien los estudios disponibles apuntan al impacto independiente de cada uno de esos procesos o factores directos, es evidente que los factores de cambio no operan de manera aislada ni de forma lineal, sino como redes complejas de relaciones entre diversas variables (Fig. 1.1). Las interacciones sinérgicas pueden ocurrir entre factores naturales y antropogénicos, así como entre dos o más factores de tipo próximo. Además de estas sinergias, y de los factores de impacto directo e indirecto, existen también procesos de retroalimentación, resultantes de un impacto sobre la biodiversidad que interactúa con el impacto inicial, exacerbando o disminuyendo su efecto (retroalimentación positiva o negativa, respectivamente (recuadro 1.1 y Fig. 1.1). En el recuadro 1.1 se presentan dos casos, uno hipotético-general y uno específico, que intentan ilustrar este tipo de redes de interacciones.

1.3 FACTORES DE CAMBIO Y SU IMPORTANCIA RELATIVA

El diagnóstico siguiente analiza el impacto de factores próximos, por lo general de manera independiente o aislada, pero debe tomarse en cuenta que al ignorar las interacciones descritas anteriormente, se presenta una situación conservadora, más que realista. Solo por razones prácticas y por falta de información, enseguida se describen los impactos de los factores próximos de cambio de manera aislada. La figura 1.4 resume, de manera comparativa, el posible impacto relativo actual y futuro de los factores próximos de cambio sobre los principales tipos de ecosistemas.

1.3.1 Cambios en la cobertura y uso del suelo

Los ecosistemas naturales de México han sido utilizados por humanos durante milenios; sin embargo, el grado de impacto más notable ha tenido lugar en los últimos 50 a 100 años. Este periodo en particular se caracteriza por una tasa muy alta de cambio en la cobertura de la vegetación y el uso del suelo.

La figura 1.4 muestra que entre los factores próximos de cambio de la biodiversidad, la pérdida de cobertura

RECUADRO 1.1 RED DE INTERACCIONES DE FACTORES DE CAMBIO EN MÉXICO

Rodolfo Dirzo • Juan Carlos López Acosta

El estado de nuestro conocimiento actual no permite analizar los detalles de las redes de interacción ilustradas en la figura 1.4, pero los dos casos siguientes ejemplifican el potencial de la complejidad involucrada. Los cinco tipos de factores directos tienen el potencial de actuar sinérgicamente y de crear retroalimentaciones positivas o negativas, y las interacciones pueden ocurrir entre varios de ellos. Los siguientes ejemplos intentan ilustrar cómo se dan las interacciones múltiples.

El primero es de naturaleza general, aplicable en potencia a una gama de situaciones en donde la vegetación original sea de tipo arbolado (selva o bosque). La descripción a continuación incluye una serie de números, que corresponden a las relaciones indicadas en la figura, para este ejemplo hipotético. Se sabe que los cambios de uso de la tierra (deforestación, fragmentación, efectos de borde) afectan directamente la abundancia de plantas y animales en los remanentes del hábitat fragmentado (1) (Fig. 1). Además, la configuración espacial del paisaje fragmentado facilita la

cacería (2), así como la invasión de especies exóticas (3). El resultado de estos factores es un paisaje fragmentado, incapaz de mantener poblaciones viables de animales (típicamente de los de talla mayor y de la parte superior de la cadena trófica), y con una gran incursión de especies heliófilas, muchas de ellas exóticas (1, 4, 5). Con el tiempo, el ecosistema fragmentado, y expuesto a los efectos de borde (es decir, los efectos de la matriz transformada, como altas temperaturas, mayor desecación o exposición a vientos), genera gradualmente un frente de avance de plantas heliófilas hacia el interior del terreno fragmentado (6). El follaje de estas heliófilas es más apetecible a los vertebrados herbívoros, los cuales, por acercarse a los bordes, se hacen más visibles a los cazadores, retroalimentando así un incremento en la cacería (7). La defaunación por cacería, que puede ser considerable, por ejemplo, de hasta ocho toneladas de carne de mamíferos, aves y reptiles durante un año en la Selva Lacandona, Chiapas (véase el capítulo 5 de este volumen), y en sinergia con la

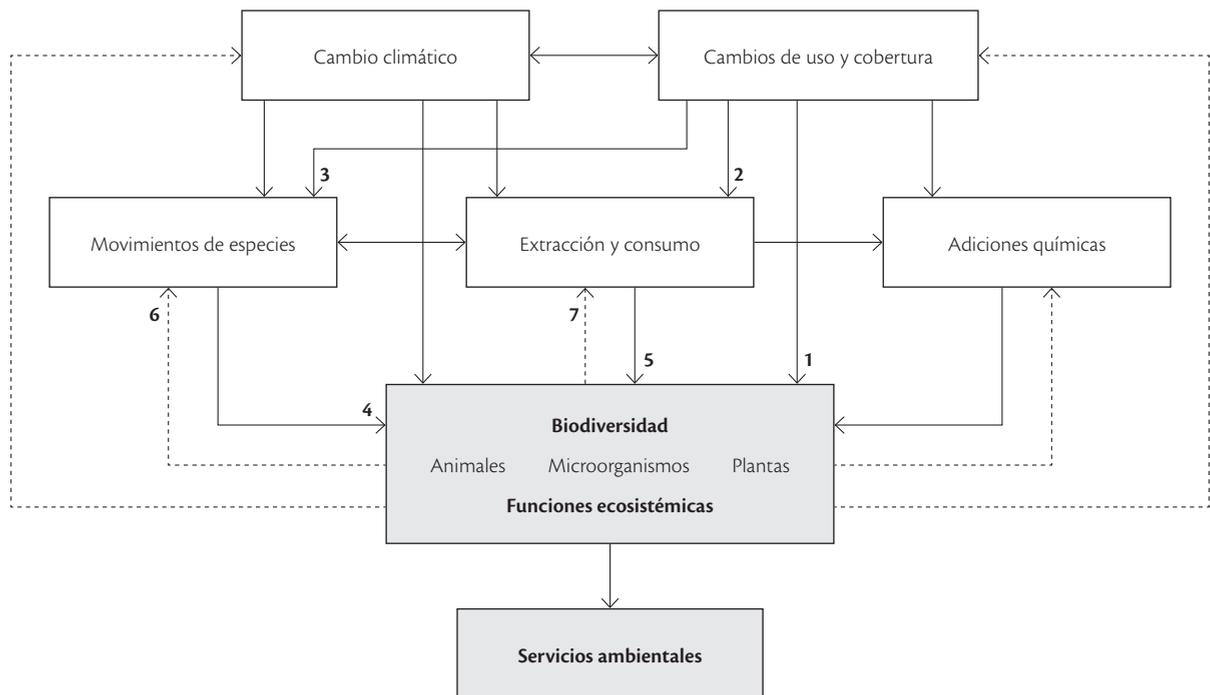


Figura 1 Red de interacciones de los factores próximos de cambio. Efectos directos, indirectos, sinergias (flechas continuas) y retroalimentaciones (flechas punteadas) entre factores directos de cambio de la biodiversidad. Los números corresponden a las relaciones de los ejemplos descritos en el recuadro.

fragmentación, afecta la riqueza y abundancia de vertebrados frugívoros, de los cuales depende la dispersión de propágulos y el éxito reproductivo de algunos árboles de la selva, lo cual puede disminuir el reclutamiento de tales plantas por una serie de impactos en cascada sobre las relaciones tróficas del ecosistema.

El segundo ejemplo trata de ilustrar, además de la complejidad de las redes de interacciones tróficas, las repercusiones de los cambios en términos de servicios ambientales, referidos a una localidad real. El uso de la tierra en la parte norte de la Sierra de Los Tuxtlas, Veracruz, ha provocado una tasa de deforestación y una fragmentación considerables. Por ejemplo, en las décadas de los ochenta y noventa la deforestación era del orden de 4% anual (Dirzo y García 1992), mientras que la fragmentación actual es importante (Mendoza *et al.* 2005). La excepción a este paisaje fragmentado es la Reserva de la UNAM y el área núcleo de la Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas, ubicado en el Volcán San Martín (que en conjunto suman menos de 10 000 hectáreas), y los remanentes más extensos que se restringen a los sitios de mayor elevación. Tal configuración espacial de la selva determina que la riqueza florística de los fragmentos, aún controlados por el tamaño del sitio muestreado, se vea muy reducida (1), en particular por la ausencia de especies vegetales de la selva primaria y por la proliferación de especies secundarias en los fragmentos (Dirzo *et al.*, en revisión). Además, como se especuló en el ejemplo anterior, la fragmentación facilita la incursión de cazadores (2), por lo que muchas especies de animales ecológicamente estresados por la reducción del hábitat (fundamentalmente los de mayor talla) son más accesibles a la incursión de cazadores, de manera que los pequeños fragmentos de las zonas bajas, además de estar florísticamente empobrecidos, también se

encuentran seriamente defaunados (5). El mejor estado de conservación de los sitios de mayor elevación podría facilitar que estos funcionen como refugios para esos animales, pero los modelos de circulación general utilizados para pronosticar los efectos del cambio climático global indican que la vegetación en los sitios de mayor elevación será considerablemente más susceptible a este fenómeno, por lo que su papel potencial de refugios podría no cumplirse (8). Asociado a todo esto, la gran deforestación de la selva, la precipitación elevada (casi 5 000 mm por año) y la accidentada topografía de la zona llevan a la erosión de los terrenos deforestados, incluyendo las laderas y faldas del Volcán San Martín, lo que regularmente provoca el arrastre de tierra y lodo a los asentamientos humanos, como Catemaco (a veces en forma de fuertes deslaves), y la acumulación de sedimentos en el lago del mismo nombre. Si bien la conversión de la selva es sobre todo para el desarrollo de pastizales ganaderos, los terrenos abiertos favorecen (dependiendo de los mercados) el cultivo de especies como el chile, que requiere cantidades considerables de pesticidas (9), mismos que, muy probablemente, llegan disueltos por la lluvia al Lago de Catemaco. Las repercusiones de esto sobre la biodiversidad del lago (10) y sobre las actividades pesqueras y recreativas de Catemaco no parecen haber sido cuantificadas, pero es previsible que la situación no sea alentadora, sobre todo a la luz de las demandas de una población local creciente. Esta reseña ejemplifica la compleja red de efectos directos e indirectos, sinergias y retroalimentaciones positivas y negativas, así como sus repercusiones en términos de servicios ambientales (conservación de la biodiversidad y las materias primas, conservación de suelos, prevención de deslaves, conservación de la calidad del agua, recursos pesqueros y recreativos, etcétera).

vegetal (destrucción y transformación del hábitat), seguida por la sobreexplotación de recursos y la presencia de especies invasoras o de contaminantes han constituido los factores de mayor impacto sobre la mayoría de los ecosistemas terrestres. Dado que el impacto de los patrones de uso de la tierra es el factor próximo predominante y se refleja en el cambio de la cobertura de todos los ecosistemas terrestres, a continuación presentamos una breve descripción de las transformaciones antropogénicas de los ecosistemas de México. Este análisis se basa en los datos compilados por el INEGI (1968-1986, 2001, 2005a, b), correspondientes a 1976 (serie I), 1993 (serie II) y 2002 (serie III),¹ y se ilustra en las figuras 1.5, 1.6 y 1.7. Debido

a que estas cartografías y sus estadísticas correspondientes se han obtenido con base en diferentes escalas y criterios metodológicos (aunque las diferencias entre las series II y III son menores), las comparaciones deben verse con precaución. Lamentablemente, esta importante tarea de evaluación de los ecosistemas del país aún no se ha abordado de manera satisfactoria, a pesar de los intentos más recientes en este sentido (p. ej., FAO 2005; Semarnat 2005a, 2006b). Sin embargo, las tendencias generales son evidentes.

Considerando la vegetación en su conjunto, incluyendo los ecosistemas forestales (es decir, arbolados) y no forestales (los no arbolados) (Fig. 1.5), se observa que hacia

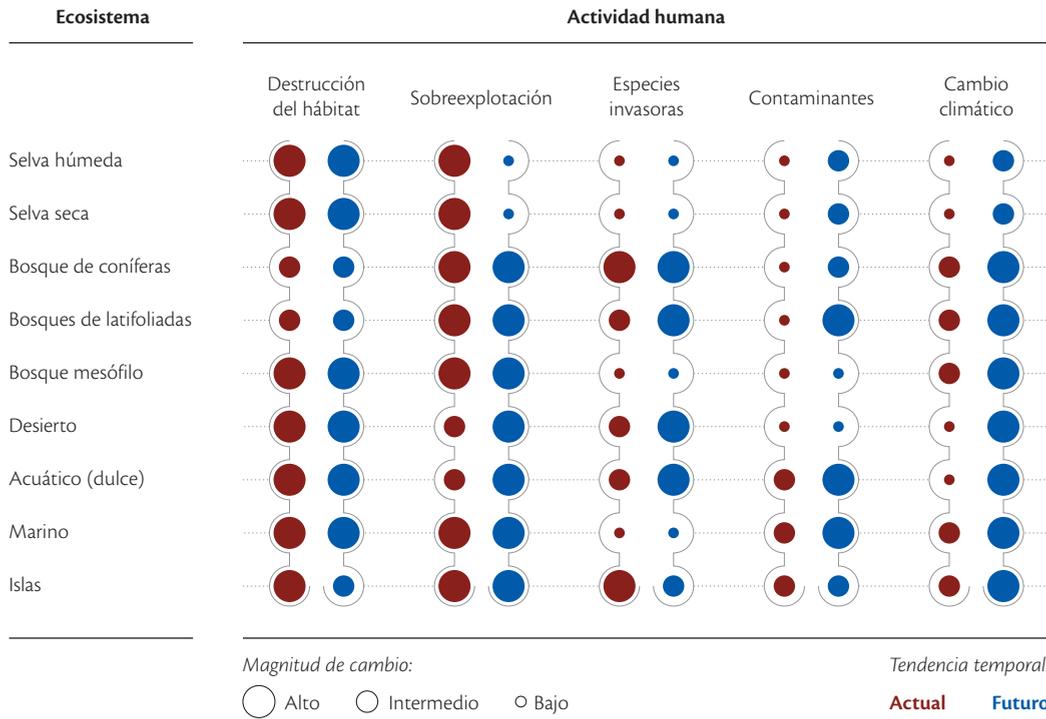


Figura 1.4 Impacto de la actividad humana sobre la biodiversidad de México: magnitud de cambio (impacto), denotada por los círculos de diferente tamaño, y tendencia temporal (actual y a futuro) del cambio en los ecosistemas. Fuente: CONABIO (2006).

1976 la extensa cobertura original del país, en lo que se refiere a la vegetación primaria (es decir, la más conservada y madura, cuya estructura y composición de especies se asemeja más a las condiciones de la vegetación en ausencia de impacto humano), se había reducido en 38%, y que hacia 1993 se había reducido aún más, para cubrir solo 54% de su superficie original. La tasa de cambio que se calcula para este periodo de 17 años fue considerable: 946 146 hectáreas por año, correspondiente a 0.8% anual (cifras de pérdida neta de la vegetación primaria que no incluyen las superficies de la vegetación secundaria recuperadas en las parcelas agropecuarias abandonadas durante este lapso). Es importante reconocer, sin embargo, que esta cifra se basa en un supuesto año fijo (1976) de inicio del periodo en cuestión, cuando en realidad la serie I del INEGI se construyó utilizando imágenes de un periodo de casi 20 años, de 1968 a 1986, por lo que el año 1976 representa una fecha “promedio” para la información recopilada (Mas *et al.* 2004). Por todo ello, esta cifra promedio de pérdida anual de vegetación debería ser tomada con cautela, ya que la deforestación anual en el periodo considerado seguramente habría variado, dependiendo

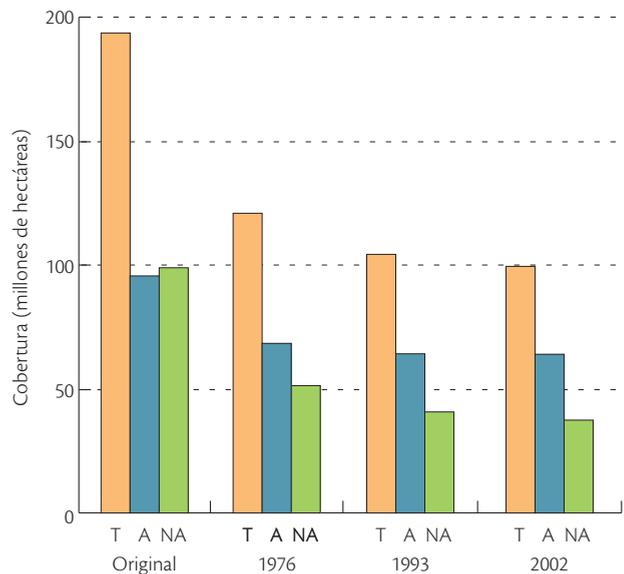


Figura 1.5 Tendencias de cambio en la cobertura de la vegetación, incluyendo el total de cobertura (T), la correspondiente a la vegetación arbolada (A) y a la no arbolada (NA) en cada año.

de los años específicos para los cuales la información fue recopilada.

Sin menoscabo de las limitaciones antes citadas, la tendencia de pérdida de la vegetación primaria fue notoriamente alta durante el periodo 1976-1993, y ha sido documentada ampliamente en otros estudios (p. ej., Toledo *et al.* 1989; Gómez-Pompa 1990; Toledo 1990; Tudela 1990; Dirzo 1992; Challenger 1998). Esta tendencia continuó a lo largo de la década siguiente, aunque a una tasa menor, de 523 639 hectáreas por año (0.5% anual), debido, por lo menos en parte, a que mucha de la vegetación de regiones selváticas en las tierras bajas del trópico húmedo ya había sido desmontada. Esto condujo a que en 2002 la vegetación primaria en su conjunto se viera reducida a 99.7 millones de hectáreas, lo que implica que el área de cobertura original de los ecosistemas del país se había reducido a casi 50% de la superficie original. Las tendencias de cambio, considerando solamente la vegetación arbolada (Fig. 1.5), siguen un patrón de caída similar, aunque la tasa relativa de deforestación es mayor, de 1.2% anual entre 1976 y 1993, y de 1% anual entre 1993 y 2002. Esto llevaría a que la cobertura de la vegetación primaria de los ecosistemas arbolados (bosques, selvas, manglares, bosques de galería, etc.) del país incluyesen en 2002, como máximo, 38% de su cobertura original. Esta cifra, sin embargo, debe verse en el contexto de la incertidumbre sobre la magnitud de la cobertura de ve-

getación arbolada que se encuentra alterada, en una trayectoria de sucesión secundaria, o convertida en otro tipo de vegetación que, aunque aparentemente estable, es resultado del impacto antropogénico. Tal sería el caso de los “bosques primarios de coníferas” en varias regiones del país, que resultan de la destrucción de encinares o bosques mixtos por prácticas extractivas de baja intensidad (M.G. Espinosa, com. pers.).

En general, las tendencias de cambio en la cobertura de la vegetación se reflejan en una pérdida que se observa en los principales ecosistemas terrestres de México, si bien estos exhiben diferencias importantes. La figura 1.6 muestra las tendencias de cambio en esos ecosistemas, contrastando la cobertura original con la remanente en 1976, 1993 y 2002.

Selva húmeda

A pesar de su explotación para la ganadería de tipo “dehesa tropical” (Barrera-Bassols 1995) y para el aprovechamiento de maderas preciosas (caoba y cedro rojo) para el mercado europeo durante la Colonia, y en especial durante el Porfiriato, las selvas húmedas (selvas altas y medianas perennifolias y subperennifolias) del trópico mexicano sobrevivieron en gran parte con una estructura típica de la selva intacta hasta la década de 1940, cuando las primeras políticas gubernamentales de colonización

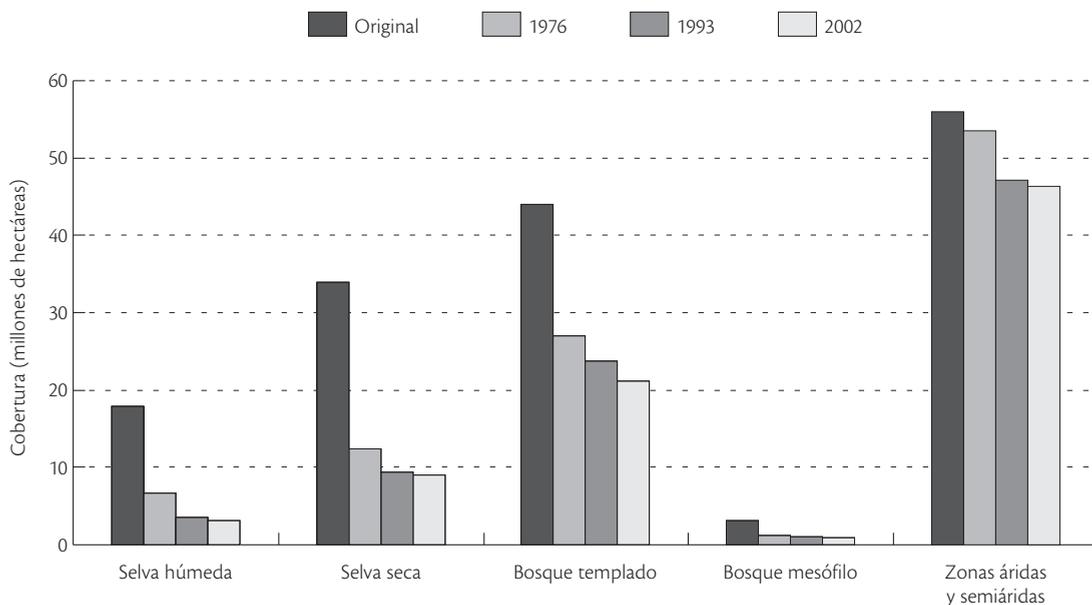


Figura 1.6 Tendencias de cambio en la cobertura de la vegetación primaria por tipo de ecosistema.

y fomento a la producción agropecuaria indujeron las primeras deforestaciones a gran escala. El transporte masivo de personas por ferrocarril, la construcción de presas para el riego de monocultivos (cuyos embalses inundaron decenas de miles de hectáreas de selva), así como las políticas de reparto agrario de tierras “ociosas”, colonización del trópico húmedo y fomento a la ganadería de bovinos con créditos y apoyos legales durante las décadas de 1950 a 1980, junto con la exploración y producción petrolera, fueron responsables de la deforestación de la mayor parte de esas selvas, sobre todo en la planicie costera del Golfo de México (Revel-Mouroz 1972; Leff 1986; Challenger 1998).

De su extensión original, de aproximadamente 18 millones de hectáreas, hacia el año 2002 solo persistían 3.15 millones (equivalente a 17.5%) de la vegetación primaria (Fig. 1.6). La tasa de deforestación de estas selvas es la más alta en México, correspondiente a una pérdida anual de 2.6% en el periodo 1976-1993, y de 1.3% anual en el periodo 1993-2002. La vegetación considerada como selva húmeda conservada representa 33.3% de la vegetación total remanente de este tipo (Fig. 1.7). El restante 65.7%, correspondiente a 6.3 millones de hectáreas, está constituido por vegetación secundaria bajo diferentes grados de perturbación (Fig. 1.7). Esto hace evidente que el trópico húmedo de México sea en gran medida un mosaico de vegetación secundaria, solo con algunos remanentes de vegetación primaria.

Selva seca

Las selvas secas (selvas bajas y medianas caducifolias y subcaducifolias, así como las selvas espinosas) del trópico subhúmedo, son el hábitat de los parientes silvestres de varios de los principales cultivos de México (maíz, frijol, calabaza; véase el capítulo 8 de este volumen), y han sido transformadas con fines agrícolas desde hace miles de años. La deforestación a gran escala de estas selvas no se disparó sino hasta la década de 1970, cuando el reparto agrario, la Revolución verde y las políticas públicas de fomento agropecuario provocaron la transformación de millones de hectáreas en distritos de riego, ejidos, comunidades, plantaciones (de frutales, hortalizas, cocoteros y otros cultivos, sobre todo con fines de exportación) y tierras de agostadero para la ganadería extensiva (Challenger 1998; Trejo y Dirzo 2000). El fomento a gran escala del turismo en las costas del Pacífico a partir de 1980, con capital gubernamental y extranjero, ha contribuido a la pérdida de estas selvas, así como de los ecosistemas costeros (sobre todo manglares) asociados a ellas (Gutiérrez *et al.* 1983; Molina y Rodríguez 1988).

Su cobertura original de 33.9 millones de hectáreas muestra una caída notable, con una tasa de deforestación absoluta considerable en el periodo 1976-1993 (recalando la cautela antes señalada en relación con las estadísticas de la serie I del INEGI para 1976) de 177 000 hectáreas por año (1.6% anual), la cual se redujo a 44 416

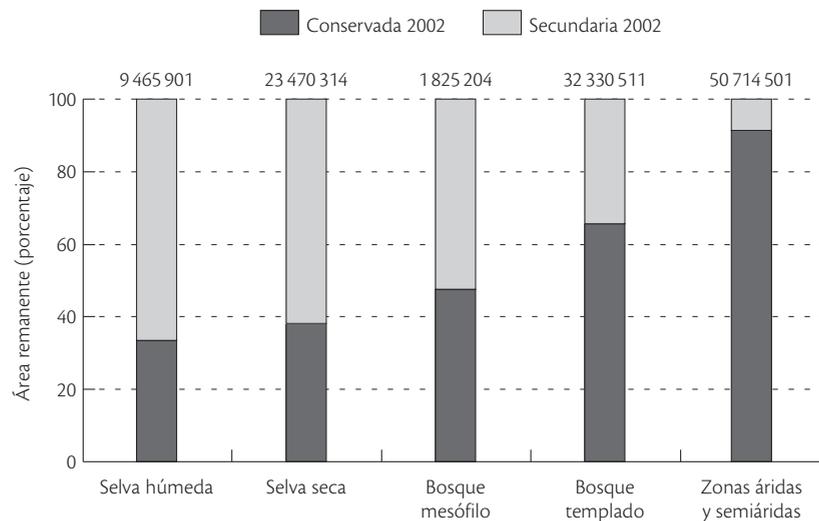


Figura 1.7 Condición de la vegetación remanente, considerando dos estados de conservación: vegetación primaria (conservada) y secundaria (perturbada). Nota: los números colocados sobre cada barra representan la cobertura total en hectáreas en 2002.

hectáreas por año (0.5% anual) en la década siguiente (Fig. 1.6). Así, en 2002 solo quedaba 26% de la cobertura original (unos 8.9 millones de hectáreas) en buen grado de conservación, con una estructura similar a la de la vegetación intacta. La vegetación considerada como selva seca conservada representa 38% de la vegetación total remanente de este tipo; el restante 62% es vegetación secundaria bajo diferentes grados de perturbación (Fig. 1.7). De nuevo, en este tipo de ecosistema lo que predomina es la vegetación secundaria.

Bosque mesófilo de montaña

El bosque mesófilo es el único de los principales tipos de ecosistema terrestre de México que no presenta evidencia de asentamientos o centros ceremoniales prehispánicos de gran tamaño. Una posible excepción sería la región alrededor de la actual ciudad de Xalapa, Veracruz, en donde el paisaje (aunque montañoso) presenta condiciones más favorables para los asentamientos humanos y las actividades agrícolas que en la mayoría de las regiones del país que ostentan este tipo de vegetación (Williams-Linera 2007). Si la topografía abrupta típica de las regiones de bosque mesófilo parece haber desalentado el desarrollo de asentamientos prehispánicos, su clima, relativamente fresco, muy húmedo y nublado, tampoco habría sido tan favorable, comparado con el clima de las selvas secas y los bosques templados. Esto probablemente se explica porque el mecanismo de fotosíntesis del maíz (del llamado tipo C4) requiere altas temperaturas y altos índices de radiación solar (Paliwal 2001). Por todo ello, más allá de un aprovechamiento de tipo extractivo, como la obtención de plumas de los quetzales (*Pharomachrus mocinno mocinno*) y la resina del árbol de liquidámbar (*Liquidambar styraciflua*), usadas en grandes cantidades como tributo al Imperio azteca (Peterson y Peterson 2002), no existe evidencia de una afectación seria a las áreas de bosque mesófilo de montaña en México durante el periodo prehispánico. Estos factores indican que el fenómeno de la deforestación y transformación masiva de los bosques mesófilos es relativamente reciente, empezando con el desplazamiento de la población indígena a estas tierras marginales (por su accidentada topografía, humedad excesiva y suelos erosionables) durante la conquista española, seguido por el cultivo del café con base en plantaciones durante el Porfiriato y, después, con el reparto agrario durante el siglo xx (Challenger 1998). En las últimas tres décadas, la destrucción de los bosques mesófilos ha continuado, contribuyendo a ello la produc-

ción de café en modalidades “no tradicionales” (a sol directo, sin el dosel del bosque original o sin sembrar árboles frutales para proveer de sombra a los cafetos), producto de las políticas de fomento del ahora extinto Instituto Mexicano del Café (Inmecafé). Otro factor importante de alteración de estos bosques es la tala crónica a pequeña escala, en especial en los bordes de las áreas remanentes del bosque primario. Esta actividad se realiza cada año por comunidades de campesinos cuya producción es esencialmente de subsistencia y con una población que sigue en aumento (Rzedowski 1978; Bubb 1991; Cayuela *et al.* 2006). Además, los bosques mesófilos son afectados por la ganadería extensiva y, en menor medida, por el crecimiento urbano y el aprovechamiento forestal de productos maderables y no maderables (Challenger 1998; Williams-Linera 2007).

Este ecosistema ha sido seriamente dañado (Fig. 1.6), con tasas de cambio negativo de gran magnitud, de manera que hacia 1976 su cobertura ya se había reducido a menos de la mitad del área original. Así, su cobertura inicial, de por sí limitada a 3.1 millones de hectáreas, se vio reducida a solo 28% de la original (870 000 hectáreas) en 2002. Ese año, la cobertura que se considera como conservada apenas representa 47.6% y el resto corresponde a vegetación secundaria (Fig. 1.7). Una vez más, la vegetación secundaria predomina en este ecosistema.

Bosques templados de coníferas y latifoliadas

Los bosques templados de coníferas y latifoliadas, en los cuales los pinos (*Pinus* spp.), oyameles (*Abies* spp.), pinabetos (*Picea* spp., *Pseudotsuga* spp.) y encinos (*Quercus* spp.) son las especies dominantes en su composición y estructura, predominan en las zonas de clima templado de las principales sierras del país. Debido a la fertilidad de sus suelos y a su clima templado han sido objeto de procesos de transformación con fines agrícolas y energéticos (leña) y por asentamientos humanos a lo largo de milenios. Con la conquista española, estos procesos se acentuaron: el arado permitió cultivar terrenos antes no aptos, y a ello se agregaron mayores presiones de deforestación para proveer a los beneficios de plata de una fuente de energía. La deforestación también se extendió para crear pastizales para el ganado introducido, para abastecer de materiales de construcción a las nuevas ciudades y, desde el Porfiriato, para proveer durmientes para las vías férreas e insumos para las fábricas de papel (Rzedowski 1978; Crosby 1986). Durante el siglo xx el aprovechamiento forestal no sustentable (incluyendo la tala ilegal), los in-

cendios forestales, el reparto agrario y las concomitantes políticas de fomento agropecuario, así como la ganadería extensiva y el crecimiento urbano, han sido los factores más importantes en la destrucción de estos bosques y de su biodiversidad (Challenger 1998). Estos bosques templados representan el ecosistema forestal de mayor cobertura en el país (Fig. 1.6), con una extensión original de casi 44 millones de hectáreas, la cual se redujo a menos de la mitad en el año 2002, con unos 22.2 millones de hectáreas en relativamente buen estado de conservación, las cuales representan 66% del total remanente (Fig. 1.7).

Ecosistemas áridos y semiáridos

Los distintos tipos de matorral xerófilo y los pastizales semidesérticos que típicamente integran la vegetación de las zonas áridas y semiáridas del norte del país no sufrieron graves deterioros en tiempos prehispánicos, ya que la mayoría de sus habitantes fueron nómadas que vivían de la caza y recolección, más que de la agricultura. Con la Colonia y la introducción del ganado empezaron los impactos mayores debido, sobre todo, al pastoreo descontrolado de los primeros rebaños de animales escapados del cautiverio. Además, las especies maderables como el mezquite fueron aprovechadas de manera poco racional como una fuente de leña y energía en las haciendas, las minas y los beneficios de mineral (Ezcurra y Montaña 1988; Ezcurra 1990; Sluyter 1996; Challenger 1998). Durante la Independencia, esta situación empeoró notablemente y a ella se agregó la cacería excesiva, sobre todo del berrendo y el borrego cimarrón, cuyas poblaciones fueron diezmadas. En el Porfiriato, la cría extensiva de bovinos orientada al mercado estadounidense empezó a ocupar grandes extensiones de estos ecosistemas, lo que provocó el grave deterioro de la vegetación y el suelo debido al deficiente manejo del ganado, así como de los recursos de vegetación y agua, sin planeación ni control de los regímenes de pastoreo (Ezcurra y Montaña 1988). Estos factores continuaron y se agravaron durante el siglo XX, con un deterioro concomitante en la vegetación debido a la compactación y erosión del suelo, el sobrepastoreo y aun el subpastoreo, que provoca la muerte de gramíneas perennes al acumularse biomasa vieja no consumida, lo que obstaculiza la llegada de luz a las yemas en crecimiento (Basurto y Hadley 2006). Savory (2006) presenta un análisis detallado de las causas, consecuencias y posibles soluciones de la degradación de tierras áridas debido a la ganadería extensiva. Aunado a ello, la creación de ejidos y distritos de riego derivados

del reparto agrario (p. ej., la Comarca Lagunera), así como los diversos subsidios gubernamentales relacionados con la extracción y uso del agua para el riego, han desecado los escasos cuerpos de agua y ello ha llevado a la sobreexplotación de los mantos acuíferos (Carabias y Landa 2006). Así, la franja de pastizales semiáridos que tenía México desde el norte de Chihuahua hasta Guanajuato (Rzedowski 1978) fue destruida en el siglo XX para dedicar sus suelos a la agricultura de temporal y, ocasionalmente, de riego (M.G. Espinosa, com. pers.).

Por otra parte, el reciente auge de la industria maquiladora y de las ciudades fronterizas con Estados Unidos, ha redundado en más pérdidas de superficie de los ecosistemas de las zonas áridas y semiáridas de México, y en una serie de problemas de contaminación del suelo, agua y aire, pendientes de resolver (Carrillo y Schatan 2005). Este tipo de desarrollo urbano-industrial representa una variante del impacto por el uso de la tierra, en la medida en que la expansión urbana e industrial ocurre a expensas de la vegetación natural. Aunado a esto, en muchos municipios del norte la basura se lleva a tiraderos a cielo abierto, a veces en pleno desierto. Por último, la construcción del llamado “muro fronterizo” por las autoridades estadounidenses, con la intención de frenar la migración de indocumentados a ese país, también representa un factor de riesgo para la biodiversidad de los ecosistemas compartidos de la región, al imposibilitar la migración natural de la fauna y separar poblaciones de especies, con lo que se impide el desarrollo de los procesos naturales de intercambio genético (Córdova y De la Parra 2007).

De acuerdo con información del INEGI, la vegetación de las zonas áridas y semiáridas parecería la menos afectada en cuanto a su cobertura (una reducción de 17% de la original, Fig. 1.6), pero esto puede ser reflejo de que su alteración (por ejemplo por sobrepastoreo) no es tan fácil de cuantificar, en comparación con la vegetación forestal. Por lo mismo, es difícil distinguir el estado de conservación (vegetación primaria vs. vegetación secundaria) de estos ecosistemas.

La alusión repetida a la vegetación secundaria, no solo en lo que se refiere a los ecosistemas de zonas áridas sino para todos los ecosistemas terrestres del país, hace notar que la vegetación perturbada o en distintas fases de regeneración posterior a la transformación de la vegetación primaria, considerando todos los ecosistemas en conjunto, ha venido acusando un incremento notable en las últimas décadas. Al respecto, las estadísticas publicadas por INEGI (1968-1986, 2001, 2005a, 2005b) muestran una tendencia de cambio positivo, que había llegado

a 32.4 millones de hectáreas en 1976 y se incrementó a 40.5 millones en 1993 y a 42.2 millones en 2002.

Además de la vegetación secundaria, omnipresente en el país, destaca el hecho de que la vegetación de todos los ecosistemas en general, incluyendo partes de la que se registra como primaria, presenta una configuración espacial consistente en una proliferación de fragmentos de diferente tamaño, con diferente grado de aislamiento, y sujetos a la propagación de los llamados efectos de borde (penetración de los impactos por viento, temperatura, desecación y diversas perturbaciones bióticas, como la incursión de especies exóticas o típicas de sitios perturbados). El análisis sistemático de la variación espacial de la fragmentación a escala nacional es una tarea pendiente, pero a partir de estudios locales podemos extrapolar, o inferir, que la fragmentación se correlaciona negativamente con la pendiente del terreno (véase Trejo y Dirzo 2000), la elevación y accesibilidad del terreno (Mendoza *et al.* 2005) y la pedregosidad superficial, y quizá con patrones de migración humana (I. March, com. pers.). Aún más, los ejemplos locales son escasos, pero los disponibles sugieren que este tipo de perturbación por uso de la tierra es importante, como se ilustra para un caso particular en el recuadro 1.2.

Un análisis de los factores próximos de conversión de los ecosistemas en la década de los ochenta (Masera *et al.* 1997), cuando México observó su pico de deforestación (cuadro 1.1), muestra que de la conversión total anual, estimada por Masera *et al.* (1997) en cerca de 800 000 hectáreas, casi la mitad se adjudica a la conversión de terrenos en pastizales para la ganadería; esta es seguida por la deforestación debida a los incendios forestales asociados con las quemadas agrícolas (24%) y a la conversión en terrenos agrícolas (17%). Esta jerarquía de los factores de conversión refleja en gran medida la situación de las

selvas tropicales húmedas y secas, que acusan la mayor deforestación.

Si bien la importancia relativa de la deforestación y la afectación a la biodiversidad debido a los incendios antropogénicos adquieren mayor preponderancia en los ecosistemas arbolados, que representan, en promedio, 19.2% (intervalo 12.9-27.4 por ciento, entre 1996 y 2004) de la superficie afectada anualmente por incendios (Semarnat 2006a), es evidente que la conversión de terrenos a la ganadería es alta en todos los ecosistemas (Challenger 1998; Sagarpa 2001; Semarnat 2006a) y ha sido y sigue siendo un factor directo de cambio en los ecosistemas forestales del país. Consistente con esto, una evaluación reciente por parte de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Alimentación, Desarrollo Rural y Pesca (Sagarpa) indica que la ganadería extensiva, tipificada por mínimas inversiones de capital, baja productividad y baja rentabilidad por hectárea, se ha expandido considerablemente para ocupar más de 110 millones de hectáreas, equivalentes a 57% del territorio nacional, por lo que continúa siendo el uso dominante de la tierra en el país (Sagarpa 2001). De acuerdo con el INEGI (2005b), en 2002 existían en el país 18.8 millones de hectáreas de potreros, integrados por pastizales (cultivados e inducidos) establecidos en tierras originalmente cubiertas por selvas húmedas y subhúmedas, bosques y tierras de cultivo. No obstante, la mayor parte de la superficie dedicada a la ganadería extensiva la integran los pastizales naturales y los matorrales xerófilos del Altiplano y del norte árido del país, hoy utilizados como tierras de agostadero y sujetos a regímenes de pastoreo deficientes que sustentan poblaciones de ganado (en especial, bovino) por encima de las máximas permitidas por los coeficientes de agostadero, lo que contribuye a la degradación y deterioro de estos ecosistemas (Sagarpa 2001; INEGI 2005b; Semarnat 2005a). El uso de madera

Cuadro 1.1 Factores próximos de conversión de cuatro ecosistemas arbolados de México en la década de 1980

Actividad de conversión	Bosques templados (coníferas)	Bosques templados (latifoliadas)	Selvas tropicales húmedas	Selvas tropicales secas	Total
Potreros	45.64 (28)	22.96 (28)	139.83 (59)	186.76 (58)	393.96 (49)
Agricultura	26.08 (16)	13.94 (17)	23.70 (10)	45.08 (14)	104.52 (13)
Extracción	8.15 (5)	4.10 (5)	4.74 (2)	16.10 (5)	32.16 (4)
Fuegos	78.24 (48)	38.54 (47)	52.14 (22)	22.54 (7)	192.96 (24)
Otras	4.89 (3)	2.46 (3)	16.59 (7)	51.52 (16)	80.40 (10)
Total	163	82	237	322	804

Nota: los datos corresponden a miles de hectáreas; entre paréntesis se indica el porcentaje del total.

Fuente: Masera *et al.* 1995.

RECUADRO 1.2 FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT EN LA REGIÓN DE LOS TUXTLAS

Eduardo Mendoza • Rodolfo Dirzo

El factor próximo que impone un mayor desafío para la conservación de la diversidad biológica terrestre, particularmente la tropical, se asocia con las tendencias contemporáneas en el cambio de uso del suelo. El cambio en el uso del suelo trae consigo, además de la reducción en la extensión del hábitat, un cambio marcado en la configuración espacial del paisaje, de manera que la vegetación remanente queda constituida por una serie de fragmentos más o menos aislados, inmersos en una matriz de terrenos antrópicos, lo que se conoce como fragmentación (Fig. 1). La fragmentación implica una mayor exposición a la influencia antrópica, que se manifiesta en cambios en variables físicas (p. ej., incrementos en la temperatura e incidencia del viento y disminución de la humedad relativa), biológicas (p. ej., exposición a nuevas especies competidoras o depredadoras) y humanas (p. ej., aumento en la cacería y extracción de madera, frutos y hojas). Es bien conocido que el impacto del cambio en dichas variables aumenta conforme la conversión del hábitat produce un contraste mayor entre las características del ambiente original y el transformado; además, se sabe que tal impacto disminuye hacia el interior del fragmento de vegetación remanente, constituyendo el llamado efecto de borde.

La fragmentación aumenta de manera prácticamente exponencial en el perímetro expuesto a la influencia externa, en comparación con la que se produciría si el hábitat se contrajera manteniéndose como una sola unidad. Por otra parte, según el grado de contraste entre la matriz y el hábitat original es posible que se forme una barrera que impida el flujo de organismos entre distintos fragmentos. Es evidente, entonces, que la fragmentación tiene el potencial de exacerbar el impacto del cambio en el uso del suelo sobre la persistencia de las especies asociadas al hábitat original y por lo tanto sobre la diversidad biológica local. Para ilustrar esta situación este recuadro describe las características de la fragmentación del hábitat en la porción norte de la Sierra de Los Tuxtlas (Mendoza *et al.* 2005).

Los Tuxtlas muestra signos evidentes del cambio en el uso del suelo, los cuales están particularmente bien descritos en una zona de 83 644 hectáreas, que comprende parte de la Reserva de la Biosfera, así como la totalidad de la Estación de Biología Tropical de Los Tuxtlas de la UNAM. Esta zona, cubierta en su origen por una compleja mezcla de ecosistemas forestales que incluían selva húmeda, manglar, bosque de pino-encino, bosque de niebla y bosque enano (Dirzo 1991), ha experimentado una reducción de más de 80% en su

cubierta forestal. Como resultado de esta intensa deforestación, lo que antes era una compleja amalgama de hábitats está actualmente dominada por pastizales y tierras de cultivo. Dentro de esta matriz se encuentra un “archipiélago” constituido por un conjunto de 1 005 fragmentos con un tamaño que oscila entre 9 356 y 0.5 hectáreas (Fig. 1). El fragmento más grande incluye la reserva de la UNAM y su conexión con la vegetación del Volcán San Martín. Si bien el ámbito de variación en el área de los fragmentos es de cuatro órdenes de magnitud, es notable que 90% de ellos concentren tan solo 10% del área remanente de bosque. Así, el valor de la mediana de la distribución de tamaños de los fragmentos es de apenas 0.89 hectáreas, mientras que el valor promedio es de 13.6 (Fig. 1). No solo el tamaño de los fragmentos varía, sino también su forma y ubicación. La forma es importante porque influye en el grado de exposición que el interior de un fragmento tiene al efecto de borde (mientras más se aleja de la forma circular es mayor el efecto de borde); la ubicación es crítica, en particular en términos de la distancia respecto a la vegetación no fragmentada. Es evidente que en Los Tuxtlas la mayoría de los fragmentos no tienen una forma circular, aunque esto varía con el tamaño de los mismos (Mendoza *et al.* 2005). Tomando como base una distancia de efecto de borde de 30 m (distancia en la que la variación en la humedad relativa y la temperatura se estabilizan en fragmentos de Los Tuxtlas) (Ruiz 2003), hicimos una simulación del impacto que tendría en los cálculos del área de los fragmentos incorporar un efecto de borde de esta magnitud. El resultado fue que 41% de los 1 005 fragmentos no mantienen nada de su área libre del efecto de borde y el restante 59% experimentó una reducción considerable (Fig. 1b). Por otra parte, más de 80% de los fragmentos se encuentran ubicados a más de 500 m de la reserva, la cual resulta la fuente más importante de propágulos (semillas, colonizadores, etc.) que favorecerían el “rescate” o restauración de las poblaciones de las especies más afectadas. Varios estudios independientes han encontrado que variables como el tamaño del fragmento y su aislamiento se correlacionan negativamente con la presencia o abundancia de algunas especies de plantas (Dirzo *et al.*, en revisión) y animales en los fragmentos de Los Tuxtlas (Estrada y Coates-Estrada 1996). Este tipo de hallazgos apoya la necesidad de integrar los estudios de fragmentación a las evaluaciones sobre el impacto del cambio en el uso de suelo como una forma de alcanzar una visión más realista del estado de conservación de la biodiversidad local y general en los ecosistemas de nuestro país.

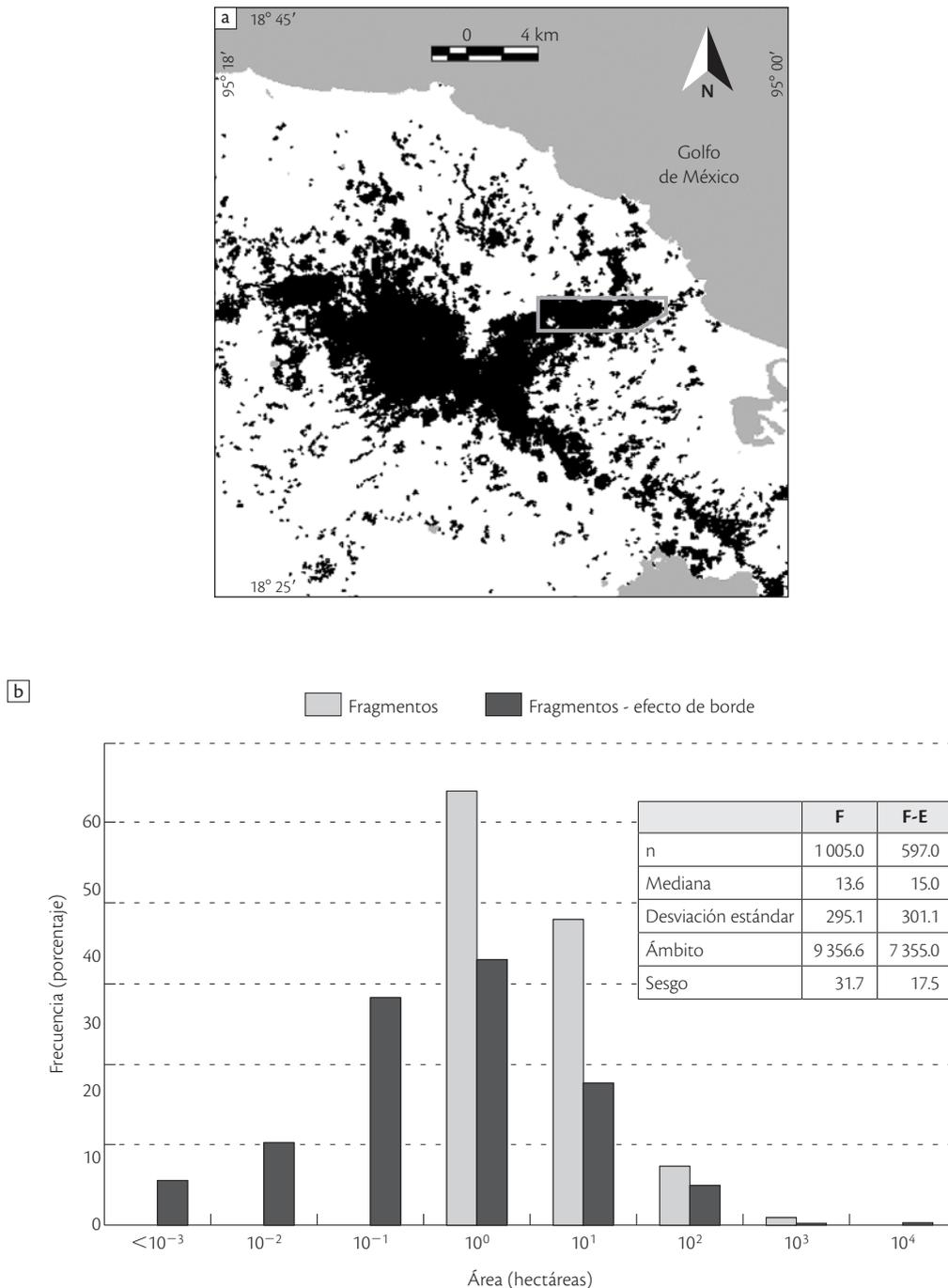


Figura 1 Descripción de la fragmentación del hábitat en la porción norte de la Sierra de Los Tuxtlas, Veracruz: **(a)** mapa de la fragmentación en Los Tuxtlas obtenido del análisis de una imagen del satélite Landsat del año 2000: el área en negro corresponde a los fragmentos de bosque remanentes; la zona delimitada por el polígono corresponde a la reserva de la UNAM, y **(b)** distribución y descripción estadística de los tamaños de los fragmentos tal como son detectados por la imagen de satélite y después de incorporarles, mediante simulación, un efecto de borde de 30 m.

(en particular de pinos y encinos) de bosques templados para el acopio de leña para las necesidades cotidianas de energía en las regiones más pobladas del país ha sido constante durante siglos. Esta actividad es importante como factor de impacto sobre la biodiversidad; el tema se revisa más adelante y con más detalle en otros capítulos (véanse los capítulos 4 y 5 de este volumen).

Además de los ecosistemas terrestres, los humedales y los ambientes acuáticos también han sufrido procesos de transformación muy importantes, como se esboza enseguida.

Humedales

Estos ecosistemas de transición entre los ambientes terrestres y los acuáticos (tanto dulceacuícolas como salobres) han sido drenados para su conversión a usos agropecuarios y urbanos, y para la construcción de infraestructura de transporte y de aquella relacionada con las industrias petrolera y turística. Los humedales, que incluyen los manglares, experimentan modificaciones en cuanto al aporte de agua y sedimentos desde las partes altas y medianas de las cuencas hidrográficas debido a la deforestación y a la construcción de represas y otras obras de infraestructura hidráulica. Los manglares se deforestan para obtener leña, para construir hoteles, campos de golf y casas, y para establecer granjas camaronícolas; además, sufren incendios forestales y cambios de uso del suelo para su transformación en milpas y potreros. Los cambios de cobertura de los manglares son difíciles de evaluar utilizando sistemas de información geográfica debido a su distribución tan estrecha a lo largo de las costas, especialmente del Golfo de México y del Mar Caribe. La información disponible sugiere tasas anuales de deforestación muy variables de región a región; en algunas localidades del Caribe mexicano alcanzan hasta 12% de pérdida anual (Núñez-Farfán *et al.* 1997). La pérdida de cobertura de los manglares de México, en general, ha sido dramática: los 1.45 millones de hectáreas de cobertura potencial original se redujeron, hacia 2002, en 41%, quedando solamente 859 221 hectáreas ese año (INEGI 2005a, b).

Ecosistemas dulceacuícolas

Los principales ecosistemas dulceacuícolas naturales de México son sus 50 ríos más caudalosos (véase el capítulo 4 del volumen I de esta obra), sus 70 lagos y lagunas (sin contar las 137 lagunas costeras) y los demás ríos, tributarios, riachuelos y arroyos permanentes e intermiten-

tes que existen en el territorio nacional (Arriaga *et al.* 2002). Satisfacer las muy diversas necesidades de los usuarios humanos del recurso hídrico, desde el consumo del agua potable, el riego de los cultivos y la producción de bienes por la industria hasta la generación hidroeléctrica, ha llevado a la sobreexplotación del agua de manera directa e indirecta y a la construcción de infraestructura hidráulica e hidroeléctrica (incluyendo 4 000 presas y represas). Estas actividades alteran los caudales (en su volumen, velocidad y calidad), la conectividad y hasta los cursos mismos de los afluentes. Estos factores, junto con las descargas contaminadas de los asentamientos, industrias y zonas agropecuarias han impactado los ecosistemas dulceacuícolas y su biodiversidad de tal manera que sus efectos acumulados han sido muy negativos y, en algunos casos, catastróficos (Arriaga *et al.* 2002; Carabias y Landa 2006; CNA 2007). La biodiversidad del delta del Río Colorado en Sonora, por ejemplo, incluye varias especies en peligro de extinción (entre ellas diversas especies endémicas) debido, sobre todo, al desvío y consumo de prácticamente todo el volumen de agua del río en las zonas de riego a lo largo de su curso en el vecino país del norte (Zamora-Arroyo *et al.* 2005). Las “pozas” de Cuatrociénegas, Coahuila, uno de los hábitats de agua dulce únicos en el mundo por sus características fisiográficas y biológicas, se encuentran en serio riesgo de desecación debido, sobre todo, a la extracción de agua del manto acuífero con fines de riego, además de su uso como abrevaderos para el ganado. Esta conjunción de factores aumenta el riesgo para sus diversas especies endémicas, incluyendo nueve especies de peces dentro de categorías de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Abell *et al.* 2000; Semarnat 2002; wwf 2006, 2007). Otros ecosistemas dulceacuícolas de México cuya biodiversidad se encuentra bajo severas presiones son los ríos y lagos de la Cuenca Lerma-Santiago-Chapala (desde su origen en el Estado de México, pasando por la región del Bajío y el Lago de Chapala, hasta su desembocadura en el estado de Nayarit); los ríos Yaqui y Mayo en Sonora; el Río Nazas en Durango, y el Río Bravo a lo largo de la frontera entre México y Estados Unidos, entre muchos otros (Arriaga *et al.* 2002).

Además de las presiones antes descritas, los ecosistemas dulceacuícolas y su biodiversidad también se encuentran bajo amenaza por usos extractivos como la recolección, caza y pesca de sus especies de interés comercial (incluyendo crustáceos y avifauna), por la introducción de especies exóticas (véase más adelante) y por las obras de canalización, entubamiento, desvío y drenaje (Arriaga

et al. 2002; Semarnat 2003b; Medellín Milán 2003; Carabias y Landa 2006).

De todos los grupos taxonómicos cuyas especies se encuentran bajo riesgo en México, los peces de los ecosistemas dulceacuícolas están especialmente amenazados, y se considera que 11 especies quizá ya se extinguieron en el medio silvestre (Espinoza-Pérez *et al.* 1998; Arriaga *et al.* 2002; Semarnat 2002; CONABIO 2007). Muchas de estas especies son (o eran) endémicas de México, restringidas a hábitats muy aislados como los lagos a lo largo del Eje Neovolcánico (incluyendo el Lago de Chapala, el Lago de Catemaco, así como los lagos-cráter del Valle de Santiago), los cenotes y cuevas de la Península de Yucatán, las “pozas” desérticas de Cuatrociénegas, Coahuila, y los oasis de Sonora y de la Península de Baja California. Asociadas a estos cuerpos de agua también existen especies endémicas de anfibios, reptiles, plantas, rotíferos y de otros grupos, muchas de estas también bajo diversas categorías de riesgo (Arriaga *et al.* 2002; Aguilar 2003). Un excelente diagnóstico de la situación de los peces en los cuerpos de agua dulce de las zonas áridas del país (Contreras y Lozano 1993) indica que en Sonora y la Comarca Lagunera, al menos, 92 manantiales y 2 500 km de ríos se han secado, al tiempo que las aguas superficiales han disminuido y los mantos freáticos se encuentran a mayor profundidad. Aunado a esto, se conocen aproximadamente 200 especies de peces de agua dulce en esa región, de las cuales 120 están amenazadas y 15 extintas debido al impacto antropogénico. Asimismo, la salinización del bajo Río Bravo ha causado un cambio de 32 especies nativas dulceacuícolas o salobres a 54 especies principalmente marinas o de una alta tolerancia a la salinidad, con lo que se observa ahora que diversas especies marinas penetran hasta 400 km aguas arriba.

Otro factor importante de conversión de los ecosistemas naturales que ha venido incrementándose en las últimas décadas es el desarrollo de las zonas urbanas. Se calcula (INEGI 2005b) que el área cubierta por este uso del suelo había llegado a 1.11 millones de hectáreas en 1993, y a 1.26 millones en 2002. Estas estadísticas, sin embargo, no reflejan el hecho de que los asentamientos urbanos tienen un impacto extendido con manifestaciones diversas, que van más allá de lo que se insinúa por el área cubierta por las ciudades. Una forma indirecta de hacer patente este efecto de la expansión urbana es mediante la profusión de fuentes de luz artificial nocturna que crecientemente cubren el territorio nacional. Los mapas de la figura 1.8 muestran que en el periodo 1993-2003 se desencadenó una notable proliferación de luces, representati-

vas de la expansión de asentamientos humanos, las cuales se hicieron evidentes en gran parte del territorio nacional. La imagen de 2003 presenta la expansión de luces en particular en el sureste del país (Chiapas), así como en la Península de Yucatán. Además es evidente un incremento en la densidad de luces en el Eje Volcánico Transversal, un área reconocida por su importancia en términos de biodiversidad, en particular por la concentración de endemismos (véase el capítulo 12 del volumen I de esta obra). Un aspecto de este fenómeno que sobresale es que la proliferación de áreas con iluminación artificial nocturna está ocupando áreas adyacentes a las áreas naturales protegidas del país, así como áreas detectadas como prioritarias para la conservación por la CONABIO (véase el capítulo 9 de este volumen). El primer análisis cuantitativo de esta sobreposición y la trayectoria de cambio de esta contaminación lumínica se muestra en el recuadro 1.3.

Un análisis de los factores que amenazan a las especies animales de México (considerando todos los ecosistemas) con base en las listas rojas de la UICN (2004) sugiere que la destrucción del hábitat y la extracción directa son las causas principales de impacto (Fig. 1.9). Por otra parte, se puede ver (Fig. 1.4) que el impacto de estos factores próximos, de gran incidencia en el pasado y hoy día, también se proyecta como un factor importante hacia el futuro en prácticamente todos los ecosistemas.

Si bien es evidente que la destrucción del hábitat es un factor directo de pérdida de especies y poblaciones, es difícil estimar las tendencias de esta relación de cara al futuro. Un enfoque tradicional para acercarse a ese tipo de estimaciones, aunque aún debatido, es por medio de la relación especies (S)-área (A), derivada de la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1967):

$$S = cA^z$$

donde c es una constante y z es la pendiente de la línea que relaciona A con S.

La aplicación de este modelo para inferir cambios en la riqueza de especies en función de la pérdida de área de hábitat requiere conocer 1] la tasa de deforestación; 2] el área del hábitat; 3] la cuantía de especies, y 4] el valor del exponente z . La aplicación de este modelo sería factible, al menos para algunos grupos de organismos de los cuales tenemos buen conocimiento sobre el número de especies existentes. Sin embargo, una de las grandes limitantes de este enfoque es que las predicciones de pérdida de especies corresponden a lo que ocurriría *en el momento de equilibrio* de la cantidad de especies que pueden

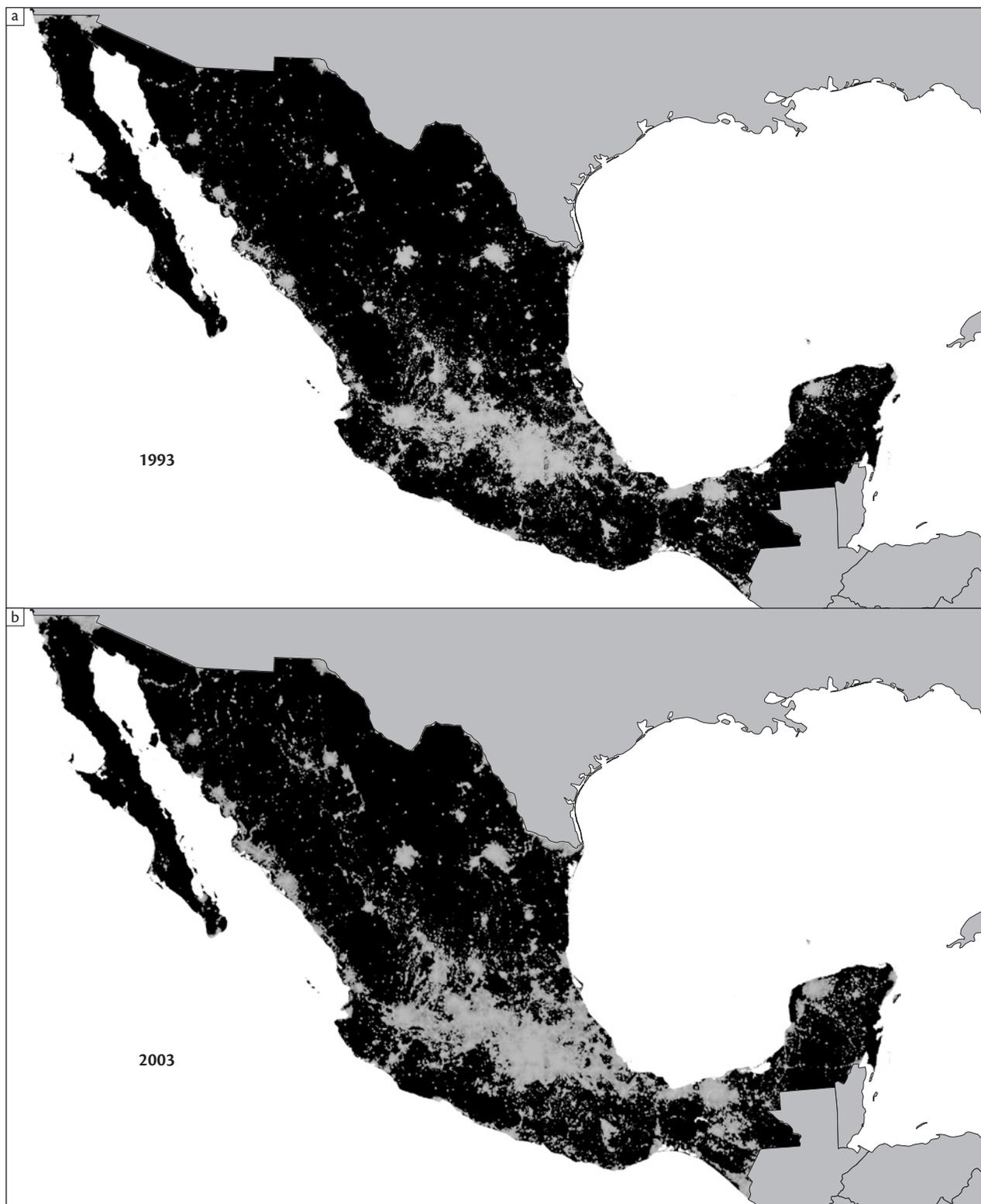


Figura 1.8 Distribución de luces nocturnas asociadas con asentamientos humanos en México en 1993 (a) y 2003 (b).

Fuente: NOAA's National Geophysical Data Center (2006).

cabere en el área de hábitat remanente, el cual es difícil de inferir. Esto implica que, a lo mucho, el modelo sugiere el posible número de especies *destinadas a la extinción en algún momento* (i.e., de equilibrio). Si bien de alcances limitados, algunos autores valoran el uso del modelo al menos para sugerir la magnitud de extinción esperable. Un ejercicio de este tipo, aplicado a la Selva Lacandona (Mendoza y Dirzo 1999), en el cual se estima la existencia de 4 300 especies de plantas vasculares, con una tasa de deforestación de 1.6% anual y con exponentes z de 0.15 y 0.35 (el ámbito de variación conocido a partir de docenas de estudios) genera escenarios de entre 50 y 90 por ciento de especies de plantas destinadas a la extinción (en el momento de equilibrio) si el ritmo de deforestación continuase igual hasta el año 2100.

Otra manera de medir las tendencias actuales de la biodiversidad en un nivel específico es mediante la comparación de las distribuciones reales conocidas de ciertos grupos de animales con las distribuciones pasadas, para así obtener datos y mapas de extinciones locales de poblaciones y, potencialmente, de especies. Este ejercicio se ha efectuado a una escala continental para 173 especies de mamíferos y se ha comprobado la extinción local de muchas de estas en grandes zonas dentro de sus distribuciones originales, a causa del cambio de uso del suelo, la sobrecaza y la urbanización o el crecimiento de la población humana (Ceballos y Ehrlich 2002). Estos datos muestran la extinción local de entre una y seis especies de mamíferos

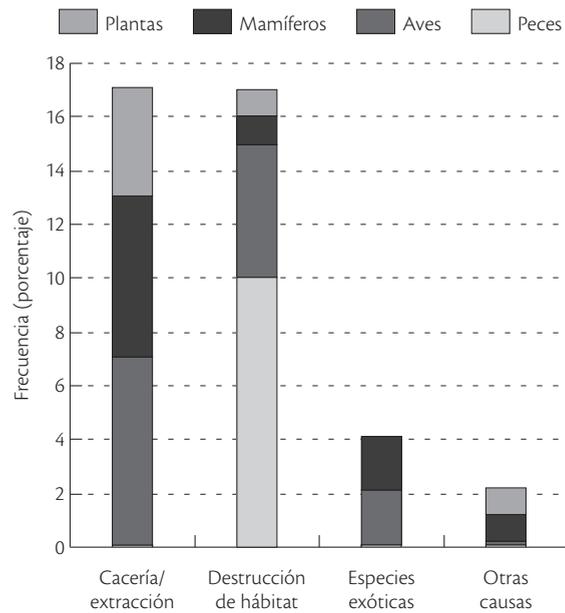


Figura 1.9 Factores próximos responsables de la amenaza a especies de plantas y tres grupos de vertebrados de México.

del conjunto de cuadrantes de referencia (2×2 grados) en los que se divide México, tendencia que continúa en la medida en que los factores causantes siguen vigentes.

Algunas de estas extinciones ya rebasaron el ámbito local o regional: a escala nacional, de 1600 a la fecha se ha

RECUADRO 1.3 LA PROLIFERACIÓN DE LUCES NOCTURNAS: UN INDICADOR DE ACTIVIDAD ANTRÓPICA EN MÉXICO

Juan Carlos López Acosta • Andrés Lira-Noriega • Isabel Cruz • Rodolfo Dirzo

El aumento descontrolado de la actividad humana se ha convertido en el principal factor de cambio de los ecosistemas, ocasionando problemas ambientales sin precedentes en el planeta, y México no es la excepción. Factores como el crecimiento de la población humana, el aumento en la actividad económica, el consumo de bienes y servicios per cápita, así como la necesidad de nueva infraestructura para el desarrollo humano han sido catalizadores directos para la degradación de las áreas naturales (Liu *et al.* 2003; Mikkelsen *et al.* 2007). Esta creciente presión sobre los recursos naturales ha promovido la necesidad de desarrollar indicadores que evalúen el impacto humano sobre los ecosistemas.

Un parámetro que podemos asociar con la actividad humana es la presencia y proliferación de luces nocturnas,

en tanto que estas son un reflejo directo de infraestructura y actividad humana. Este parámetro tiene la ventaja de poder ser detectado de manera económica y periódica, siendo el único indicador de actividad humana que puede ser medido, con buena resolución, desde el espacio (Eldvidge *et al.* 2007). Se ha argumentado que su análisis puede utilizarse como una herramienta exacta, económica y contundente para determinar la distribución de áreas de desarrollo de la actividad humana (Eldvidge *et al.* 2007), y puede reflejar una medida de presión antropogénica espacial y temporal sobre las áreas naturales, incluyendo aquellas que se encuentran en algún esquema de protección.

Desde 1993 existe un sensor satelital que tiene la capacidad de identificar los puntos de luz nocturna en todo el mundo,

RECUADRO 1.3 [continúa]

el U.S. Air Force Defense Meteorological Satellite Program (DMSP)-Operational Linescan System (OLS), cuyos datos son procesados por el NOAA/NGDC (National Oceanic and Atmospheric Administration's National Geophysical Data Center). Este sensor ha sido extensamente utilizado para realizar mapeos de áreas urbanas, y se han encontrado relaciones significativas entre presencia y densidad de luces con factores socioeconómicos como densidad de población y producto interno bruto (Doll *et al.* 2000; Sutton *et al.* 2001; Balk *et al.* 2004). Estas correlaciones se han encontrado tanto a escala global como regional (p. ej., Sutton *et al.* 2001; Amaral *et al.* 2007). En este estudio presentamos un análisis preliminar sobre el cambio espacio-temporal de las áreas influenciadas por las luces en la República mexicana basado en las imágenes DMSP-OLS. En particular, nos dedicamos a observar la trayectoria de cambios en la cobertura espacial de luces en todo el territorio mexicano, así como en algunas áreas protegidas (AP) y biomas en tres años (1993, 1998, 2002). Este análisis es complementario de la discusión e ilustración acerca de la proliferación de luces que se presenta en este capítulo (Fig. 1.8). La figura muestra la presencia e influencia de luces nocturnas en una buena parte de la superficie continental de la República mexicana, consecuencia de actividades antrópicas.

Para la realización de este ejercicio hicimos cálculos y comparaciones de las áreas con influencia de luces nocturnas en la República mexicana correspondientes a los años 1993, 1997 y 2002, utilizando las coberturas de luces nocturnas estables libres de nubosidad del DMSP-OLS y procesadas por el NGDC/NOAA (disponibles en http://www.ngdc.noaa.gov/dmsp/global_composites_v2.html). Las imágenes fueron convertidas a polígonos con una proyección cónica conforme de Lambert para realizar el cálculo de áreas. Todos los cálculos se hicieron considerando exclusivamente la superficie continental del territorio nacional con base en el mapa de las ecorregiones nivel 4 de México (INEGI, CONABIO e INE 2007), excluyendo las islas y la superficie marina de las AP cuando su delimitación se extiende por fuera de la línea de costa. Para los cálculos de las luces en las AP se utilizó la cobertura de la superficie del AP en cuestión, ensamblada para el análisis de vacíos y omisiones en conservación y especialmente editada para evitar duplicaciones o triplicaciones en la estimación del área protegida debido al solapamiento de las áreas federales, estatales y municipales (véase el capítulo 16 de este volumen). Para determinar el cambio en la presencia de luces en los diferentes ecosistemas se usaron las ecorregiones nivel 1 de la Comisión de Cooperación Ambiental.

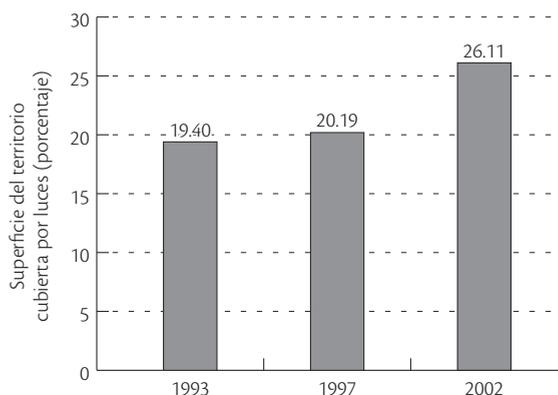


Figura 1 Cobertura de luces en los años 1993, 1997 y 2002.

Nuestro análisis muestra que este indicador de la actividad antrópica ha tenido una trayectoria de crecimiento importante en el periodo analizado, pero este crecimiento es particularmente notable en el periodo 1997-2002. La tendencia temporal mostrada en la figura 1 indica que el área con influencia de luz se ha incrementado desde 1993 a una tasa de 14 787 km²/año (Fig. 1). Esta cobertura de luces es mucho mayor a los 12 700 km² de área cubierta por zonas pobladas en 2002 (véase el capítulo 2 de este volumen), según la carta de suelo y vegetación del INEGI (serie III), lo cual evidencia que las ciudades, a pesar de ocupar relativamente poca superficie, pueden ejercer una influencia desproporcionada en su entorno, detectada por la presencia de luces.

Las áreas que son prioritarias para la conservación, como las AP continentales, no están exentas del aumento de la cobertura de luces. Al analizar el curso temporal de la cobertura de luces en las AP de jurisdicción federal, estatal o municipal, encontramos que el área de luces nocturnas se ha incrementado a una tasa de 813.41 km²/año en el periodo 1993-2002, de tal manera que en 2002 14% de estas AP estaba cubierta por luces estables.

Dada la diferencia en el incremento del área de luces en el total nacional, comparada con el incremento en las AP (14 787 frente a 813.4 km²/año), este análisis sugiere que la instalación de las AP es un instrumento útil, más no definitivo, en la contención de la actividad antrópica. Sin embargo, existe una gran variación en el registro de luces sobre las AP analizadas. Por ejemplo, si tomamos las 15 AP con mayor superficie en

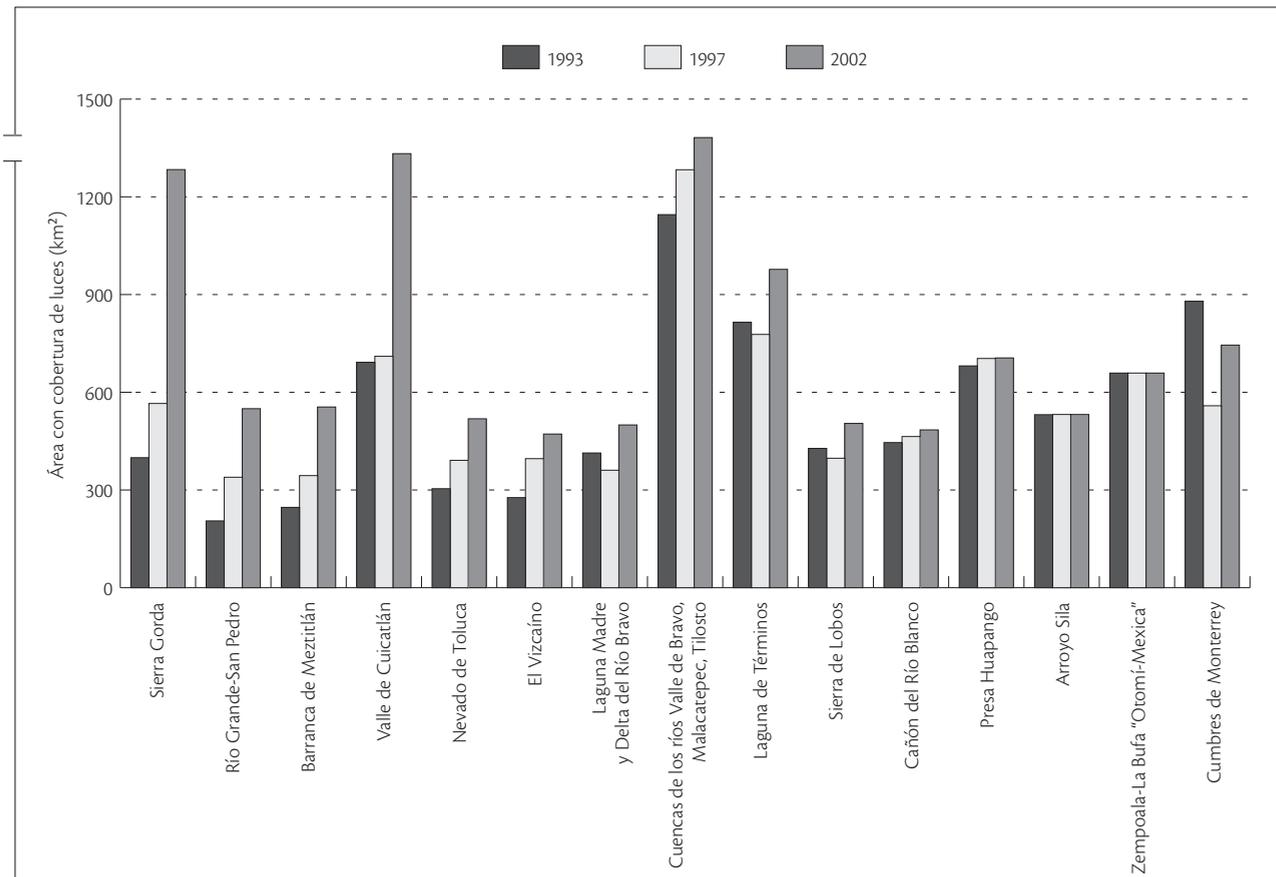


Figura 2 Cobertura de luces en las 15 ANP con mayor superficie en México durante los años 1993, 1997 y 2002.

México (Fig. 2), encontramos que existen áreas como la Sierra Gorda que han aumentado más de tres veces su área iluminada; la reserva de Río Grande-San Pedro y la Barranca de Meztitlán han aumentado en más de dos veces. Por el contrario, zonas como las de Arroyo Sila, Zempoala y La Bufa "Otomí-Mexica" prácticamente no han cambiado en cuanto al área cubierta con luces; incluso el área de Cumbres de Monterrey mostró una tendencia a la disminución del área iluminada.

Al comparar las coberturas de luces con los mapas de las ecorregiones de nivel I encontramos que hay ecosistemas con mayor presión antrópica: las selvas cálido-secas mostraron un aumento de 1.6 veces en la cubierta por luces al pasar de 2 341.2 km² en 1992 a 3 700 km² en 2002, mientras que las selvas cálido-húmedas aumentaron 1.5 veces al pasar de 2 669 a 3 954 km² en el mismo periodo. Este hallazgo del aumento de cobertura en luces en las selvas de México coincide con los análisis típicos de cambio en cobertura vegetal, utilizando como base de información las tres ediciones de la *Carta de*

uso actual del suelo y vegetación y la *Carta de vegetación primaria potencial* del INEGI, la cual señala que las selvas han sido los ecosistemas terrestres que han sufrido las mayores transformaciones y afectaciones por las actividades humanas (véase el capítulo 2 de este volumen).

En este análisis hemos señalado la tendencia en el aumento de la cobertura de luces en México, sin embargo, dada su correlación directa con factores socioeconómicos-ambientales, la potencialidad de esta herramienta es mayor, y puede ayudar a comprender y prevenir los efectos del desarrollo. Realizar el análisis de la cobertura de luces nocturnas nos es útil para tener un marco general de la presencia y el impacto potencial de la actividad humana sobre los ecosistemas. Son necesarios mayores estudios para conocer el comportamiento de los ecosistemas con esta influencia. Con las calibraciones adecuadas, este método nos permitiría detectar cambios a distintas escalas y tener seguimiento de las áreas prioritarias, y podría ser incluido en las acciones que evalúan los esfuerzos para la conservación de nuestro país.

documentado la extinción de 56 especies (véase el capítulo 10 del volumen I). De éstas, al menos 30 especies de vertebrados se extinguieron en México durante el último siglo incluyendo, entre otras, el bisonte (*Bison bison*), el oso gris (*Ursos arctos horribilis*), el carpintero imperial (*Campyphilus imperialis*), el cóndor de California (*Gymnogyps californianus*; esta especie ha sido reintroducida en Baja California, aunque su permanencia es aún muy precaria), el salmón del Río Colorado (*Ptychocheilus lucius*), el zanate de Lerma (*Quiscalus palustris*) y la nutria marina (*Enhydra lutris*), otrora abundante en las costas de Baja California (CONABIO 2008). Actualmente, la NOM-059-SEMARNAT-2001 considera 2 583 especies mexicanas bajo alguna categoría de riesgo (Semarnat 2002).

Además, la remoción de millones de hectáreas de vegetación natural ha menguado los procesos ecológicos subyacentes a los servicios ambientales (de los cuales depende la especie humana; capítulo 4 de este volumen), conduciendo a trastornos regionales y locales del clima y del ciclo hidrológico, mayor vulnerabilidad ante los eventos hidrometeorológicos extremos, erosión del suelo y contribuciones muy elevadas a las emisiones globales de gases de efecto invernadero (Maserá *et al.* 1997; Semarnat 2006a), con secuelas de dimensiones incalculables para la biosfera y la sociedad humana (MA 2005b; IPCC 2007).

Además de la destrucción del hábitat otros factores tienen un papel importante en el cambio de la biodiversidad, incluyendo la extracción de organismos, las especies exóticas y los contaminantes. Si bien otros capítulos presentan análisis específicos de estos factores de cambio, aquí incluimos una reseña breve, como parte de nuestra descripción general de los factores próximos responsables de las tendencias de cambio de la biodiversidad.

1.3.2 Extracción

La figura 1.4 sugiere que cerca o inmediatamente después de la transformación del hábitat viene la extracción y sobreexplotación directa. Es previsible que en el futuro este factor tenga una proyección menor en algunos casos, en parte debido a que simplemente el recurso habrá llegado a un grado de escasez tal que impida su explotación. Tal podría ser el caso de las pesquerías y de la extracción de maderas preciosas en algunas zonas tropicales del sureste. Naranjo y Dirzo *et al.* (en este volumen) presentan un análisis detallado de la magnitud y trayectorias de las extracciones de flora y fauna, por lo que aquí solo abordamos algunos aspectos generales.

La información disponible sugiere que la extracción directa se manifiesta con gran intensidad en sistemas acuáticos, principalmente marinos y de agua dulce. México es un país pesquero por tradición, que ha ocupado en los últimos cinco años el lugar 16 en el mundo, con un promedio de 1.45 millones de toneladas. No obstante, en la Carta Nacional Pesquera se consigna que de 75 unidades de manejo, 45 (60%) han alcanzado su rendimiento máximo (completamente explotadas) y en 20 (26.6%) se registra sobreexplotación de los recursos pesqueros (Sagarpa 2004). Lo anterior significa que 86.6% de nuestras unidades pesqueras marinas ya no pueden sufrir ningún incremento en su producción y muchas de ellas requieren acciones de manejo y protección para detener su deterioro. La sobrepesca en algunas lagunas costeras ha diezmando poblaciones de camarón, ostión y de otras pesquerías comerciales de gran importancia económica local y nacional (Olmsted 1993; López Portillo y Ezcurra 2002; Moreno Casasola *et al.* 2002; Carrera y De la Fuente 2003). Para 56 (84%) de los 65 cuerpos de agua dulce de mayor tamaño de México se desconoce el impacto de la actividad pesquera en las poblaciones naturales de las pesquerías comerciales. Para los nueve restantes se sabe que tres (5%) tienen poblaciones en deterioro, dos (3%) han alcanzado su rendimiento máximo sostenible y solo cuatro (8%) tienen potencial para incrementar el esfuerzo pesquero (Semarnat 2005a).

La pesca marina es una actividad extractiva que altera la composición de las comunidades en varios aspectos, incluyendo los niveles tróficos, grupos funcionales y la dinámica de poblaciones de todas las pesquerías comerciales, y de todas aquellas especies comúnmente atrapadas de manera accidental en las redes. Esta "captura incidental" incluye las tortugas marinas, los delfines, la vaquita marina, la totoaba y otras especies en alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2001, en muchos casos llevadas al borde de la extinción local (Semarnat 2000; Semarnat 2002, 2005a; INP 2007). Se consigna que en otros casos, como los tiburones, el merlín y los peces espada y vela, la alta presión de las actividades pesqueras (sobre todo las deportivas), por encima de lo que puede reponer el crecimiento poblacional de las mismas, las está llevando a la categoría de al borde de la extinción (Conapesca-INP 2004).

En el ámbito terrestre, si bien algunas fuentes señalan un deterioro en la biodiversidad de los ecosistemas terrestres debido a la actividad forestal, este efecto se debe más a las pautas poco sustentables de dicha explotación que a los volúmenes de productos forestales extraídos

(Calva 1989; Jardel 1998). De hecho, en el periodo 1990-2004 se ha extraído anualmente un volumen relativamente bajo, en promedio de 7.5 millones de metros cúbicos de madera en rollo (con un ámbito de variación relativamente pequeño, que va de 6.5 millones, en 1995, a 9.5 millones, en 2000), cifra que representa, en promedio, solo de 60 a 70 por ciento del volumen anual autorizado mediante permisos de aprovechamiento (mismo que oscila entre 10 y 15 millones de metros cúbicos), y que representa, además, menos de 25% del incremento anual de biomasa leñosa, estimado en 30.6 millones de metros cúbicos (Semarnap y UACH 1999). No obstante, es preciso señalar que en adición a la extracción comercial, el volumen de madera extraído mediante la tala ilegal se calcula entre 3 y 5 millones de metros cúbicos según la Semarnat (2006a, p. 124), aunque otras fuentes sugieren que este volumen es subestimado, y se argumenta que es cercano a los 13 millones de metros cúbicos por año (Torres Rojo 2004). Además, el uso de leña para combustible en el ámbito rural (donde representa la fuente principal de energía doméstica, así como para diversos usos de producción artesanal) se estima en un volumen anual de alrededor de 37 millones de metros cúbicos de madera, aunque una parte muy importante de este volumen es de madera muerta (Semarnap y UACH 1999, p. 9). Aun así, es probable que a escala nacional, con excepción de la estimación de Torres Rojo (2004), estas cifras de aprovechamiento no representen una presión desmedida sobre el recurso; por desgracia, estos aprovechamientos tienden a concentrarse en regiones o en ecosistemas con superficies relativamente circunscritas. Por ejemplo, la mayor parte del volumen de madera aprovechada legalmente proviene de solo cinco estados: Durango, Chihuahua, Michoacán, Oaxaca y Jalisco, que producen casi 75% del total, casi todo a partir de los bosques de pino, de pino y encino, y de oyamel, que representan más de 95% de la superficie aprovechada (Semarnat 2006a). Estos datos indican que la presión de extracción sobre estos ecosistemas, su biodiversidad y servicios ambientales es considerable (más detalles en el capítulo 5 de este volumen).

Por otra parte, una gama de especies silvestres mexicanas se exportan ilegalmente a países europeos (Austria, Bélgica, Holanda y la República Checa), asiáticos (Japón) y a Estados Unidos. El caso más notable es el de las cactáceas; actualmente se venden unos 7 a 8 millones de especímenes por año en el mundo, con un valor aproximado de hasta 2 000 dólares por ejemplar (véase el capítulo 5 de este volumen).

1.3.3 Especies invasoras exóticas

La figura 1.4 indica que las especies invasoras representan un factor de cambio menor en sistemas de alta diversidad, en particular las selvas húmedas (Dirzo y Raven 2003), mientras que en otros, en particular en sistemas acuáticos y sobre todo en las islas, son el factor predominante del cambio, al parecer de mayor importancia incluso que la transformación del hábitat en algunas instancias.

La presencia e impacto de especies exóticas es más conspicua en los ecosistemas de las aguas continentales. Por ejemplo, existe un gran número de moluscos invasores en el país, algunos de los cuales han causado grandes daños a la agricultura (arroz, café, etc.) y otros que no solo han desplazado a varias especies endémicas de sus hábitats naturales, sino que son portadores de tremátodos que matan a los peces al invadir sus branquias, dejan ciegas a las aves y afectan también a los humanos. En el caso de los peces el panorama es crítico, ya que de las 510 especies de agua dulce, en la NOM-059-SEMARNAT-2001 hay 169 en alguna categoría de riesgo, incluyendo 69 en peligro de extinción, 69 amenazadas y 20 que requieren protección especial. Las causas principales de su estado de amenaza son las alteraciones de hábitat (35%), el abatimiento de los niveles de agua (34%) y la presencia de especies exóticas/invasivas (31%). La importancia relativa de las especies introducidas en este caso es entendible al considerar que el número de especies exóticas de peces en México, hasta 2004, era de 115 (Contreras-Balderas *et al.* 2004). Los efectos económicos de estas invasiones apenas se empiezan a evaluar, pero podrían tener repercusiones graves como la pérdida de las cosechas de camarón (véanse los capítulos 5 y 6 de este volumen). De la misma manera, los peces diablo (*Loricariidae*) han perjudicado la pesca de tilapia en la presa Infiernillo, Michoacán, en 80%, causando pérdidas de un monto aproximado de 36 millones de pesos anuales, y dejan desempleados a 3 600 pescadores, con lo que se ve afectada una población de 46 000 personas (Mendoza *et al.* 2007). En otros casos, las repercusiones podrían llegar al extremo de provocar un embargo comercial.

Si bien el caso de los peces es notable, en muchos otros grupos se han presentado extinciones derivadas de la presencia de organismos exóticos invasores y se considera que esta situación ha ido en aumento, al punto de que actualmente están involucrados en la extirpación de especies nativas en más de 100 localidades dispersas en el país (véase el capítulo 5 de este volumen).

Además, el transporte marítimo de carga y de pasaje-

ros incluye la “contaminación” biótica de ecosistemas marinos con especies de flora y fauna de mares muy distantes, introducidas en ecosistemas ajenos por la descarga del agua de lastre. Más de 10 000 millones de toneladas de agua de lastre son transportadas anualmente por los barcos de todo el mundo, llevando consigo cada día alrededor de 3 000 especies marinas. La homogeneización biótica de los mares que provoca su descarga conlleva el riesgo de introducir especies exóticas altamente invasivas (IMO 1999; Sommer 2006). Estas incluyen el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), nativo del Mar Negro, un pequeño molusco que llegó a los Grandes Lagos del continente norteamericano a finales de los años ochenta y que fue detectado en los ríos Hudson y Misisipi en los noventa (Sommer 2006), por lo que es probable su pronta aparición en aguas salobres mexicanas. Asimismo, el virus del cólera (*Vibrio cholera*), ha sido transportado en agua de lastre desde su nativa Asia hasta las costas de México, y también se encuentran en aguas mexicanas especies de algas unicelulares como los dinoflagelados tóxicos (p. ej., *Alexandrium* spp., *Gymnodium* sp.), que amenazan con contaminar los mariscos y enfermar a quienes los comen (IMO 1999).

Un aspecto relacionado con el tema de las especies invasoras es el posible impacto de los organismos genéticamente modificados. La información disponible es aún muy limitada para intentar un diagnóstico, además de que este tema se trata, aunque con otros énfasis, en el capítulo 7 de este volumen.

1.3.4 Contaminantes

Las consecuencias de la incorporación de sustancias exógenas, nutrientes y contaminantes parece estar mejor documentada en el caso de los sistemas acuáticos en general, y en el de los costeros en particular, pero esto más bien podría reflejar falta de conocimiento que una importancia menor en el caso de los otros ecosistemas. Por ejemplo, los manglares sufren contaminación orgánica derivada de las industrias de la alimentación y bebidas, la papelera, la textil y la azucarera, así como por aguas residuales municipales sin tratamiento adecuado y por agroquímicos y estiércol lixiviados de campos agropecuarios. En consecuencia, muchos humedales están muy afectados por los procesos concomitantes de eutrofización ocasionados por esta contaminación. Otros humedales, sobre todo en el sureste del país, se encuentran contaminados por metales pesados, solventes e hidrocarburos derivados de las actividades petrolera, petroquímica, quí-

mica y otras industrias (Carabias y Landa 2006). Por otra parte, el mar hace las veces del mayor cuerpo receptor para los efluvios y contaminantes generados en todos los continentes. Ya existe en el Golfo de México una amplia “zona muerta”, contaminada por una mezcla tóxica de sustancias químicas y agroquímicos, llevada al mar por el Río Misisipi, en Estados Unidos (PNUMA 2005).

Por otra parte, los arrecifes coralinos, los ecosistemas marinos más exuberantes en términos de biodiversidad (pero entre los menos abundantes, en términos de su superficie relativa), aunque son muy importantes en los ciclos de vida de un gran número de especies pesqueras comerciales, han sido afectados por la contaminación derivada del desarrollo de infraestructura hotelera, portuaria y costera, mediante la sedimentación, las descargas de aguas negras, grasas, solventes, etc., además del acarreo de sedimentos por los ríos (producto de la deforestación de las cuencas altas) y la contaminación proveniente de los asentamientos humanos costeros. Todo esto se suma a la destrucción física debida a su uso para el anclaje de embarcaciones, a actividades turísticas no sustentables o sin control adecuado, así como a la producción de artesanías y aun de materiales para la construcción (UNEP-WCMC 2006).

Los cuerpos de agua naturales siempre han sido utilizados como una vía para llevar las excretas humanas y las aguas utilizadas en los hogares, las industrias y en la producción agropecuaria lejos de los asentamientos y demás sitios de producción, no obstante la incompatibilidad de este uso con su otra función principal, la de proveer agua potable para las personas. De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua, la mayoría de los ríos y lagos del país padecen algún grado de contaminación (CNA 2002). Si bien se han hecho esfuerzos durante los últimos años para aumentar el caudal de aguas tratadas, el volumen sigue siendo solo una fracción mínima del total generado (Semarnat 2006a). Además de la contaminación, que reduce la calidad del agua para la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos (y para la flora y fauna de los ecosistemas terrestres en las riberas de los cuerpos de agua), la extracción para uso humano (sobre todo como agua potable y para riego) ocurre la mayor parte de las veces a tasas por encima de la de recarga natural, lo que reduce la superficie y el volumen del cuerpo de agua (como en el caso del Lago de Chapala). Por otra parte, la CNA informa que 104 de los 653 acuíferos del país se encuentran sobreexplotados, la mayoría de ellos asociados a zonas de riego y centros urbanos importantes en el centro y norte del país (CNA 2007). Aunado a estos problemas, la cons-

trucción de infraestructura hidráulica altera los patrones temporales y espaciales del flujo de agua por las cuencas, afectando a diversos organismos acuáticos en su dinámica y desplazamiento poblacional (peces, aves acuáticas, crustáceos, etc.). Asimismo, la deforestación y erosión del suelo provocadas por prácticas no sustentables de usos del suelo aportan abundantes cantidades de sedimentos a los cuerpos de agua, aumentando su contaminación y eutrofización, a la vez que provocan su azolvamiento (Carabias y Landa 2006). La contaminación de origen orgánico e inorgánico es un importante factor de deterioro para la flora y fauna terrestres y acuáticas. En el caso de la contaminación de origen inorgánico, las concentraciones de metales pesados como el plomo y cromo, que se han registrado recientemente en regiones como el Golfo de México, superan hasta en 20 órdenes de magnitud los niveles detectados dos décadas atrás.

1.3.5 El cambio climático

La aplicación de varios modelos de circulación general al territorio de México (véase el capítulo 3 de este volumen; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez 1997) sugiere un impacto diferencial en términos del área propicia para el desarrollo y mantenimiento de los grandes tipos de vegetación (Fig. 1.4): un marcado efecto negativo en los ecosistemas de afinidad fría y templada (bosques de coníferas de altura, bosques mixtos y bosques mesófilos), y uno probablemente menor en los de afinidad cálido-húmeda (selvas secas y húmedas). Mientras que en los primeros se pronostica una reducción proporcional que va de intermedia (*ca.* 50%) a total (p. ej., en los bosques de coníferas de grandes elevaciones), en los últimos se pronostica una ausencia de cambio o incluso un incremento proporcional pequeño (5 a 10 por ciento). Sin embargo, estos datos deben verse con cautela, dada la poca resolución espacial de los modelos de circulación general (GCM) aplicados en una escala correspondiente a la del territorio nacional. Por otra parte, con base en los cambios generales predichos en la precipitación (reducción) y temperatura (aumento) promedio anuales en México, podemos esperar un aumento en la severidad de los incendios forestales y la sequía en muchas partes de la República.

Por otra parte, dados los efectos complejos del cambio climático global sobre la frecuencia y severidad de las tormentas, aún no es posible predecir con certidumbre la magnitud de los cambios en los huracanes e inundaciones. De cara al futuro, puede preverse que, de seguir la tendencia de cambio climático antropogénico proyecta-

da actualmente, el cambio climático podría ser uno de los factores directos de mayor impacto sobre la biodiversidad (Fig. 1.4).

Con este breve resumen de los factores directos que influyen en la biodiversidad, se hace patente que las pautas de desarrollo económico del país han dejado (y siguen dejando) huellas importantes en la existencia y distribución de la biota del país.

1.3.6 Costos y transacciones

México, país abastecedor de materias primas a la España imperial durante tres siglos, y hoy plenamente incorporado a las pautas de desarrollo convencional y al mercado global de recursos naturales, bienes transformados y mano de obra, así como productor y exportador de combustibles fósiles, ha experimentado de primera mano prácticamente todos los procesos de transformación y deterioro del medio ambiente, los recursos naturales, la biodiversidad y los servicios ambientales (Fig. 1.4) que han conllevado las interacciones y transformaciones económicas hasta ahora implícitas en dicho desarrollo. Estos costos ambientales del desarrollo tampoco han estado acompañados por las mejoras socioeconómicas esperadas, ya que el país ha experimentado resultados muy desiguales en cuanto a la generación y el reparto de la riqueza material y en los niveles de bienestar, los supuestos motivos de este “desarrollo” (Challenger 1998).

Si bien los cambios en la biodiversidad han traído beneficios económicos y sociales (ganancias personales, producción de alimentos, etc.), estos no han sido equitativos entre diferentes geografías y sectores de la sociedad, y han incurrido en costos ambientales, pero la cuantificación de estas transacciones en nuestro país es extremadamente pobre. El pago de algunos de esos costos podría ser muy alto: por ejemplo, la restauración de manglares y humedales en general, o la reversión de las 2 583 especies amenazadas a una condición libre de riesgo de extinción. En algunos casos el daño es irreversible, como la extinción conocida de 56 especies mexicanas (véase el capítulo 10 del volumen I). Esto sugiere un costo ambiental y de oportunidad considerable. En términos económicos se ha calculado que en México los costos monetarios del deterioro ambiental (incluyendo los desastres naturales) son sustantivos, con un promedio anual para el periodo 1996-2004 de entre 9.5 y 10.5 por ciento del PIB, o alrededor de 500 000 millones de pesos (INEGI 2005a).

Los cambios en la biodiversidad han significado, ade-

más, pérdidas o afectación de servicios ambientales (véase el capítulo 5 de este volumen). La evidencia disponible sugiere que la capacidad de los ecosistemas mexicanos para proveer estos servicios en muchos casos está disminuyendo. Por ejemplo, en lo que se refiere a los servicios de provisión de los ecosistemas terrestres, se reconoce que las áreas aptas para el establecimiento de nuevas zonas agrícolas, si bien existen en el plano teórico, están llegando a su límite, y que lo que se requiere para aumentar la producción agrícola son nuevas pautas de producción basadas en la sustentabilidad ambiental, más que en la expansión territorial de la actividad (Jaimes García *et al.* 2001; Nadal 2002). En el caso de los ecosistemas marinos y costeros de México, la capacidad de expansión de la actividad pesquera también se está acercando a su límite, ya que solo 33% de ellas cuenta con potencial de desarrollo (INP 1998).

En términos de disponibilidad de agua, México se encuentra en una situación crítica. La calidad del agua apunta a situaciones de apuro: 80% de las descargas de centros urbanos y 85% de las descargas industriales se vierten directamente en los cuerpos de agua sin tratamiento previo (CNA 2005). Si bien el país realiza esfuerzos para mejorar esta situación, los logros alcanzados, aunque buenos, hasta ahora siguen siendo muy deficientes y son frenados por carencias tecnológicas, presupuestales y hasta de voluntad política, ya que el tratamiento de las aguas residuales, atribución de los gobiernos municipales, en pocas ocasiones se considera como uno de los temas más importantes de sus agendas políticas (Semarnat 2006b, 2008). Por otro lado, muchas de las técnicas actuales de producción agropecuaria y forestal están ocasionando procesos de degradación del suelo. Un estudio reciente encontró que 45% del territorio nacional está afectado por algún grado de degradación del suelo, que se manifiesta en distintas variables, incluyendo la reducción de la fertilidad, la salinización y la erosión hídrica y eólica. Si bien la mayor parte de esta superficie padece un grado ligero (23.2%) o moderado (19.7%) de degradación, 1.4% del territorio presenta una degradación del suelo severo y 0.9% tiene una degradación extrema (Semarnat-Colpos 2003).

Aunque se observa un decremento en los niveles de contaminantes atmosféricos en las principales ciudades del país, los niveles son aún elevados, sobre todo en el caso de las micropartículas suspendidas, el ozono (O₃), el monóxido de carbono (CO), el bióxido de azufre (SO₂), el bióxido de nitrógeno (NO₂) y los compuestos orgánicos volátiles. Dichos niveles no son adecuados para la pro-

tección de la salud humana y vegetal (Semarnat 2005a, 2006b).

1.3.7 Tendencias bidireccionales

Contrapuestas a los impactos negativos sobre la biodiversidad, que son los predominantes, hay tendencias en el sentido opuesto, hacia la conservación de la biodiversidad, que también tienen causas próximas y de raíz. Dado que en el país estas tendencias son más débiles que las del deterioro (aunque no siempre es el caso en el ámbito local), no se analizan a detalle en este capítulo, ya que en la segunda parte de este volumen se examinan las estrategias de conservación. Además, otros capítulos de esta parte tocan el tema central del potencial de conservación de la biodiversidad fuera de las áreas naturales protegidas, con especial énfasis en los territorios indígenas (véanse los capítulos 13 y 15 de este volumen). Asimismo, es de destacar la notable tendencia, entre las comunidades rurales de México, a establecer programas de manejo y explotación forestal sustentable y certificación de sus productos (véase el volumen III de esta obra). Podemos referirnos a algunas de las acciones prácticas más destacadas en cuanto a revertir o frenar los impactos antropogénicos negativos.

La reforestación de las zonas deforestadas, sobre todo aquellas en donde existe una producción agropecuaria marginal o con tendencia productiva a la baja, o en las cuencas altas en donde la fuerza de la lluvia podría provocar la erosión del suelo cuesta abajo, es una actividad que ha cobrado una importancia y una efectividad cada vez mayores durante los últimos años, sobre todo en lo que se refiere a los esfuerzos gubernamentales. Después de varios años de intentos esporádicos, mal planeados e incluso mal concebidos, la reforestación en México llevada a cabo por el gobierno federal se impulsó de manera contundente a partir de 1995, con la creación del Programa Nacional de Reforestación (Pronare), operado por la entonces Semarnap (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca). A partir de la transferencia del Pronare a la Comisión Nacional Forestal (Conafor) se ha observado una mayor producción de plantas nativas, mejores niveles presupuestarios, mejor colaboración interinstitucional (p. ej., con la CONABIO), así como cambios sustantivos en las prácticas de reforestación y en los cuidados posplantación, que han permitido mejores tasas de sobrevivencia de los árboles, así como una superficie reforestada acumulada entre 1995 y 2005 de más de 1.8 millones de hectáreas (Semarnat 2006a). Tres progra-

mas de la Semarnat y la Conafor dirigidos a restablecer la cobertura de la vegetación en zonas deforestadas incluyen acciones para conservar y restaurar suelos, establecer plantaciones forestales con especies nativas o fomentar sistemas agroforestales en zonas abiertas al cultivo, entre otras. Por otra parte, existen programas enfocados al uso más sustentable de los ecosistemas forestales y de la biodiversidad, que incluyen el aprovechamiento forestal sustentable, la conservación y el aprovechamiento de la vida silvestre, el establecimiento de áreas naturales protegidas, las Unidades de Manejo Sustentable, el ecoturismo y programas de pago por servicios ambientales (PSA). Por ejemplo, el PSA se inició con una superficie incorporada de 126 818 hectáreas en 2003 y creció a 196 020 hectáreas en 2005 (Semarnat 2006c). La mayoría de estos esfuerzos son orientados hacia la mayor valoración económica de los ecosistemas, la biodiversidad y los servicios ambientales, en aras de hacer de la conservación y el uso sustentable de estos recursos una opción económicamente viable para la población rural. Si bien estas tendencias positivas son muy valiosas, resulta imperativo insistir en la importancia de promover y asegurar que los pobladores locales —los dueños de los ecosistemas— se beneficien de los ingresos económicos derivados del uso sustentable de sus recursos. El caso de las empresas forestales comunitarias es un ejemplo por demás notable de la protección del capital natural y la atención a la marginación socioeconómica de esas comunidades. Los resultados de estos programas aún no son capaces de contrarrestar las tendencias negativas predominantes, pero empiezan a arrojar resultados favorables, incluyendo una aparente reducción en la tasa de deforestación (Semarnat 2006c). No obstante, tales tendencias aparentes en el ámbito nacional tienen que sopesarse con otras situaciones, sobre todo en el ámbito regional. Por ejemplo, en algunas regiones la deforestación parece estar disminuyendo, lo cual se explica simplemente porque la vegetación remanente está totalmente deteriorada, al punto de que ya no es deforestable, o porque la vegetación está restringida a áreas del todo inaccesibles (Mendoza *et al.* 2005). Tal tendencia también puede deberse al abandono de las tierras por los emigrantes en algunos lugares, como la Sierra Gorda en Querétaro, aunque en otros esta migración tiene como efecto que los terrenos queden abiertos a la tala ilegal, como en el caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (R. González, com. pers.).

Fuera del ámbito de las acciones gubernamentales, es preciso recordar que el conocimiento tradicional de tipo botánico y ecológico sigue vivo: aún se sigue manipulan-

do y aumentando la diversidad genética y el germoplasma de los cultivos, y aun de las poblaciones de plantas silvestres y semidomesticadas (como los quelites, las calabacitas, los xonocostles y las pitayas) en las milpas, huertos y terrenos forestales de los campesinos, en especial de ciertas comunidades indígenas (Bye 1993; Casas *et al.* 1997; Lira y Caballero 2002). Además, muchas de estas comunidades poseen conocimientos tradicionales sobre la relación entre los ecosistemas y la disponibilidad del agua; tienen sistemas tradicionales de creencias religiosas y culturales relacionados con los ecosistemas, la flora y la fauna, o tienen sistemas comunitarios de conservación de los recursos naturales (véase el capítulo 15 de este volumen). Todo ello representa un arraigo cultural que se opone a las tendencias inherentes al modelo de desarrollo económico convencional que solo mide el valor del medio ambiente y los recursos naturales en el plano estrictamente material y monetario. Por último, existe una mejor y mayor conciencia pública sobre los temas de la conservación, y en general en relación con los problemas ambientales.

Si bien estas tendencias positivas son alentadoras, este capítulo hace evidente que el impacto antropogénico sobre la biodiversidad, en particular visto desde la perspectiva de los ecosistemas y sus servicios ambientales, ha sido considerable, y que las tendencias predominantes apuntan a una continuación de dicho impacto en el futuro. Es de esperarse que aun si los actuales procesos directos de deterioro ambiental cesan o disminuyen, las secuelas bióticas, en el sentido de las pérdidas de la biodiversidad, continuarán durante décadas o tal vez siglos. Este panorama se complica con el cambio climático global, que amenaza con cambiar los factores climáticos que en buena medida determinan la actual distribución de los ecosistemas, las especies y poblaciones, con resultados potencialmente desastrosos para una fracción importante de la biodiversidad nacional y los servicios ambientales que aporta a la sociedad del país. Es de esperarse, entonces, que los actuales esfuerzos incipientes que tienden a detener o aminorar las tendencias de cambio, a usar los recursos de manera sustentable y pretenden restaurar la cobertura vegetal aumenten en extensión e intensidad, en aras de implementar la urgente restauración ecológica del país y de hacer lo más compatible que se pueda la conservación de nuestra biodiversidad con el uso de la misma, para así capturar la esencia de capital natural que representan nuestros ecosistemas.

NOTAS

- 1 La cartografía serie I de uso del suelo y vegetación (INEGI 1968-1986) se elaboró con base en la fotointerpretación de imágenes aéreas y en el trabajo de campo. Las fotografías aéreas fueron tomadas entre 1968 y 1986, con un año promedio de 1976. La cartografía serie II de uso del suelo y vegetación (INEGI 2001) es una actualización de la serie I con base en la interpretación visual de imágenes del satélite Landsat TM de 1993 y en el trabajo de campo. La cartografía serie III (INEGI 2005b) se obtuvo a partir del análisis e interpretación de imágenes del satélite Landsat ETM+ del año 2002, sustentada mediante la verificación en campo realizada entre 2002 y 2003 (Mas *et al.* 2004; Victoria-Hernández 2005).

REFERENCIAS

- Abell, R., D.M. Olson, E. Dinerstein, P. Hurley, J.T. Diggs *et al.* 2000. *Freshwater ecoregions of North America: A conservation assessment*. Island Press, Washington, D.C.
- Aguilar, V. 2003. Aguas continentales y diversidad biológica en México: un recuento actual. *Biodiversitas* **48**: 1-15.
- Alcorn, J. 1984. Development policy, forests and peasant farms: Reflections on Huastec-managed forests' contributions to commercial production and resource conservation. *Economic Botany* **38**: 389-406.
- Altieri, M.A., M.K. Anderson y L.C. Merrick. 1987. Peasant agriculture and the conservation of crop and wild plant resources. *Conservation Biology* **1**: 49-58.
- Álvarez-Buylla, E.R., y R. García-Barrios. 1991. Seed and forest dynamics: A theoretical framework and an example from the Neotropics. *The American Naturalist* **137**: 133-154.
- Allmark, T. 1997. Environment and society in Latin America, en M.R. Redclift y G. Woodgate (eds.), *The international handbook of environmental sociology*. Edward Elgar, Cheltenham, RU, pp. 390-402.
- Amaral, S., G. Câmara, A.M. Vieira Monteiro, C.D. Elvidge y J.A. Quintanilha. 2007. *Nighttime lights – DMSP satellite data as an indicator of human activity in the Brazilian Amazonia: Relations with population and electrical power consumption*. Disponible en <www.dpi.inpe.br/gilberto/papers/dmsp_ceus.pdf>.
- Angelsen, A., y D. Kaimovitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: Lessons from economic models. *The World Bank Research Observer* **14**: 73-98.
- Arriaga, L., V. Aguilar y J. Alcocer (coords.). 2002. *Aguas continentales y diversidad biológica en México*. CONABIO, México.
- Balk, D., F. Pozzi, G. Yetman, U. Deichmann y A. Nelson. 2004. *The distribution of people and the dimension of place: Methodologies to improve the global estimation of urban extents*. International Union for the Scientific Study of Population, París. Disponible en <www.iussp.org/Activities/wgc-urb/balk.pdf>.
- Barrera-Bassols, N. 1995. *Ganadería y deforestación en Veracruz: procesos económicos y ecológicos de un espacio tropical*. Tesis de maestría, Instituto de Investigaciones Antropológicas, UNAM, México.
- Bartlett, A.A. 1994. Reflections on sustainability, population growth and the environment. *Population and Environment* **16**: 5-35.
- Basurto, X., y D. Hadley. 2006. *Grasslands ecosystems, endangered species, and sustainable ranching in the Mexico-U.S. borderlands: Conference Proceedings*. RMRS-P-40. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO.
- Boserup, E. 1980. *The conditions of agricultural growth: The economics of agrarian change under population pressure*. Aldine, Chicago.
- Bubb, P. 1991. The current situation of the cloud forest in northern Chiapas, Mexico. Final Report. Ecosfera-Pronatura-The Percy Sladen Memorial Fund-Fauna & Flora Preservation Society, Edimburgo, RU.
- Bye, R. 1993. The role of humans in the diversification of plants in Mexico, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 707-731.
- Calva, J.L. (coord.) 1989. *Economía política de la explotación forestal en México. Bibliografía comentada 1930-1984*. Universidad Autónoma Chapingo-Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Carabias, J., y R. Landa. 2006. *Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*, UNAM-El Colegio de México-Fundación Gonzalo Río Arronte, México.
- Carrillo, J., y C. Schatan (comps). 2005. *El medio ambiente y la maquila en México: un problema ineludible*, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, México.
- Carrera, E., y G. de la Fuente. 2003. *Inventario y clasificación de humedales en México*. Ducks Unlimited de México, A.C., México.
- Casas, A., J. Caballero, C. Mapes y S. Zárate. 1997. Manejo de la vegetación, domesticación de plantas y origen de la agricultura en Mesoamérica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **61**: 31-47.
- Cayuela, L., D.J. Goliche, J.M. Rey Benayas, M. González-Espinosa y N. Ramírez-Marcial. 2006. Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology* **43**: 1172-1181.
- Ceballos, G., y P.R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* **296**: 904-907.

- Cendra Garreta, J., y A.W. Stahel. 2006. Hacia una construcción social del desarrollo sostenible basada en la definición de sus dimensiones y principios, articulados a partir de la ecuación IPAT. Aproximación a sus implicaciones y debates. *Revista Internacional de Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo* 1: 1-32.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro*. CONABIO-Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre, México.
- Cifuentes-Lemus, J.L., y F.G. Cupul-Magaña. 2002. Un vistazo a la historia de la pesca en México: administración, legislación y esfuerzos para su investigación. *Ciencia Ergo Sum* 9: 112-118.
- CNA. 2002. *Compendio básico del agua en México*. Comisión Nacional del Agua, México.
- CNA. 2005. *Síntesis de las estadísticas del agua en México*. Comisión Nacional del Agua, México.
- CNA. 2007. *Estadísticas del agua en México*. Comisión Nacional del Agua, México.
- CONABIO. 1998. *La diversidad biológica de México: Estudio de país*. CONABIO, México.
- CONABIO. 2006. *Capital natural y bienestar social*. CONABIO, México.
- CONABIO. 2007. *Diversidad biológica de aguas continentales en México*, en <http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/doctos/dbaguas_mexico.html> (consultado en septiembre de 2007).
- Conafor. 2005. *Informe nacional de México para la evaluación de los recursos forestales mundiales 2005*. Disponible en <<http://www.fao.org/forestry/media/8859/0/176/>>.
- Conapesca e INP. 2004. *Plan de acción nacional para el manejo y conservación de tiburones, rayas y especies afines en México*. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca-Instituto Nacional de Pesca, Sagarpa, Mazatlán.
- Conapo. 2003. *La situación demográfica de México 2003*. Consejo Nacional de Población, México.
- Contreras, S., y M. Lozano. 1993. Water, endangered fishes, and development perspectives in arid lands of Mexico. *Conservation Biology* 8: 379-387.
- Contreras-Balderas, S., M.L. Lozano-Vilano *et al.* 2004. Peces y aguas continentales del estado de Tamaulipas, México, en M.L. Lozano-Vilano y A.J. Contreras-Balderas (eds.), *Libro homenaje al Dr. Andrés Reséndez-Medina*. UANL, Monterrey, pp. 283-298.
- Córdova, A., y C. de la Parra (eds.). 2007. *Una barrera a nuestro ambiente compartido: el muro fronterizo entre México y Estados Unidos*. INE, Semarnat-El Colegio de la Frontera Norte-Consortio de la Investigación y Política Ambiental del Suroeste, México.
- Crosby, A.W. 1986. *Ecological imperialism: The biological expansion of Europe, 900-1900* Cambridge University Press, Cambridge.
- Crutzen, P.J. 2002. Geology of mankind. *Nature* 415: 23.
- Del Río González, P. 2000. *Una nota analítica acerca de la relación entre desarrollo sostenible, crecimiento económico y sustentabilidad ambiental*. Disponible en <www.ucm.es/info/ec/jec7/pdf/com1-5.pdf>.
- Dietz, T., y E. Rosa. 1994. Rethinking the environmental impacts of population, affluence and technology. *Human Ecology Review* 1: 277-300.
- Dirzo, R. 1991. Rescate y restauración de la selva de Los Tuxtlas. *Ciencia y Desarrollo* 17: 33-45.
- Dirzo, R. 1992. Diversidad florística y estado de conservación de las selvas tropicales de México, en J. Sarukhán y R. Dirzo (eds.), *México ante los retos de la biodiversidad*. CONABIO, México, pp. 283-290.
- Dirzo, R., y M.C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6: 84-90.
- Dirzo, R., y P. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of the Environment and Resources* 28: 137-167.
- Dirzo, R., A. Aguirre, J.C. López y K. Boege. En revisión. Changes in metrics of plant diversity in fragmented and continuous tropical forest.
- Doll, C.N.H., J.P. Muller y C.D. Eldridge. 2000. Night-time imagery as a tool for global mapping of socioeconomic parameters and greenhouse gas emissions. *AMBIO* 29: 157-162.
- Ehrlich, P.R., y J.P. Holdren. 1971. Impact of population growth. *Science* 171: 1212-1217.
- Ehrlich, P.R., y A.H. Ehrlich. 1990. *The population explosion*, Touchstone Books, Nueva York.
- Eldridge, C.D., J. Safran, B. Tuttle, P. Sutton, P. Cinzano *et al.* 2007. Potential for global mapping of development via a nightsat mission. *GeoJournal* 69: 45-53.
- Espinoza-Pérez, H., P. Fuentes-Mata, M.T. Gaspar-Dillanes y V. Arenas. 1998. Notas acerca de la ictiofauna mexicana, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. UNAM, México, pp. 227-249.
- Estrada, A., y R. Coates-Estrada. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology* 17: 759-783.
- Ezcurra, E., y C. Montaña. 1988. La evolución del uso de los recursos naturales renovables del norte árido de México, en C. Montaña (ed.), *Estudio integrado de los recursos vegetación, suelo y agua en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, 1: Ambiente natural y humano*. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, pp. 21-37.
- Ezcurra, E. 1990. *De las chinampas a la megalópolis: el medio ambiente en la cuenca de México*, México.
- FAO. 2005. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. México. Informe nacional 189*, FAO, Roma. Disponible en <<http://www.fao.org/forestry/35853/en/>>.

- Fischer-Kowalski, M., y C. Amann. 2001. Beyond IPAT and Kuznets curves: Globalization as a vital factor in analysing the environmental impact of socio-economic metabolism. *Population and Environment* 23:7-47.
- Gans, O., y F. Jöst. 2005. *Decomposing the impact of population growth on environmental deterioration: Some critical comments on a widespread method in ecological economics*. Discussion Paper Series No. 422, Department of Economics, University of Heidelberg, Heidelberg.
- Gligo, N., y J. Morello. 1980. Notas sobre la historia ecológica de la América Latina, en O. Sunkel y N. Gligo (comps.), *Estilos de desarrollo y medio ambiente en América Latina*. *El Trimestre Económico*, núm. 36. Fondo de Cultura Económica, México, pp. 129-157.
- Gómez-Pompa, A. 1990. El problema de la deforestación en el trópico mexicano, en E. Lef. (coord.), *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM-Porrúa, México, pp. 229-255.
- Gutiérrez, J., R.J. Castillo, G. Castañeda y J.A. Sánchez. 1983. *Recursos naturales y turismo*. Limusa, México.
- Haines, M.R., y R.H. Steckel. 2000. *A population history of North America*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Halffter, G., y C.E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma, en G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, pp. 5-18.
- Harrison, P., y F. Pearce. 2000. *AAAS atlas of population and environment*. American Association for the Advancement of Science, University of California Press, Berkeley.
- Hinrichsen, D., y B. Robey. 2000. *Population and the environment: The global challenge*. *Population Reports*, Series M. No. 15. Johns Hopkins University School of Public Health, Baltimore. Disponible en <<http://www.infoforhealth.org/pr/m15/m15print.shtml>>.
- Hynes, P. 2006. *Taking population out of the equation*. Committee on Women Population and the Environment. Disponible en <<http://www.cwpe.org/resources/popcontrol/equation>>.
- IMO. 1999. *Alien invaders – Putting a stop to the ballast water hitch-hikers*. Focus on IMO, International Maritime Organization, Londres.
- INEGI. 1968-1986. *Carta de uso del suelo y vegetación*, Serie I, escala 1 : 250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.
- INEGI. 2001. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación*, Serie II (continuo nacional), escala 1 : 250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI. 2003. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria*, escala 1 : 1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI. 2005a. *Sistema de cuentas económicas y ecológicas de México, 1999-2004*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI. 2005b. *Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación*, Serie III (continuo nacional), escala 1 : 250 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.
- INEGI, CONABIO e INE. 2007. *Ecorregiones terrestres de México*, 1 : 1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto Nacional de Ecología, México.
- INP. 1998. *Atlas pesquero de México*, Instituto Nacional de Pesca, México.
- INP. 2007. Participación del Inapesca en el proyecto EP/GLO/201/GEF de la FAO. *Boletín del Instituto Nacional de Pesca*, Sagarpa, núm. 4, año 1, octubre de 2007. Disponible en <http://www.inp.sagarpa.gob.mx/Docs/Boletin07/doc/BoletinNo4A_o1_1.pdf>.
- IPCC. 2007. Summary for Policymakers, en S. Solomon, D. Qin, M. Manning, M. Marquis, K. Averyt et al. (eds.), *Climate change 2007: The physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- IUCN. 2004. *Lista roja de especies amenazadas*. Disponible en <<http://www.redlist.org>>.
- Jaimes García, S., B.D. Robles Rubio, M. Íñiguez Covarrubias, B. de León Mojarro y M. Villarreal Pulido. 2001. Metodología para evaluar la frontera agrícola en las cuencas hidrológicas. Artículo ANEI-S50102. Simposio 5. Manejo Integral de Cuencas. En *Memorias del XI Congreso Nacional de Irrigación*, 19 a 21 de septiembre, Guanajuato. Asociación Nacional de Especialistas en Irrigación, México.
- Jardel, E.J. 1998. Efectos ecológicos y sociales de la explotación maderera de los bosques de la Sierra de Manantlán, en R. Ávila, J.P. Emphoux, L.G. Gastélum, S. Ramírez, O. Schöndube et al. (eds.), *El Occidente de México: arqueología, historia y medio ambiente. Perspectivas regionales*. *Actas del IV Coloquio Internacional de Occidentalistas*. Universidad de Guadalajara-Instituto Francés de Investigación Científica para el Desarrollo en Cooperación, Guadalajara, pp. 231-251.
- Kareiva, P., y M. Marvier. 2003. Conserving biodiversity coldspots. *American Scientist* 91:344-351.
- Leaky, R., y R. Lewin. 1996. *The sixth extinction: Patterns of life and the future of mankind*. Anchor Books, Nueva York.
- Leff, E. 1986. *Ecología y capital: hacia una perspectiva ambiental del desarrollo*. UNAM, México.
- Leff, E. (ed.). 1990. *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM- Porrúa, México.

- Lira, R., y J. Caballero. 2002. Ethnobotany of the wild Mexican Cucurbitaceae. *Economic Botany* **56**:380-398.
- Liu, J., G.C. Daily, P.R. Ehrlich y G.W. Luck. 2003. Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature* **421**:530-533.
- López Portillo, J., y E. Ezcurra. 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques* número especial 2002:27-51.
- MA. 2005a. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- MA. 2005b. *Ecosystems and human well being: Opportunities and challenges for business and industry*. World Resources Institute, Washington, D.C.
- MacArthur, R.H., y E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Marten, G.G. 1986. *Traditional agriculture in southeast Asia: A human ecology perspective*. Westview Press, Boulder.
- Martínez, R., B.J. Stocks, y D. Truesdale. 2006. *Global forest resources assessment 2005. Thematic report on forest fires in the North American region*. Fire Management Working Paper FFM/15/, FAO, Roma.
- Martínez-Ramos, M. 1994 Regeneración natural y diversidad de especies arbóreas en selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **54**:179-224.
- Mas, J.-F., Velázquez, A., Reyes Díaz-Gallegos, J., Mayorga-Saucedo, R. Alcántara et al. 2004. Assessing land use/cover changes: A nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **5**:249-261.
- Masera, O.R., M.R. Bellon, y G. Segura, 1995. Forest management options for sequestering carbon in Mexico. *Biomass and Bioenergy* **8**:357-367.
- Masera, O.R., M.J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* **35**:265-295.
- May, R.M., J.H. Lawton y N.E. Stork. 1995. Assessing extinction rates, en J.H. Lawton y R.M. May (eds.), *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford, pp. 1-24.
- Maya, A.A., y M. Mazari. 1990. La educación ambiental a nivel universitario en México, en E. Leff (ed.), *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. II. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM-Porrúa, México, pp. 241-304.
- McCaa, R. (ed.) 2000. *The peopling of Mexico from origins to revolution*, en M. Haines y R.H. Steckel, *A population history of North America*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 241-304.
- Medellín Milán, P. 2003. *Agua: mal manejada*. Disponible en <<http://ambiental.uaslp.mx/docs/PMM-AP030116.pdf>>.
- Mendoza, E., y R. Dirzo. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): Evidence for the declaration of the northernmost tropical hotspot. *Biodiversity and Conservation* **8**:1621-1641.
- Mendoza, E., J. Fay, y R. Dirzo y 2005. A quantitative study of forest fragmentation in Los Tuxtlas, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural* **78**:451-467.
- Mendoza, R., S. Contreras, C. Ramírez, P. Koleff, P. Álvarez et al. 2007. Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. *Biodiversitas* **70**:1-5.
- Mikkelsen, G.M., A. González y G.D. Peterson. 2007. Economic inequality predicts biodiversity loss. *PLoS One* **5**:e444.
- Molina, S., y S. Rodríguez. 1988. *Turismo y ecología*. Trillas, México.
- Morán, J.A., y H. Galletti. 2002. *Causas económicas e incidencia del comercio internacional en la deforestación en México*, Centro de Derecho Ambiental, México. Disponible en <www.cemda.org.mx/artman2/uploads/1/deforestacio__769_n_en_me__769_xico__causas_econo__769_micas_e_incidencia_del_comercio_internacional_001.pdf>.
- Moreno Casasola, P., J.L. Rojas Galaviz, D. Zárate Lomelí, M.A. Ortiz Pérez, A.L. Lara Domínguez et al. 2002. Diagnóstico de los manglares de Veracruz: distribución, vínculo con los recursos pesqueros y su problemática. *Madera y Bosques* número especial 2002:61-88.
- Morett Sánchez, J.C. 2003. *Reforma agraria: del latifundio al neoliberalismo*. Plaza y Valdés, México.
- Mulder, K. 2006. *Sustainable development for engineers*. Greenleaf Publishing, Sheffield.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- Myers, N., y A.H. Knoll. 2001. The biotic crisis and the future of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **98**:5389-5392.
- Nadal, A. 2002. Lineamientos de una estrategia alternativa de desarrollo para el sector agrícola, en J.L. Calva (ed.), *Política económica para el desarrollo sostenido con equidad*, tomo II. Casa Juan Pablo-Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México.
- Nations, J.D., y R.B. Nigh. 1980. The evolutionary potential of Lacandon Maya sustained-yield tropical forest agriculture. *Journal of Anthropological Research* **36**:1-30.
- NOAA's National Geophysical Data Center (NGDC). 2006, en <http://www.ngdc.noaa.gov/dmsp/global_composites_v2.html> (consultado en marzo de 2006).
- Núñez-Farfán, J. 1997. *Estudio ecológico y genético de las poblaciones de Rhizophora mangle en México*. Instituto de Ecología, UNAM. Informe final SNIB-CONABIO proyecto núm. B007. Disponible en <www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/Inf%20B007%20primera%20parte.pdf>.
- Olmsted, I. 1993. Wetlands of Mexico, en D.F. Whigham, D. Dykyjova y S. Hejny (eds.), *Wetlands of the World*, Vol. 1. Africa, Australia, Canada and Greenland, Indian Subcontinent, Mediterranean, Mexico, New Guinea, United States. Junk Publishers, Dordrecht.

- Paliwal, R.L. 2001. Los ambientes de cultivo del maíz, en R.L. Paliwal, G. Granados, H.R. Lafitte y A.D. Violic (eds.), *El maíz en los trópicos: mejoramiento y producción*. Departamento de Agricultura, FAO, Roma.
- Palomares Peña, N.G. 1991. *Propietarios norteamericanos y reforma agraria en Chihuahua, 1917-1942*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua.
- Pascual Moncayo, P., y J. Woldenberg (coords.). 1994. *Desarrollo, desigualdad y medio ambiente*. Cal y Arena, México.
- Peña-Ramírez, V.M., y C. Bonfil. 2003. Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (*Quercus liebmanii* Oerst. y *Quercus magnoliifolia* Née) en la región de La Montaña (Guerrero), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 72: 5-20.
- Peterson, A.A., y A.T. Peterson. 2002. Aztec exploitation of cloud forests: Tributes of liquidambar resin and quetzal feathers. *Global Ecology and Biogeography Letters* 2: 165-173.
- Phifer, P., y P. Roebuck. 2001. The complexity of population growth: Reply to Pletscher and Schwartz. *Conservation Biology* 15: 1810-1811.
- Pimm, S.L., y T.M. Brooks. 2000. The sixth extinction: How large, how soon, and where?, en P.H. Raven (ed.), *Nature and human society: The quest for a sustainable world*. The National Academy of Sciences, Washington, D.C., pp. 46-62.
- Pineda, E., y G. Halffter. 2005. Relaciones entre la fragmentación del bosque de niebla y la diversidad de ranas en un paisaje de montaña de México, en G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, pp. 165-176.
- PNUMA, Semarnat e INE. 2004. *GEO México, 2004. Perspectivas del medio ambiente*. PNUMA-Semarnat, INE, México.
- PNUMA. 2005. Resumen de prensa – México, América Latina y el Caribe, 2 de marzo de 2005. Disponible en <<http://www.pnuma.org/informacion/noticias/2005-03/02mar05e.doc>>.
- Ramírez, J., y S.R.S. Cevallos-Ferriz. 2000. Consideraciones sobre las angiospermas (plantas con flores) fósiles de México. *GEOS* 20: 433-444.
- Redclift, M.R., y G. Woodgate (eds.). 1997. *The international handbook of environmental sociology*. Edward Elgar, Cheltenham, RU.
- Revel-Mouroz, J. 1972. *Aprovechamiento y colonización del trópico húmedo mexicano*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Robbins, A.M.J. 2006. *Global forest resources assessment 2005 – Report on fires in the Caribbean and Mesoamerican regions*. Working Paper FM/12/E, FAO, Roma.
- Ruiz, B. 2003. *Impacto de la fragmentación sobre los factores del ambiente físico y los patrones de herbivoría en plantas de la selva de Los Tuxtlas, Veracruz*. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Sagarpa. 2001. *Programa Sectorial de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, 2001-2006*. Sagarpa, México.
- Sagarpa. 2004. Acuerdo mediante el cual se aprueba la actualización de la Carta Nacional Pesquera y su anexo. *Diario Oficial de la Federación*, 15 de marzo de 2004, México.
- Sala, E., y N. Knowlton. 2006. Global marine biodiversity trends. *Annual Review of Environment and Resources* 31: 93-122.
- Savory, A. 2006. *Manejo holístico: un nuevo marco metodológico para la toma de decisiones*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza-Fundación para Fomentar el Manejo Holístico de Recursos, México.
- Semarnap-UACH. 1999. *Atlas forestal de México*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca-Universidad Autónoma Chapingo, México.
- Semarnap. 2000. *La gestión ambiental en México*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México.
- Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.
- Semarnat. 2003a. *Informe de la situación del medio ambiente en México: 2002. Compendio de estadísticas ambientales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Semarnat. 2003b. NOM-022-SEMARNAT-2003, que establece las especificaciones para la preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar. *Diario Oficial de la Federación*, 10 de abril de 2003. México.
- Semarnat. 2005a. *Indicadores básicos del desempeño ambiental de México: 2005*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Semarnat. 2005b. *Informe de la situación del medio ambiente en México: 2005*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Semarnat. 2006a. *La política ambiental en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Semarnat. 2006b. *La gestión ambiental en México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Semarnat. 2006c. *Programa anual de trabajo 2006*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Semarnat. 2008. Ningún gobierno estatal o municipal tiene excusa para no atender la demanda de agua potable: Elvira Quesada. Comunicado de prensa núm. 050/08, 28 de marzo de 2008. Semarnat, México.
- Semarnat-Colpos. 2003. *Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana*,

- escala 1:250 000. *Memoria nacional, 2001-1002*. Semarnat-Colegio de Posgraduados Chapingo, México.
- Simon, J.L. 1981. *The ultimate resource*. Princeton University Press, Princeton.
- Sluyter, A. 1996. The ecological origins and consequences of cattle ranching in sixteenth-century New Spain. *The Geographical Review* **86**: 161-177.
- Solomon, S., D. Qin, M. Manning, M. Marquis, K. Averyt *et al.* (eds.). 2007. *Climate change 2007: The physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Sommer, M. 2006. *Plagas marinas ¡Globalización de los océanos! Especies invasoras en el mar*. Waste. Disponible en <<http://waste.ideal.es/plagasdemar.htm>>.
- Sponsel, L.E., y P. Natadecha-Sponsel. 1988. Buddhism, ecology and forests in Thailand, en J. Dargavel, K. Dixon y N. Semple (eds.), *Changing tropical forests: Historical perspectives on today's challenges in Asia, Australasia, and Oceania*. Centre for Resource and Environmental Studies, Canberra, pp. 305-325.
- Sutton, P., D. Roberts, C. Elvidge y K. Baugh. 2001. Census from heaven: An estimate of the global human population using night-time satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing* **22**: 3061-3076.
- Tanuro, D. 2007. *¿Energías de flujo o energías de stock? Un caballo de Troya en la ecología de mar*. Disponible en <<http://www.vientosur.info/documentos/ecologia-marx.pdf>>.
- Tello, E., R. Garrabou y J. Cussó. 2007. *Tras las huellas ecológicas del metabolismo social: una propuesta metodológica para analizar el paisaje como humanización del territorio*. Disponible en <www.uib.es/depart/dha/seminari/comunicats/GarrabouTelloCusso.pdf>.
- Toledo, V.M., J. Carabias, C. Mapes y C. Toledo. 1985. *Ecología y autosuficiencia alimentaria*. Siglo XXI Editores, México.
- Toledo, V.M., J. Carabias, C. Toledo y C. González Pacheco. 1989. *La producción rural en México: alternativas ecológicas*. Fundación Universo Veintiuno, México.
- Toledo, V.M. 1990. Los procesos de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica en México, en E. Leff (ed.), *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM-Porrúa, México, pp. 91-227.
- Toledo, V.M., y M.J. Ordóñez. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: A review of terrestrial habitats, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.), *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 757-777.
- Torres Rojo, J.M. 2004. *Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020*. Informe Nacional México. FAO, Roma.
- Trejo, I., y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: A national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* **94**: 133-142.
- Tudela, F. 1990. Recursos naturales y sociedad en el trópico húmedo tabasqueño, en E. Leff (ed.), *Medio ambiente y desarrollo en México*, Vol. I. Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Humanidades, UNAM-Porrúa, México, pp. 149-189.
- UNEP-WCMC. 2006. *In the front line: Shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs*. UNEP-WCMC, Cambridge, RU. Disponible en <http://sea.unep-wcmc.org/resources/publications/UNEP_WCMC_bio_series/24.cfm>.
- UNEP. 2002. *Vital water graphics: An overview of the state of the world's fresh and marine waters*. United Nations Environment Programme-Grid Arendal, Nairobi.
- Victoria-Hernández, A. 2005. *Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación*, Serie III, escala 1:250 000. Convención Nacional de Geografía 2005. Manzanillo.
- Villers-Ruiz, L., y I. Trejo-Vázquez. 1997. Assessment of the vulnerability of forest ecosystems to climate change in Mexico. *Climate Research* **9**: 37-93.
- Waggoner, P.E., y J.H. Ausubel. 2002. A framework for sustainability science: A renovated IPAT identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **99**: 7860-7865.
- WCED. 1987. *Our common future*. World Commission on Environment and Development, Oxford University Press, Oxford.
- Wilson, E.O., y F.M. Peter (eds.). 1988. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- Williams-Linera, G. 2007. *El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático*. Instituto de Ecología, A.C.-CONABIO, Xalapa.
- WWF. 2006. *Chihuahuan freshwater – A global ecoregion*, en <www.panda.org/about_wwf/where_we_work/ecoregions/chihuahuan_freshwater.cfm>.
- WWF. 2007. *Especies en riesgo. Peces de Cuatrociénegas*, en <http://www.wwf.org.mx/wwfmex/esp_peces4c2.php>.
- YCELP y CIESIN. 2008. *Environmental performance index*, en <<http://epi.yale.edu/Home>> (consultado en agosto 2007).
- Zamora-Arroyo, F., S. Cornelius, J. Pitt, E. Glenn, P. Nagler *et al.* 2005. *Prioridades de conservación en el Delta del Río Colorado: México y Estados Unidos*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, México.