

Capítulo 7

Impacto de la agricultura sobre la extensión, distribución y biodiversidad de ecosistemas naturales

Marcelo Cabido

1. Descripción del problema. El Panorama Global

Una de las manifestaciones más evidentes de las actividades humanas sobre la biosfera es la conversión de paisajes naturales en ecosistemas intensamente manejados para agricultura, pasturas y plantaciones forestales. (Ramankutty et al. 2002, Foley et al. 2005, Millennium Ecosystem Assessment 2005). La expansión e intensificación de la agricultura durante los últimos 50 años no registra precedentes en la historia de la humanidad.

Entre 1960 y 2000 la población mundial se duplicó hasta alcanzar los 6.000 millones de habitantes y la economía global creció 6 veces (FAO 2001); paralelamente, la demanda de alimentos y de servicios ecosistémicos aumentó en forma significativa. En ese contexto, la agricultura realizó un aporte fundamental satisfaciendo las demandas de alimento de una población en rápido crecimiento (Tilman et al. 2001; Cassman y Wood 2005).

Aun cuando la agricultura moderna ha sido exitosa en incrementar la producción de alimentos y fibras, los cambios en el uso de la tierra han desencadenado problemas ambientales a diferentes escalas (DeFries et al. 2004). La agricultura es responsable de gran parte de los impactos sobre los ecosistemas no agrícolas y acuáticos del mundo relacionados al uso de la tierra (Tilman 1999, Tilman et al 2001, Green et al. 2005, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Algunas de sus consecuencias son la pérdida de hábitats, la alteración de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y la disminución de su capacidad para continuar proveyendo servicios (regulación del clima, calidad del aire y del agua, fertilidad de los suelos, etc.) y recursos valiosos (alimento, fibras, agua dulce, productos forestales, etc.; Foley et al. 2005, Millenium Ecosystem Assessment 2005). Cerca del 40 % de la superficie libre de hielos del planeta está actualmente bajo agricultura, producto de la conversión de bosques, sabanas y pastizales naturales (Foley et al. 2005). Casi la mitad de las áreas cultivadas actualmente en el mundo pueden estar experimentando algún grado de erosión, pérdida de fertilidad o sobrepastoreo (Wood et al 2000). Los cambios en el uso de la tierra pueden también alterar los climas regionales a través de

diversos efectos como cambios en la radiación y en el balance de agua (IPCC 2000, Heck et al. 2001, Negri et al 2004). Por ejemplo, la deforestación de bosques tropicales a gran escala puede originar un clima más cálido y seco, mientras el clareo de bosques templados y boreales puede producir un enfriamiento por aumento del albedo (Foley et al. 2005). Investigaciones realizadas en las últimas décadas han aportado evidencias del efecto de los cambios en la cobertura del territorio sobre el incremento del carbono atmosférico y, consecuentemente, sobre el sistema climático global (Wang et al. 2006). Tan solo el reemplazo de bosques tropicales por cultivos es responsable del 12 al 26% del total de emisiones de dióxido de carbono a la atmósfera (DeFries y Achard 2002, Houghton 2003) (Fig. 1). Además, aproximadamente entre el 20 y el 30% del total de las aguas superficiales disponibles en el planeta es utilizada para irrigar cultivos (Cassman y Wood 2005), y la fijación de nitrógeno a través de la producción de fertilizantes actualmente iguala, o hasta excede, la fijación biológica natural (Galloway et al. 1995, Smil 1999).

2. Dimensión/extensión del problema

En las últimas décadas ha surgido un renovado interés por conocer la distribución y extensión de la superficie de tierras cultivadas y las tasas de conversión de ecosistemas naturales en agricultura (Ramankutty et al. 2008). Este interés se relaciona con la preocupación de la comunidad científica internacional por la evaluación y estimación de las regiones del mundo que están sufriendo los cambios más significativos en el uso del suelo y en los tipos de cobertura (Lepers et al. 2005, Hurtt et al. 2006), como así también en el ciclo global del carbono (Leckie et al 2002, McGuire et al. 2005).

Hasta el advenimiento de información satelital, los datos sobre la extensión y distribución de la agricultura provenían principalmente de inventarios y censos realizados en el terreno. Sin embargo, algunos estudios han advertido que las estadísticas oficiales de algunos lugares del mundo (por ej., China), pueden reportar tan sólo el 50% de las áreas destinadas efectivamente a la agricultura (Seto et al. 2000). Nuevas aproximaciones basadas en la combinación de datos de cobertura derivados de satélites y de inventarios (censos) en el terreno, han producido información más confiable sobre la superficie ocupada por cultivos y pasturas y su distribución a escala continental a global (Wang et al. 2006, Ramankutty et al. 2008).

La extensión actual de la superficie bajo agricultura es un fenómeno nuevo en la superficie de la Tierra. Richards (1990) sostiene que ha habido una mayor expansión de la agricultura desde la Segunda Guerra Mundial hasta la actualidad, que durante todo el siglo XVIII y la primera mitad del XIX. Norse et al. (1992) reportan que entre 1882 y 1991 la superficie cultivada en el Mundo aumentó el 74 % (de 0,86 a 1,5 billones de ha), mientras los bosques se redujeron en un 21 % (de 5,2 a 4,1 billones de ha). Algo más tarde, Turner et al. (1993) señalaron que hacia 1990, 1.400 a 1.500 millones de hectáreas (área cercana al tamaño de Sudamérica) estaban bajo alguna forma de agricultura, mientras cerca de 7.000 millones de hectáreas (cerca de la mitad de la superficie terrestre) estaban cubiertas por pasturas y pastizales. Ramankutty y Foley (1999) reconstruyeron una base de datos histórica (de 1700 a 1992) de la superficie bajo agricultura para todo el mundo, indicando que los cultivos se expandieron desde cerca de 1.200 millones de hectáreas en 1900 a 1.800 millones de hectáreas (12% de la superficie terrestre libre de hielos) en 1990. Este aumento neto en áreas cultivadas incluye el abandono de 222 millones de ha desde 1900.

Las estimaciones más recientes, y quizás las más precisas, corresponden a Ramankutty et al. (2008). En base a una combinación de información de diferentes satélites y de datos de inventarios censales, estos autores concluyen que en el año 2000 había 15 millones de km² de tierras bajo agricultura (12 % de la superficie de la corteza libre de hielos) y 28 millones de km² de pasturas implantadas para ganadería (22 % de la superficie libre de hielo). En conjunto, las estimaciones de la FAO, Richards, Norse, Turner, Ramankutty, Foley y otros investigadores, reflejan que el uso del suelo para agricultura y extracción de productos forestales, pero especialmente para la primera, ha ocasionado la pérdida neta de 7 a 11 millones de km² de bosques en los últimos 300 años (FAO 2004, Ramankutty 2004, Ramankutty et al. 2008). Bosques intensamente manejados, como las plantaciones para madera en Norte América, o de palmeras para aceite en el sudeste de Asia, también han reemplazado a bosques naturales y cubren actualmente cerca de 2 millones de km² (Williams 1990).

De los datos expuestos se desprende que cultivos y pasturas se han convertido en uno de los biomas más ampliamente distribuidos del planeta (cerca del 40% de la superficie), casi igualando en extensión a los bosques (Clay 2004, Ramankutty et al. 2008)

(la Tabla 1 muestra la expansión de la agricultura en Sudamérica). Este incremento, junto a cambios en las prácticas de uso del suelo han permitido duplicar la producción de granos en las últimas cuatro décadas (actualmente próxima a 2.000 millones de tn año⁻¹) (Mann 1999).

3. Distribución geográfica de las tierras cultivadas

Las principales áreas de cultivo del mundo son: el cinturón maicero de Estados Unidos, las praderas de Canadá, el cinturón cerealero de Europa, las llanuras de inundación del Ganges y las zonas de trigo y arroz del este de China, las Pampas de Argentina y el cinturón triguero de Australia. Áreas de menor extensión ocurren en distintos lugares del mundo mientras grandes sectores de África se caracterizan por una agricultura de subsistencia (Ramankutty et al. 2008).

Si bien la presión de colonización de nuevas tierras para agricultura está en aumento a escala mundial, los cambios globales en la agricultura enmascaran una variación espacial importante, especialmente desde la perspectiva del desarrollo y la conservación: mientras la extensión de la superficie destinada a agricultura y pasturas ha disminuido en los países desarrollados (alrededor de 1,3% 1961-1999, FAO 2001), esto se opone a una continua expansión en los países en desarrollo (18,8% de aumento entre 1961-1999) (Ramankutty et al. 2008). Actualmente, el área dedicada a cultivos y pasturas alcanza a 27 millones de km² en los países en desarrollo y a 15 millones de km² en los desarrollados (valores calculados a partir de datos en Ramankutty et al. 2008) Las evidencias del cambio en la cobertura de bosques a escala global muestran que la expansión reciente de bosques boreales y templados es superada por la continua pérdida de ecosistemas forestales en regiones tropicales, principalmente debida a la conversión para agricultura (FAO 2001) (Fig. 2).

La superficie bajo agricultura se está expandiendo en cerca del 70% de los países, disminuyendo en el 25% y permanece estable en un 5% (FAO 2004). La cobertura de bosques se estima que se ha reducido cerca de un 40% en tiempos históricos, principalmente como consecuencia de la expansión de la agricultura (FAO 2001, Ramankutty 2004). Esta declinación continúa, con 14.6 millones de hectáreas deforestadas anualmente durante los años 90'. Otros tipos de hábitats también han

experimentado cambios en tiempo histórico, como por ej., los pastizales tropicales, subtropicales y templados, las sabanas, los matorrales como así también los pastizales inundables (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Como consecuencia del aumento de la población y de la demanda de alimento, es posible que el área cubierta por agricultura en los países en desarrollo (especialmente en Sudamérica y el África sub-Sahariana), aumente en un 30% en los próximos 50 años (Tilman et al. 2001), ocupando una nueva superficie equivalente a todas las selvas tropicales del Planeta (Mayaux et al. 1998). Siguiendo con la tendencia expresada más arriba, Rounsevell et al. (2005) predicen una disminución del área cultivada en el mundo desarrollado. Si bien el grueso de los cereales era producido por los países desarrollados en 1990, su representación proporcional en relación a otras economías del mundo disminuyó de un 54% en ese año al 46% en 1990. Al mismo tiempo, la contribución de los países en desarrollo aumentó, principalmente en Asia, que pasó del 33% en 1966 al 41% en 1990, seguramente por el incremento en la producción de arroz. La mayoría de los restantes países con economías en desarrollo ha mostrado durante las últimas dos décadas tendencias comparables, con la posible excepción del África Sub-Sahariana que ha mantenido su contribución proporcional.

4. Agricultura y biodiversidad. Impacto de la fragmentación y pérdida de hábitats

La destrucción de hábitats naturales para producir alimentos u otros productos de la agricultura para consumo humano o animal (por ej., commodities), representa una de las más severas y extendidas amenazas de la agricultura para la biodiversidad global (Tilman 1999, Foley et al. 2005, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Si bien las interacciones con otros factores como las invasiones biológicas, la incidencia de pestes y enfermedades y el cambio climático, son complejas y pueden tener efectos sinérgicos, hay sobradas evidencias de que los cambios en el uso del suelo, principalmente los vinculados al avance de la agricultura, constituyen un factor relevante (Sala et al. 2000). De acuerdo con Schallermann et al. (2005), la distribución de las tierras agrícolas es actualmente un indicador más preciso del estado de amenaza de la vida silvestre que la distribución de la población humana. Cuando las áreas de mayor actividad humana y destrucción de hábitats coinciden con áreas de alta diversidad o endemismo, entonces las implicancias negativas

para la biodiversidad se incrementan notablemente (Millenium Ecosystem Assessment 2005)

La agricultura impacta sobre los ecosistemas naturales y la biodiversidad a través de dos procesos principales. En primer término, la expansión de la agricultura implica la pérdida de hábitats prístinos y una presión de fragmentación sobre los hábitats relictuales o remanentes. La pérdida de hábitats puede tener un efecto desproporcionado a su área cuando la expansión de la agricultura ocurre en regiones del planeta con una diversidad de especies particularmente alta (Schalermann et al. 2004). Las plantaciones de palmeras para aceite, soja y goma, se están expandiendo notablemente en áreas de alta diversidad y con numerosas especies amenazadas (Aratrakorn et al. 2006). Hay evidencias de que la expansión de cultivos y pasturas permanentes ha reducido ya la extensión de hábitats naturales sobre suelos aptos para la agricultura en más del 50 % (Richards 1990, FAO 2001, Ramankutty et al. 2008), y una buena parte de los hábitats restantes está alterada por pastoreo sobre pasturas implantadas (Groombridge y Jenkins 2002, Green et al. 2005). Además, la agricultura ha sido indicada como el factor responsable del 90% de la deforestación de bosques tropicales (Benhim 2006). La desaparición de hábitats y áreas naturales por conversión a tierras agrícolas puede, por ejemplo, haber reducido la capacidad de carga de aves del planeta entre 20 y 25% desde los tiempos en que comenzó a desarrollarse la agricultura (Gaston et al. 2003).

El segundo proceso es la intensificación de los sistemas agrícolas ya existentes, orientada a incrementar el rendimiento por unidad de área (mayores detalles sobre diferentes aspectos de la intensificación pueden encontrarse en los Capítulos 9 y 12 de esta obra). La intensificación de la agricultura (a través de la irrigación y la aplicación de fertilizantes y pesticidas) puede reducir aun más el valor de la vida silvestre en las tierras agrícolas (Green et al 2005). Muchos cultivos se desarrollan a lo largo de un gradiente de intensificación, desde áreas con bajos aportes externos y consecuentes bajos rendimientos, hasta sistemas en los cuales la cosecha es maximizada a través de la eliminación de competidores, el uso de pesticidas y fertilizantes, una alta mecanización y el desarrollo de cultivares apropiados (Clay 2004). En algunos sistemas, la transición de producción de baja a alta intensidad puede incluso tener un impacto sobre la biodiversidad más severo que la

conversión de áreas prístinas a sistemas de agricultura de baja intensidad (Donald 2004).

Una consecuencia directa de la expansión de la agricultura es la fragmentación de hábitats. Se trata de la conversión de un hábitat natural extenso y continuo en parches pequeños, aislados o escasamente conectados, rodeados por una matriz de otro u otros tipos de hábitats (Wiens 1989, Forman 1995, Estades y Temple 1999). Esta transformación implica el paso de una situación uniforme/homogénea a otra heterogénea o “parcheada”, e incluye cambios tanto en el tamaño como en la configuración de los parches (Baldi et al. 2006) (en la Fig. 3 se presenta un ejemplo de fragmentación del bosque chaqueño en el norte de la Provincia de Córdoba). Por definición, el proceso de fragmentación implica la progresiva subdivisión de hábitats en fragmentos o parches y debería diferenciarse de la pérdida de hábitat, aunque debido a que ambos procesos se confunden en el mundo real (Fahrig 1997, McGarigal y Cushman 2002) sus efectos suelen considerarse en forma conjunta. La fragmentación puede ocurrir por perturbaciones naturales (vientos, fuegos, etc.) o por acción antrópica, como es el caso de la destrucción de la vegetación natural para agricultura. La fragmentación generalmente implica cambios en la composición, estructura y funcionamiento de las comunidades y el paisaje a diferentes escalas (McGarigal y McComb 1995). Parches grandes y parches próximos a otros serán menos afectados; contrariamente, fragmentos pequeños de hábitat sólo podrán sostener poblaciones pequeñas, más vulnerables a extinciones locales. Más aun, fragmentos pequeños pueden tener condiciones ambientales alteradas, como por ej. un marcado gradiente climático desde su borde al interior.

La expansión y la intensificación de la agricultura han sido ampliamente reconocidas como causas fundamentales de la pérdida de biodiversidad (Soulé 1983, Driscoll 2004). Tanto la fragmentación como la pérdida de hábitats pueden afectar la diversidad de las comunidades al menos de tres maneras diferentes: i) a través de la reducción del área de los parches o fragmentos, disminuyendo su aptitud para especies sensibles y con necesidad de áreas grandes (Herkert 1994); ii) por medio del aislamiento de parches entre sí, lo que afecta los movimientos de especies sensibles a ese aislamiento que quedan confinadas a cada fragmento (Villard et al. 1993), y iii) por el aumento en la proporción de “hábitats-borde” (o del efecto borde), incrementando las interacciones

negativas con especies de hábitats adyacentes (Temple y Cary 1988). Estos procesos pueden ocasionar una declinación en la riqueza o número de especies, por un lado, y el reemplazo de especies de alto valor por otras de bajo estatus e interés para conservación, por otro. La fragmentación de hábitats, especialmente por agricultura, también puede afectar a las especies cambiando el microclima (Saunders et al. 1991) o disminuyendo la abundancia de presas (Burke y Nol 1998). Las consecuencias de la fragmentación, tanto para poblaciones de plantas como de animales, varían dependiendo de factores como el tiempo desde la fragmentación, el tamaño de los parches o fragmentos, la distancia entre ellos, la forma de los fragmentos y también aspectos de la historia de vida de las especies. Sin embargo, la mayor parte de los estudios de los efectos de la fragmentación sobre la diversidad de especies han sido llevados a cabo en fragmentos rodeados por tierras cultivadas, y en muchos casos se ha invocado la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1967) para explicar los patrones de riqueza de especies. La teoría de metapoblaciones (Hanski 1998) provee algunos mecanismos a través de los cuales las especies podrían sobrevivir a la fragmentación, como la recolonización de parches compensando los efectos de extinciones locales. Esto ha sido rara vez observado en hábitats modificados antropogénicamente, especialmente en el caso de la fragmentación promovida por la expansión de la agricultura (Harrison y Bruna 1999). Las evidencias disponibles apuntan a que en ecosistemas fragmentados por actividades del hombre, las extinciones superan generalmente a las colonizaciones y la diversidad de especies declina gradualmente (Millar y Cale 2000).

Numerosos estudios adjudican a la expansión de la agricultura severas reducciones y declinaciones en poblaciones de aves en Europa (Gregory et al. 2005), América del Norte (Brennan y Kuvlesky 2005), Africa (Söderström et al. 2003), y Asia (Semwal et al. 2004). Efectos similares han sido reportados para otros grupos de organismos como plantas (Cagnolo et al. 2006), reptiles (Driscoll 2004), primates (Harcourt y Doherty 2005), y anfibios (Cushman 2006), entre otros (Fig. 4). En concordancia con estos resultados, distintos modelos puestos a prueba por Fahrig (2002) predicen que en paisajes más fragmentados se requiere más hábitat para la persistencia de una población de cualquier organismo.

Además de la reducción de la riqueza y diversidad de especies reportadas en la bibliografía, la expansión y la intensificación de la agricultura pueden producir cambios importantes en la composición de especies. Mientras muchas especies desaparecen o disminuyen en hábitats fragmentados, otras pueden incrementar notablemente su densidad poblacional. Por ej., especies adaptadas a hábitats disturbados y a bordes, que toleran la matriz circundante a los parches, o aquellas cuyos depredadores o competidores han declinado, frecuentemente aumentan su densidad después de la fragmentación. Por otra parte, en la matriz suelen prosperar poblaciones de especies exóticas o generalistas que hasta pueden invadir los fragmentos (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Otro aspecto relevante es la relación entre expansión de la agricultura y la ocurrencia de especies en riesgo de extinción. Evaluaciones realizadas en diferentes lugares del mundo muestran que la conversión de ecosistemas naturales a agricultura y pasturas es responsable del 37% de las amenazas a especies en peligro a escala global. En coincidencia con los patrones globales de expansión de la agricultura, estas cifras son sustancialmente más altas en países en desarrollo (40% de amenazas de 1039 especies en peligro) que en los países desarrollados (24% de 225 especies amenazadas) (BirdLife Internacional 2000, Green et al. 2005). Más aun, la importancia de la agricultura como fuente de amenazas parece ir en aumento. Esta tendencia es confirmada por la proporción de especies con cierto riesgo o “casi-amenazadas” en países en desarrollo (57% de un total de 687 especies) y desarrollados (33% de 95 taxones casi amenazados). Como es probable que estas especies con riesgo incipiente de extinción pasen a la categoría de amenazadas en los próximos años, esto implica que la agricultura es una amenaza creciente para las especies de aves. Datos sobre los cambios en poblaciones de otros vertebrados de ecosistemas templados y tropicales muestran tendencias similares a los de las aves (Loh et al 2002 , Jenkins et al. 2003). Un ejemplo que merece ser citado es la amenaza a la que está sometido el venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus* Cabrera 1943) como consecuencia de la pérdida y fragmentación de su hábitat por conversión de pastizales naturales a cultivos en Argentina (Bianchini y Pérez 1972, Demaría et al. 2004).

Considerando ecosistemas a escala continental, la fragmentación afecta a todos los

biomas, especialmente a los bosques. Más de la mitad de los bosques templados y casi un cuarto de las selvas tropicales han sido fragmentadas, en contraposición a sólo un 4% de los bosques boreales. Del mismo modo, Europa exhibe la mayor fragmentación y Sudamérica la menor (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Tomando todos estos datos en conjunto, se pone en evidencia que la expansión de la agricultura es la principal amenaza actual, y posiblemente futura, para la biodiversidad en sentido amplio (Green et al 2005).

5. El panorama en Sudamérica y en Argentina

Al igual que las tendencias puestas de manifiesto a escala global, los principales factores antrópicos de los cambios en el uso y en la cobertura del suelo en Sudamérica son la expansión de la agricultura y la deforestación (Eva et al. 2004). Los bosques tropicales húmedos de Sudamérica han cedido, entre 1990 y 1997, más de 16 millones de hectáreas a la agricultura y diversas plantaciones forestales (Achard et al. 2002). Como se expone en otras secciones de este capítulo, esta conversión de cobertura boscosa a agricultura y pasturas puede tener consecuencias dramáticas en el ciclo del agua, e incluso, en el clima regional (Nobre et al. 1991). Las Naciones Unidas (United Nations 2001) predicen para Latinoamérica un aumento de la población de 519 millones (año 2000) a 1.025 millones hacia mediados del siglo. Este crecimiento puede demandar una extensificación e intensificación del proceso de deforestación, principalmente para ampliar la superficie cultivada. La explotación comercial de productos forestales podría seguir idéntica tendencia.

Existen en la bibliografía distintas aproximaciones a la cartografía de la vegetación/tipos de cobertura de Sudamérica (por ej., Hueck y Seibert 1972, UNESCO 1981, Stone et al. 1994, Loveland et al. 1999, Friedl et al. 2002). Posiblemente la más reciente, y la que expresa con mayor precisión la superficie cubierta por agricultura a escala de todo el continente, es la de Eva et al. (2004). La base de datos presentada por Eva y colaboradores da cuenta de 4.277.000 km² (24,06%) convertidos a agricultura o mosaicos de bosques degradados con agricultura, pasando a ser el tipo de cobertura más extendido después de los bosques tropicales húmedos (Tabla 1). Con respecto a mapas anteriores, el trabajo de Eva et al. (2004) muestra el avance de la frontera agrícola hacia los bosques

tropicales húmedos y subhúmedos, tanto desde el oeste, a lo largo de Los Andes, como desde el sudeste. Del mismo modo, el extremo sudeste de la Amazonia brasilera muestra una fragmentación creciente. Brasil contiene el 67% de la selva amazónica y cerca de un tercio de las selvas tropicales húmedas del Planeta. La deforestación de la Selva Amazónica fue muy reducida hasta 1975, afectando aproximadamente el 0,6% de su superficie original. Pero entre 1975 y 1985 se perdió el 11% de esa selva, principalmente por conversión en pasturas para cría de ganado. Hacia fines de los 80' se habían deforestado en la Amazonia brasilera entre 17,6 y 19,2 millones de hectáreas de selvas, la mitad de ellas para agricultura, aunque en algunos estados como Rondonia se estima que la colonización para agricultura es responsable de más del 90% de la pérdida de bosques tropicales (Southgate et al. 1991). Si bien la alta tasa de pérdida de selvas tropicales en la Amazonia brasilera durante 1978 – 1989 (1,98 millones de hectáreas anuales) disminuyó en el período 1990 – 1994 (1,38 millones de ha año⁻¹), volvió a subir durante 1995 – 2000 (1,90 millones de ha año⁻¹). Estos datos están en evidente contradicción con la opinión de algunos ministros de gobiernos brasileros que predecían una caída en la tasa de pérdida de selvas tropicales en Brasil (Laurance et al. 2001). El proceso de deforestación muestra tendencias similares en Ecuador donde, a pesar de que los bosques tropicales cubren más de la mitad del nordeste del país, el 36% del territorio fue reclamado para colonización agrícola en 1991 (Southgate et al. 1991).

Otro aspecto evidente del mapa de Eva et al. (2004) es el aislamiento y fragmentación creciente de los ecosistemas naturales remanentes en el *cerrado* y *caatingas* de Brasil y en las *pampas* argentinas. En territorios del sur de Brasil (Parana, Río Grande do Sul y Santa Catarina) el área cultivada con soja pasó de 1,2 millones de hectáreas en 1970 a 6,9 millones de hectáreas en 1980 (Stedman 1998) y el incremento ha continuado hasta nuestros días. Al igual que la expansión de la agricultura en el sur del país, una gran superficie de sabanas y bosques bajos del *cerrado* ha sido convertida a agricultura, principalmente para el cultivo de soja. Originalmente el *cerrado* ocupó un territorio escasamente poblado, utilizado para ganadería extensiva (Smith et al. 1998); pero entre 1970 y 1985 el área cultivada creció en el centro-oeste del país de 2,3 a 7,4 millones de hectáreas, mientras la superficie con soja pasó de 14.000 hectáreas (1970) a 3,8 millones (1990) (Kaimowitz y Smith 2001). En las tierras bajas de Bolivia se observan tendencias

similares en el proceso de deforestación, con una aceleración en la tasa de pérdida de bosques (Pacheco 2006).

El mapa de Eva et al. (2004) insinúa también el proceso de expansión de la agricultura en el *chaco* del sur de Bolivia y norte y centro de Argentina (ver comentarios sobre la expansión de la agricultura en las ecorregiones de Argentina). Procesos similares se han descrito para Paraguay y Uruguay. Hacia el norte de los bosques tropicales húmedos, la agricultura también se ha expandido en los *llanos* de Venezuela.

Si bien el proceso de deforestación ha sido mucho más estudiado en los trópicos y subtropicos sudamericanos, donde parece tener una magnitud superior, también los bosques templados de Sudamérica han sufrido un proceso de pérdida y fragmentación. Echeverría et al. (2006) dan cuenta de una tasa de pérdida de bosques templados en el sur de Chile del 4,5% anual, con una desaparición del 67% de los bosques de un sector en el centro-sur de ese país entre 1975 y 2000.

En la República Argentina el incremento en la producción de granos ha seguido una tendencia similar a la de los países sudamericanos. En los últimos 50 años aumentó de 20 a 70 millones de toneladas (Fig. 5) y se estima que pronto podría llegar a 100 millones.

El proceso de conversión de ecosistemas naturales y semi-naturales en tierras agrícolas está concentrado en seis de sus ecorregiones: las Selvas de las Yungas y Paranaense, el Chaco Seco, el Chaco Húmedo, el Espinal y la Pampa (Brown y Pacheco 2006) (Fig. 6). En las ecorregiones restantes la agricultura está muy localizada en bolsones de riego (por ej. los “oasis” de riego del Monte, algunos valles patagónicos, o bien se trata de agricultura y plantaciones de subsistencia, fuertemente limitadas por las condiciones climáticas y edáficas predominantes (por ej., Reboratti 2006, da cuenta de la existencia de viejos andenes de riego en algunos lugares con clima menos rigurosos de la Puna). La ecorregión de la Patagonia es un semi-desierto que ocupa gran parte del sur del país y más del 20 % del territorio nacional (Cabrera 1976). Su relieve está formado por mesetas, planicies y montañas bajas. El clima seco y los suelos pobres representan severas limitaciones para la agricultura y, por lo tanto, la mayor parte de este territorio conserva ecosistemas naturales y semi-naturales con menor grado de

fragmentación y pérdida de hábitats que la Pampa, el Chaco y el Espinal, aunque con algunos sectores muy degradados por sobrepastoreo, especialmente de ovinos. La agricultura se ha desarrollado principalmente en valles paralelos a los principales ríos patagónicos y a territorios más húmedos cercanos a la cordillera de Los Andes.

Comparativamente, otras actividades como la explotación petrolera, han producido localmente un mayor impacto que la agricultura, especialmente por la alta densidad de caminos de exploración y por la generación de focos de contaminación (Bertonatti y Corchera 2001).

En términos generales, la tasa de deforestación, en gran parte debida a la conversión de bosques en tierras agrícolas, registrada por la FAO (2001) para Argentina (0,8 % anual) es una de las más altas de Sudamérica; más aun, seguramente esta tasa debe ser superior en algunos sectores puntuales del territorio.

En la ecorregión de las Yungas la expansión de la agricultura ha afectado el 90% de los bosques y selvas pedemontanas, reduciendo los contactos Yungas-Chaco al 16% de su extensión original (Brown y Malizia 2004, Pacheco y Brown 2006). Inicialmente, la conversión de los bosques pedemontanos se debió a la irrupción de la caña de azúcar, pero a partir de los 80' el proceso de transformación se aceleró de la mano de la soja, a una tasa de 10.000 hectáreas de Selva Pedemontana transformadas por año. De acuerdo con Gasparri y Menéndez (2004), el pedemonte de las Yungas originalmente comprendía 1.093.894 ha (sin incluir en esa cifra las zonas de transición con el Chaco); hacia 1997 más del 55% de esa superficie estaba ocupada por tierras agrícolas, conservándose 480.093 ha de bosques en distintos estados de conservación.

La Selva Paranaense (o Bosque Atlántico del Alto Paraná) forma parte del Bosque Atlántico Sudamericano, identificado por Conservation Internacional (Myers et al. 2000) como una de las veinticinco “zonas calientes” de biodiversidad del Planeta. Al mismo tiempo, se trata de uno de los bosques lluviosos más amenazado de la Tierra, del cual se conserva tan sólo el 7% de su superficie original (Placi y Di Bitetti 2006). En la Argentina aun persisten 1.123.000 hectáreas de bosques en esta ecorregión. La expansión de la agricultura se ha identificado como la principal amenaza para la fragmentación y pérdida de hábitats en la Selva Paranaense; los principales cultivos anuales incluyen caña de azúcar,

maíz, trigo, soja, algodón, tabaco, y perennes como café, yerba mate, té y forestales introducidas como pinos y eucaliptos. El proceso activo de deforestación comenzó con la colonización en la década del 30', con el propósito de abrir tierras para la agricultura, y se acentuó a partir de los 50' acompañando a los procesos inmigratorios de la posguerra (Mac Donagh y Rivero 2006). A partir de los 60 y 70, una buena parte de la deforestación tiene por objeto las plantaciones de especies forestales introducidas. Mac Donagh y Rivero (2006) dan cuenta de una alarmante declinación de la superficie boscosa original en Misiones, desde 2.000.000 de hectáreas a principios del siglo XX a 40.000 hectáreas de bosques prístinos y 800.000 ha de bosques secundarios en la actualidad. Contrariamente a lo observado en los estados del sur de Brasil, la soja no es todavía muy importante en la provincia de Misiones (Placi y Di Bitetti, 2006)

En la ecorregión del Chaco Seco (o Semiárido) un conjunto de factores concurrentes (demandas y precios del mercado internacional, paquetes tecnológicos, incremento en las precipitaciones en algunos sectores, etc.) han contribuido a un avance notable de la frontera agrícola durante la segunda mitad del siglo pasado. La expansión de la agricultura se ha producido a través de la conversión de grandes extensiones de bosques xerófilos estacionales que ha provocado tanto la desaparición de hábitats como su fragmentación. Durante los últimos 20 años este fenómeno ha ocasionado la pérdida de bosques maduros y secundarios en las provincias de Córdoba (Zak et al. 2004, Zak et al. 2008) (Fig. 3), Santiago del Estero (Boleta et al. 2006), Tucumán y Salta (Paruelo et al. 2005), Chaco y Formosa (Torrella y Adamoli 2006). A modo de ejemplos, pueden mencionarse los procesos de expansión en los departamentos del norte de Córdoba, que entre 1970 y 2000 perdieron más de un millón de hectáreas de bosques xerófilos estacionales (chaqueños) por conversión a cultivos anuales, principalmente soja (Zak et al. 2004) (Fig. 7 a). Un fenómeno similar ocurrió en el nordeste de Salta donde el 51% de los cultivos de soja de la campaña 2002-2003 fue sembrado sobre tierras que en 1988-1989 estaban cubiertas por vegetación natural, principalmente bosques del Chaco Seco y, en menor medida, de las Selvas Pedemontanas y Chaco Serrano (Paruelo et al, 2005) (Fig. 7 b). Además del efecto de los factores directos y subyacentes mencionados en el proceso de deforestación, también el precio diferencial de la tierra en relación a los valores de la ecorregión pampeana y un

proceso de concentración de tierra en grandes capitales, han promovido la deforestación a altas tasas. En algunos territorios, como por ej. el norte de Córdoba, estas tasas han alcanzado valores entre los más altos del mundo (Zak, 2008).

Morello et al. (2006) distinguen dos períodos en el uso de los recursos naturales de la ecorregión chaqueña: uno de cosecha ecosistémica y otro de agricultura generalizada. Durante el primero, el impacto del uso sobre los ecosistemas naturales fue reducido y es recién después de la “conquista” de la tierra por parte del hombre blanco cuando empieza una verdadera transformación del paisaje del Chaco, que alcanzará sus picos de máxima intervención durante las etapas taninera, primera y segunda (extracto industrial del tanino de los quebrachos colorados), de la colonia algodонера, de la agriculturización (agricultura con crecientes insumos externos) y, finalmente, la pampeanización del Chaco (aplicación de paquetes tecnológicos similares a los de la Pampa y expansión dramática del cultivo de soja) (Pengue 2005, Morello et al. 2006). El proceso de “sojización del país”, con una fuerte reestructuración e innovación tecnológica, alcanzó también al territorio chaqueño, que en los últimos 20 años ha sufrido una sorprendente expansión de la frontera agropecuaria (Soto 2006) (Fig. 7 b). Adamoli y colaboradores brindan en esta misma obra profusa información sobre el proceso de expansión de la frontera agropecuaria en la región chaqueña.

El desarrollo agrícola-ganadero del Chaco Húmedo registra patrones similares a los de toda la región chaqueña. La ganadería fue una actividad de escaso impacto hasta finales del siglo XIX, y recién a partir de principios del 1900, con las corrientes colonizadoras del sur y la expansión de la red ferroviaria, la ganadería alcanzó un desarrollo que produjo modificaciones importantes en los ecosistemas naturales (Ginzburg y Adámoli 2006). La agricultura se inició en el Chaco Húmedo hacia finales de 1800 y, al igual que en algunos sectores del Chaco Semiárido, se expandió durante las primeras décadas del siglo XX, hasta ocupar en los últimos años casi toda la superficie de tierras no inundables de la ecorregión (Ginzburg y Adámoli 2006).

El Espinal Periestépico (Lewis y Collantes 1973), Monte Periestépico (Frenguelli 1941) o Espinal (Cabrera 1976) se compone (o componía) de una faja de bosques xerófilos bajos en la periferia de la ecorregión pampeana. Gran parte del territorio del Espinal posee

suelos muy aptos para el desarrollo de actividades agrícolas, por lo cual sus bosques están en franca declinación desde hace décadas (Arturi 2006). La expansión de la agricultura desde la Pampa es responsable de la reducción del área de bosques, especialmente en las provincias de Córdoba y Santa Fé. Lewis et al. (2006) describen detalladamente los escasos relictos existentes en la actualidad en Córdoba, donde la agricultura ha desplazado casi la totalidad de los bosques y, los que aun se conservan, están siendo fragmentados de manera creciente en una matriz de cultivos anuales. También la agricultura puede vincularse a procesos de invasiones por especies leñosas exóticas; los escasos fragmentos existentes en algunos distritos como el Sanctafidense y el Entrerriense se observan invadidos por leñosas introducidas como el paraíso (*Melia azederach*), eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), acacia negra (*Gleditsia triacanthus*), y morera (*Morus alba*). Los caldenales del sur del Espinal y los talares del noreste de la provincia de Buenos Aires enfrentan desafíos similares a los restantes territorios de esta ecorregión (Arturi 2006).

La ecorregión de la Pampa es quizás la más profundamente transformada por la agricultura. El comienzo de la transformación de los pastizales del Río de La Plata estuvo asociado al arribo de los colonizadores europeos en la primera mitad del siglo XVI (Baldi et al. 2006). A partir de la colonización, los herbívoros nativos (venados, ñandúes y en algunas áreas guanacos), fueron reemplazados por herbívoros exóticos (mular, caballar, vacuno y ovino) (Camadro y Cahuepé, 2003). El fuego, utilizado por los aborígenes con diversos objetivos (caza, comunicación, etc.) fue adoptado para el manejo ganadero, y los extensos y altos pajonales existentes antes de la colonización fueron convertidos a pastizales de pastos bajos. Así, a lo largo del siglo XIX y principios del XX la mayor parte de los pajonales originales fueron reemplazados por tierras agrícolas, y los sitios con limitaciones edáficas (por salinidad, alcalinidad, o anegamiento), como la Pampa Inundable, se transformaron en pastizales bajos, dedicados a la producción de carne. Estos procesos estuvieron acompañados por pérdida de biodiversidad y una restricción de plantas perennes y fauna nativa a relictos y refugios (Horlent et al. 2003, Voglino et al. 2006). Esta etapa estuvo caracterizada también por la entrada de especies exóticas, principalmente del Mediterráneo, adaptadas a condiciones de suelos con laboreo. Mientras la ganadería fue el factor predominante hasta fines del siglo XIX, a partir de entonces la ganadería y la

agricultura han coevolucionado en la región (Viglizzo et al. 2006; ver también el capítulo a cargo de Viglizzo en esta misma obra). Durante las últimas décadas la expansión de la agricultura se incrementó considerablemente, junto a cambios globales en los mercados y a la incorporación de nueva tecnología (Paruelo et al. 2005). De esta forma se llegó al sistema de la siembra directa, variedades transgénicas de la mano de la aplicación del herbicida glifosato y de la implantación del sistema trigo-soja. En la región pampeana, como así también en el Espinal y en el Chaco, la difusión de la siembra directa ocurrió en forma simultánea a la de la soja. Hacia finales del siglo XX aparecen en la escena los organismos genéticamente modificados, en el caso que nos interesa, la soja transgénica resistente al glifosato, entre otros cultivos (Martínez –Ghersa y Ghersa 2005). Martínez-Ghersa y Ghersa (2005) han advertido sobre dos problemas inherentes al sistema siembra directa – soja en la región pampeana: por un lado, se observa una reducción en el número de especies de plantas del agroecosistema, con un 50% menos de las especies con respecto a potreros bajo siembra convencional; por otra parte, la siembra directa parece haber incrementado el riesgo de invasión de leñosas exóticas, como la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*).

A diferencia de lo ocurrido en el Chaco o en los Bosques Pedemontanos de las Yungas, donde la conversión a cultivos anuales involucró la pérdida de bosques, en la Pampa la última expansión de la agricultura no se hizo sobre vegetación natural, sino principalmente sobre pasturas sembradas (alfalfa y otras forrajeras) (Paruelo et al. 2005). Actualmente, la proporción de cobertura original en la Pampa varía regionalmente, seguramente en relación a las condiciones edáficas y topográficas que limitan la agricultura: en un análisis de cuatro de los distritos pampeanos, Baldi et al. (2006) concluyen que el 65,5% de su área de estudio está ocupada aun por pastizales utilizados para ganadería; sin embargo, aunque estos pastizales representan la situación más cercana a la vegetación original (estructural y florísticamente), están utilizados en forma intensiva, con más de 22.5 millones de cabezas de herbívoros domésticos en el año 2001 en la provincia de Buenos Aires (INDEC 2001, en Baldi et al. 2006).

6. El futuro

De acuerdo con la FAO (FAO 2000, *Agriculture: Towards 2015/30*), la producción de alimentos en el mundo casi se duplicó entre 1961 y 1996. Esto fue posible por un aumento del 12% en la superficie global de tierras cultivadas con granos y por el incremento del 10% en el área de pasturas permanentes. Además, el rendimiento por unidad de área creció un 106% en ese período como respuesta al aumento del 97% del área total irrigada, y del 638%, 203% y 854% en la producción de fertilizantes (nitrógeno y fósforo) y de pesticidas, respectivamente (Tilman 1999, Tilman et al 2001, FAO 2001). En casi el mismo período, la población mundial pasó de 3.000 a 6.000 millones de personas. Favorecida por una serie de avances tecnológicos (conocidos en conjunto como “revolución verde”), la producción de alimentos creció entre 1960 y 2000 a una tasa superior a la de la población humana y la desnutrición bajó del 17 % al 14 % de la población global (Fernández Alés y Solbrig 2001).

Aunque las estimaciones varían, la población mundial probablemente se incrementará en un 75% antes de estabilizarse entre 8 y 10 mil millones de habitantes hacia el año 2050 (Tilman 1999). Junto a este aumento en la población, se está produciendo un rápido incremento en el consumo *per capita* (Myers y Kent 2003.), y es posible que la demanda de alimentos aumente entre 2 y 3 veces hacia mediados del siglo (Tilman et al. 2001). Con el aumento en el consumo de carne en los países en desarrollo y el uso de granos como alimento para el ganado, este incremento en la población debería causar una demanda en la producción de granos de más del doble que la actual. A pesar de los progresos tecnológicos en la genética de granos, en el control de pestes y malezas, y en las prácticas de laboreo (por ej., siembra directa), la superficie total de tierras cultivadas para satisfacer las necesidades expuestas, debería incrementarse de $1,47.10^9$ hectáreas a $1,73.10^9$ hectáreas (Tilman et al 2001); esto significa un aumento del 18 % de la superficie cultivada con respecto a la actual.

Frente a estas tendencias, cabe preguntarse: ¿cuáles serán las consecuencias de una nueva duplicación en la producción de alimento en las próximas 4 o 5 décadas? ¿qué impactos produciría este incremento sobre el funcionamiento de los ecosistemas naturales (no agrícolas), y en los servicios que ellos ofrecen?

La agricultura a escala global se está acercando a una respuesta umbral. Ha pasado de ser una causa menor de degradación ambiental 35 años atrás, al principal factor de deposición de nitrógeno y fósforo en ambientes terrestres, acuáticos y marinos (ver Capítulo 9 de esta obra), como así también de la desaparición y fragmentación de hábitats y la pérdida de bosques y biodiversidad. Dadas las limitaciones mencionadas por Tilman (1999) acerca de las reales posibilidades de incrementar la producción de alimentos a través del avance y las innovaciones tecnológicas, es probable que para doblar esa producción deba recurrirse, como se expuso más arriba, a un marcado incremento en la superficie cultivada. Considerando que los mejores suelos se encuentran ya bajo algún tipo de cultivo, el aumento de la superficie para agricultura deberá ser desproporcionado para satisfacer las necesidades de mayor producción, Así, el aumento del 18 % en la superficie cultivada demandaría la pérdida de unos 268 millones de hectáreas de ecosistemas naturales y semi-naturales (por ej. los bosques subtropicales xerófilos estacionales remanentes del Chaco, el Cerrado, etc.) a través del mundo entero. La destrucción de ecosistemas naturales resultante, incrementaría la proporción de especies amenazadas y/o en peligro de extinción. También provocaría una liberación masiva de CO₂ por clareo y tala (Schlesinger 1991). Si se considera que los ecosistemas de alta diversidad ocurren generalmente sobre suelos poco fértiles (Houston 1979), la conversión de ecosistemas pobres en nutrientes en tierras de agricultura, produciría un impacto desproporcionado sobre la biodiversidad global. Si este efecto aumenta, como se proyecta para el doble de producción de alimento en las condiciones actuales, la agricultura transformará, a no dudarlo, el resto de los ecosistemas no agrícolas y naturales del planeta. El impacto ambiental global de la agricultura y de los cambios en el uso del suelo sobre los ecosistemas naturales y los servicios que ellos proveen puede ser tan serio como el cambio climático global.

El Informe de la FAO mencionado más arriba presenta expectativas más moderadas, basadas principalmente en que 4/5 del crecimiento obedecerá a la intensificación de la producción de granos y consecuentes mayores rendimientos y, por lo tanto, una disminución en la tasa de incremento de la superficie cultivada. Sin embargo, el mismo Informe predice los mayores incrementos en la superficie cultivada para Sudamérica, el África Sub-Sahariana y, en general, para los países con economías en desarrollo.

La tecnología (por ej., programas de desarrollo genético), contribuirá sin dudas a la intensificación mencionada. Pero, además, es necesario que la comunidad científica redoble sus esfuerzos para entender de qué manera están cambiando las tierras agrícolas globales y en evaluar sus implicancias en un futuro sustentable (Foley et al 2005). Por lo tanto, y a pesar de numerosas incertidumbres, es necesario progresar hacia el desarrollo de nuevos métodos para caracterizar los patrones espaciales de las tierras agrícolas a escala global, regional y local y la estimación del rol de la agricultura como modificadora de los ecosistemas y hábitas naturales, la reducción de la biodiversidad y el aumento de la tasa de extinción de especies (Green et al. 2005). Por ej., una línea que debería explorarse es la relación entre agricultura orgánica, agricultura extensiva y biodiversidad; hay evidencias en la bibliografía internacional sobre la forma en que la integración entre agricultura y conservación puede contribuir significativamente a conservar la biodiversidad, incluso de especies útiles para la agricultura (Banks 2004, Bengtsson et al. 2005, Robertson y Swinton, 2005, Cousins y Lindborg 2008).

El funcionamiento de los ecosistemas depende de los caracteres de las especies que los componen (composición de especies), del número de especies que contiene (riqueza y diversidad de especies), y de las condiciones físicas predominantes, especialmente el régimen de disturbios (Díaz & Cabido 2001, Díaz et al. 2007). Una consideración de los principios que gobiernan el efecto de la composición, la diversidad y los disturbios sobre los ecosistemas, puede sugerir las formas de disminuir los impactos de la agricultura o de convertirla en una actividad más productiva, estable y sustentable en el futuro.

**La presente publicación constituye la opinión de sus autores en los temas tratados y no necesariamente coincide con la de las entidades que integran el Foro de la Cadena Agroindustrial Argentina.*

Bibliografía

- Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J. et al. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297: 999-1003.
- Agcaoli, M. y M. W. Rosegrant. 1992. *Regional trends and projections for food supply, demand and trade in Asia*. Washington D.C.: International Food Policy Research Institute.
- Aratrakorn, S., Thunhikorn, S. y P.F. Donald. 2006. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. Bird Conservation International. (Cita tomada de Donald, P. and Evans, A.D. (2006).
- Arturi, M. 2006. Situación Ambiental en la Ecorregión Espinal. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 241-246.
- Baldi, G., Guerschman, J.P. y J.M. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116: 197-208.
- Banks, J.E. 2004. Divided culture: integrating agriculture and conservation biology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2: 537-545.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. y A. Weibull. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42: 261-269.
- Benhim, J.K.A. 2006. Agriculture and deforestation in the Tropics: a critical theoretical and empirical review. *Ambio*, 35: 9-16.
- Bertonatti, C. y J. Corcuera. 2001. *Situación Ambiental Argentina 2000*. Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Bianchini, J.J. y J.C.L. Pérez. 1972. Informe sobre la situación del ciervo de las pampas – *Ozotoceros bezoarticus celer* Cabrera 1943 – en la provincia de Buenos Aires. *Acta Zoologica Lilloana*, 39: 149-157.

- BirdLife International. 2004. *State of the World's Birds 2004: Indicators for our Changing World*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Boletta, P.E. Ravelo, A.C., Planchuelo, A.M. y M. Grilli. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 228: 108-114.
- Brennan, L.A. y W.P. Kuvlesky. 2005. North American grassland birds: an unfolding conservation crisis? *Journal of Wildlife Management*, 69: 1-13.
- Brown, A. y L.R. Malizia. 2004. Las selvas pedemontanas de las Yungas. En el umbral de la extinción. *Ciencia Hoy*, 14 (83): 52-63.
- Brown, A. y S. Pacheco. 2006. Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 28-31.
- Burke, D.M. and E. Nol. 1998. Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding Ovenbirds. *Auk*, 115: 96-104.
- Cabrera, A.L. 1976. *Regiones fitogeográficas argentinas*. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, Buenos Aires, Ed. ACME S.A.I.C.
- Cagnolo, L., Cabido, M. y G. Valladares. 2006. Plant species richness in the Chaco Serrano woodland from central Argentina: ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation*, 132: 510-519.
- Camadro, E.L. y M.A. Cauhépe. 2003. ¿Conservación o explotación? Las pampas intangibles. *Ciencia Hoy*, 13 (76): 48- 55.
- Cassman, K.G. y S. Wood. 2005. Cultivated systems. In: *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. Vol. 1, Hassan et al. (Ed.), pp. 745-794. Island Press, Washington D.C.
- Clay, J. 2004. *World Agriculture and the Environment: A Commodity-by-Commodity Guide to impacts and Practices*. Island Press, Washington DC.
- Cousins, S.A.O. y R. Lindborg. 2008. Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological*

- Conservation*, 141: 233-240.
- Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128: 231-240.
- DeFries, R.S. y F. Achard. 2002. New estimates of tropical deforestation and terrestrial carbon fluxes: Results of two complementary studies. *LUCC Newsletter*, 8: 7-9.
- DeFries, R.S., Foley, J.A. y G.P. Asier. 2004. Land use choices: Balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2: 249-257.
- Demaría, M., McShea, W.J., Koy, K. y N. Maceira. 2004. Pampas dear conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. *Biological Conservation*, 115: 121-130.
- Díaz, S. y M. Cabido. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution (TREE)*, 16: 646-655.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quetier, F., Grigulis, K. y T.M. Robson. 2007. Land Change Science Special Feature: Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Science*, 104: 20684-20689.
- Donald, P.F. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation Biology*, 18: 17-38.
- Donald, P.F. y A.D. Evans. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology*, 43: 209218.
- Driscoll, D.A. 2004. Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. *Ecological Applications*, 14: 220-240.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A. y A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130: 481-494.
- Estades, C.F. y S.A. Temple. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9: 573585.

- Eva, H.D., Belward, A.S., De Miranda, E.E., Di Bella, C.M., Gonds, V., Huber, O., Jones, S., Sgrenzaroli, M. y S. Fritz. 2004. A land cover map of South America. *Global Change Biology*, 10: 731-744.
- FAO. 2001. *FAOSTAT. FAO Statistical Databases*. Food and Agricultural Organisation of the United Nations, Rome.
- FAO. 2004. *FAOSTAT. Forestry database*. Food and Agriculture Organization, ROME. <http://faostat.fao.org>.
- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications*, 12: 346-353.
- Fernández Alés, R. y O.T. Solbrig. 2001. Are Famine and Malnutrition Questions of Supply or Demand? Implications for Global Rural Sustainability. En: Solbrig, O.T., Paarlberg, R. y F. di Castri (eds.), *Globalization and the Rural Environment*. Cambridge, Massachussets, Harvard University Press. Vol. 1, 49-71.
- Foley, J.A. y 18 colaboradores. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570-574.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics. The ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Frenguelli, J. 1941. Rasgos principales de Fitogeografía Argentina. *Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie), Botánica*, 3: 65-181.
- Friedl, M., McIver, D., Hodges, J. et al. 2002. Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 83: 287302.
- Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy II, H., Michaels, A. J.L. Schnoor. 1995. Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochemical Cycles*, 9: 235-252.
- Gasparri, I. y J. Menéndez. 2004. Recuadro. Transformación histórica y reciente de la Selva Pedemontana. *Ciencia Hoy*, 14 (83): 53.
- Gaston, K., Blackburn, T.M. y K.K. Goldewijk. 2003. Habitat conversion and global

- avian biodiversity loss. *Proceedings of the Royal Society of London (B)*, 270: 1293-1300.
- Ginzburg, R. y J. Adámoli. 2006. Situación Ambiental en el Chaco Húmedo. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corchera, J. (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 103-113.
- Grau, H. R., Gasparri, N.I. y M. Aide. 2005. Recuadro. Cambios ambientales y responsabilidad de los científicos: el caso del noroeste argentino. *Ciencia Hoy*, 15 (87): 16-17.
- Green, R.E. Cornell, S.J., Schalermann y A. Balmford. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307: 550-555.
- Gregory, R.D., van Strien, A.J., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A.W., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. y D.W. Gibbons. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London (B)*, 360: 269288.
- Groombridge, B. and M.D. Jenkins. 2002. World Atlas of Biodiversity. Earth Living Resources in the 21st Century. UNEP – WCMC.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*, 396: 41-49.
- Harcourt, A.H. y D.A. Doherty. 2005. Species-area relationships of primates in tropical forest fragments: a global analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42: 630-637.
- Harrison, S. y E. Bruna. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*, 22: 225-232.
- Heck, P., Lüthi, D., Wernli, H. y C. Schär. 2001. Climate impacts of European-scale anthropogenic vegetation changes: A sensitivity study using a regional climate model. *Journal of Geophysical Research*, 106: 7817-7835.
- Herkert, J.R. 1994. The effects of habitat fragmentation on Midwestern grassland bird communities. *Ecological Applications*, 4: 461-471.
- Horlent, N., Juárez, M.C. y M. Arturi. 2003. Incidencia de la estructura del paisaje sobre la composición de especies de aves de los talares del noroeste de la provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral*, 13: 173-182.

- Houghton, R.A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus, Ser. B*, 55: 378-390.
- Hurt, G.C., Frohking, S., Fearon, M.G., Moore, B., Shevliakova, E., Malyshev, S., Pacala, S.W. y R.A. Houghton. 2006. The underpinnings of land use history: Three centuries of global gridded land-use transitions, wood-harvest activity, and resulting secondary lands. *Global Change Biology*, 12: 1-22.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2000. *Land Use, Land-use Change, and Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jenkins, M. 2003. Prospects for Biodiversity. *Science*, 302: 1175-1177.
- Kaimowitz, D. y J. Smith. 2001. Soybean Technology and the Loss of Natural Vegetation in Brazil and Bolivia. In: Angelsen, A. D. Kaimowitz (Eds.), *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*, pp. 195-211. CAB International.
- Laurance, W.F., Albernaz, A.K.M. y C. Da Costa. 2001. Is deforestation accelerating in the Brazilian Amazon? *Environmental Conservation*, 28: 305-311.
- Leckie, D.G., Gillis, M.D. y M.A. Wulder. 2002. Deforestation estimation for Canada under the Kyoto Protocol: A design study. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 28: 672-678.
- Lepers, E., Lambin, E.F., Janetos, A.C., DeFries, R. Achard, F. Ramankutty, N. y R.J. Scholes. 2005. A synthesis of information on rapid land-cover change for the period 1981-2000. *Bioscience*, 55: 115-124.
- Lewis, J.P. y M. Collantes 1973. El Espinal Periestépico. *Ciencia e Investigación*, 29: 360-377.
- Lewis, J.P., Prado, D. y I. Barberis. 2006. Los remanentes de bosques del Espinal en la provincial de Córdoba. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 254-257.

- Loh, J. et al. 2002. *Living Planet Report 2002*. WWF, Gland, Switzerland. Disponible en: www.panda.org/downloads/general/LPR_2002.pdf.
- Loveland, T.R., Zhu, Z., Ohlen, D.O. et al. 1999. An analysis of the IGBP global land cover characterization process. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65: 1021-1032.
- MacArthur, R.H. y E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Mac Donagh, P. y L. Rivero. 2006. ¿Es posible el uso sustentable de los Bosques de la Selva Misionera?. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 210-217.
- Mann, C.C. 1999. Crop scientists seed a new revolution. *Science*, 283: 310-314.
- Martínez-Ghersa, M.A. y C.M. Ghersa. 2005. Consecuencias de los recientes cambios agrícolas. *Ciencia Hoy*, 15 (87): 37-45.
- Mayaux, P., Achard, F. y J.P. Malingreau. 1998. Global tropical forest area measurements derived from coarse resolution satellite imagery: a comparison with other approaches. *Environmental Conservation*, 25: 37-52.
- McGarigal, K. y S.A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation. *Ecological Applications*, 12: 335-345.
- McGarigal, K. y W.C. McComb. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs*, 65: 235-260.
- McGuire, A.D. et al. 2001. Carbon balance of terrestrial biosphere in the twentieth century: Analyses of CO₂, climate and land use effects with four process-based ecosystem models. *Global Biogeochemical Cycles*, 15: 183-206.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and Human Wellbeing: A framework Assessment*. Island Press, Washington DC.
- Miller, J.R. y P. Cale. 2000. Behavioral mechanisms and habitat use by birds in a

- fragmented agricultural landscape. *Ecological Applications*, 10: 1732-1748.
- Morello, J., Pengue, W. y A. Rodríguez. 2006. Etapas del uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 83-90.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:
- Negri, A.J., Adler, R.F., Xu, L. y J. Surratt. 2004. The impact of Amazonian deforestation on dry season rainfall. *Journal of Climatology*, 17: 1306-1319.
- Nobre, C.A., Sellers, P.J. y J. Shukla. 1991. Amazonia de-forestation and regional climate change. *Journal of Climate*, 4: 957-988.
- Norse, D., James, C., Skinner, B.J. y Q. Zhao. 1992. Agriculture, Land Use and Degradation. En: Doodge, J., Brennan, M., Goodman, G.T. and J.W.M. Riviere, An Agenda for Environment and Development into the 21st Century. Cambridge University Press.
- Pacheco, P. 2006. Agricultural expansion and deforestation in lowland Bolivia: the import substitution versus the structural adjustment model. *Land Use Policy*, 23: 205-225.
- Pacheco, S. y A. Brown. 2006. Recuadro. La biodiversidad de la Ecorregión Yungas ¿es sustentable a largo plazo? En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, p. 59.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P. y S. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15 (87): 14-23.
- Pengue, W. 2005. *Agricultura industrial y transnacionalización en América Latina. ¿La transgénesis de un continente?* PNUMA, Serie de Textos Básicos para la Formación Ambiental, 9.
- Placi, G. y M. Di Bitetti. 2006. Situación ambiental en la ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná (Selva Paranaense). En: Brown, A., Martínez Ortiz, U.,

- Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*.
Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 197-210..
- Ramankutty, N. 2004. Croplands in West Africa: A geographically explicit dataset for the use in models. *Earth Interactions*, 8: 1-22.
- Ramankutty, N., Evan, A.T., Monfreda, C. y J.A. Foley. 2008. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22: 1-19.
- Ramankutty, N. y J.A. Foley. 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 997-1027.
- Ramankutty, N., Foley, J.A. y N.J. Olejniczak. 2002. People on the Land: Changes in Global Population and Croplands during the 20th Century. *Ambio*, 31: 251-257.
- Reboratti, C. 2006. Situación Ambiental de las ecorregiones Puna y Altos Andes. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 33-39.
- Richards, J.F. 1990. Land transformation. In: *The Earth as Transformed by Human Action*. Turner et al. (Ed.), pp. 163-178. Cambridge Univ. Press, New York.
- Robertson, G.P. y S.M. Swinton. 2005. Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: a grand challenge for agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 38-46.
- Rounsevell, M.D.A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R. y T.R. Carter. 2005. Future scenarios of European agricultural land use. II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107: 117-135.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA). Estimaciones agrícolas, accesible en <http://www.sagypa.mecon.gov.ar/new/0-0/agricultura/otros/estimaciones/cultivos>
- Sala, O.E. et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.

- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- Schalerman, J.P.W., Balmford, A. y R.E. Green. 2005. The level of threat to restricted-range bird species can be predicted from mapped data on land use and human population. *Biological Conservation*, 123: 317-326.
- Schalerman, J.P.W., Green, R.E. y A. Balmford. 2004. Land-use trends in endemic bird areas: global expansion of agriculture in areas of high conservation value. *Global Change Biology*, 10: 2046-2051.
- Schlesinger, W.H. 1991. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Academic, San Diego.
- Semwal, R.L., Nautiyal, S., Sen, K.K., Rana, U., Maikhuri, R.K., Rao, K.S. y K.G. Saxina. 2004. Patterns and ecological implications of agricultural land-use changes: a case study from central Himalaya, India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102: 81-92.
- Seto, K.C., Kaufmann, R.K. y C.E. Woodcock. 2000. Landsat reveals China's farmland reserves, but they are vanishing fast. *Nature*, 406: 121.
- Smil, V. 1999. Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 647-662.
- Smith, J., Winograd, M., Gallopin, G. y D. Pachico. 1998. Dynamics of the agricultural frontier in the Amazon and savannas of Brazil: analyzing the impact of policy and technology. *Environmental Modelling and Assessment*, 3: 31-46.
- Söderström, B., Kiema, S. y R.S. Reid. 2003. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99: 113-124.
- Soto, G. 2006. Situación socio-económica del Chaco Argentino. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 91-94.
- Soulé, M.E. 1983. What do we really know about extinction? In: Schonewald-Cox, C.M.,

- Chambers, S.M., MacBride, B. and Thomas, W.L. (Eds.). *Genetics and Conservation. A reference for managing wild animal and plant populations.* Benjamin/Cummings, Menlo Park, California, USA.
- Southgate, D., Sierra, R. y L. Brown. 1991. The causes of deforestation in Ecuador: a statistical analysis. *World Development*, 19: 1145-1151.
- Stedman, P.A. 1998. *Root Causes of Biodiversity Loss: Case Study of the Brazilian Cerrado.* World Wildlife Fund, Washington, DC.
- Stone, T.A., Schlesinger, P., Woodwell, G.M. et al. 1994. A map of the vegetation of South America based on satellite imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60: 441-451.
- Temple, S.A. y J.R. Cary. 1988. Modeling the dynamics of forest interior bird populations in a fragmented landscape. *Conservation Biology*, 2: 305-312.
- Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agriculture expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Science*, 96: 5995-6000.
- Tilman, D. y 10 colaboradores. 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science*, 292: 281-284.
- Torrella, S. y J. Adamoli. 2006. Situación Ambiental de la Ecorregión del Chaco Seco. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005.* Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 75-82.
- Turner II, B.L., Moss, R.H. y D.L. Skole. 1993. *Relating Land Use and Global Landcover Change: A proposal for an IGBP-HDP Core Project.* International Biosphere-Geosphere Program: A study of global change and the human dimensions of global environmental change programme. 65 pp.
- UNESCO. 1981. *Carte de la Végétation d'Amérique du Sud.* UNESCO, París.
- United Nations. 2001. *World Population Prospects. The 2000 Revision Highlights.* UN Population Division, Department of Economic and Social Affairs, New York.

- Viglizzo, E.F., Frank, F.C. y L. Carreño. 2006. La situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 263-269.
- Villard, M.A., Martin, P.R. y C.G. Drummond. 1993. Habitat fragmentation and pairing success in the ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *Auk*, 110: 759-768.
- Voglino, D., Maugeri, F.G., Herrera, R.A. y J. Liotta. 2006. Fauna de los talares del extremo norte de la Provincia de Buenos Aires. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y J. Corchera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp. 250-254.
- Wang, A., Price, D.T. y V. Arora. 2006. Estimating changes in global vegetation cover (1850-2100) for use in climate models. *Global Biogeochemical Cycles*, 20: 1-15.
- Wiens, J.A. 1989. *The ecology of bird communities. Volume 2. Processes and variations*. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Williams, N. 1990. In: *The Earth as Transformed by Human Action*. Turner et al. (Eds.), pp. 179-201. Cambridge Univ. Press, New York.
- Wood, S., Sebastian, K. y S.J. Scherr. 2000. *Pilot analysis of global ecosystems: Agroecosystems*, 110 pp. International Food Policy Research Institute and World Research Institute, Washington D.C.
- Zak, M. 2008. Patrones espaciales de la vegetación de la Provincia de Córdoba. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.
- Zak, M., Cabido, M. y J. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests have a future? *Biological Conservation*, 120: 589-598.
- Zak, M., Cabido, M., Cáceres, D. y S. Díaz. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socio-economic and technological factors. *Environmental Management*, in press.

TIPO DE COBERTURA	superficie (Km ²)	porcentaje
Bosques tropicales húmedos	6.305.300	35,46
Bosques tropicales secos	1.467.200	8,26
Bosques tropicales inundables	270.500	1,52
Bosques templados	196.800	1,11
Agricultura + mosaicos de vegetación degradada	4.277.000	24,06
Sabanas	1.410.200	7,93
Matorrales	1.532.800	8,62
Pastizales	1.513.100	8,52
Vegetación abierta (desiertos, suelo descubierto, salinas, etc)	549.900	3,09
Cuerpos de agua (naturales y artificiales)	220.200	1,24
Hielo y nieve	23.900	0,13
Urbanizaciones	11.400	0,06
TOTAL	17.748.200	99,65

Tabla 1. Superficie cubierta por distintos tipos de cobertura en Sudamérica y porcentaje de la cobertura total. Fuente: modificado de Eva et al. (2004).

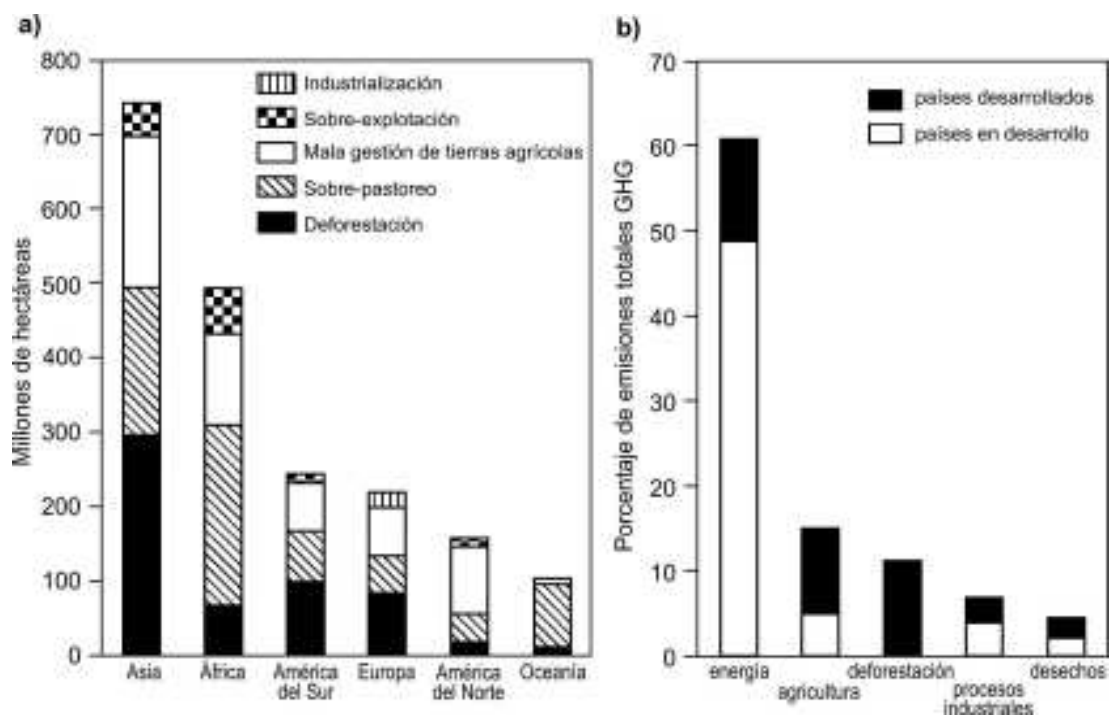


Fig. 1. Importancia relativa de la agricultura en a) la degradación de los suelos en diferentes continentes, y b) la emisión de gases de efecto invernadero en países desarrollados y en desarrollo.

Fuentes: a) Le Monde Diplomatique 2008, El Atlas del Medio Ambiente; b) United Nations Framework Convention on Climate Change (www.unfccc.int).

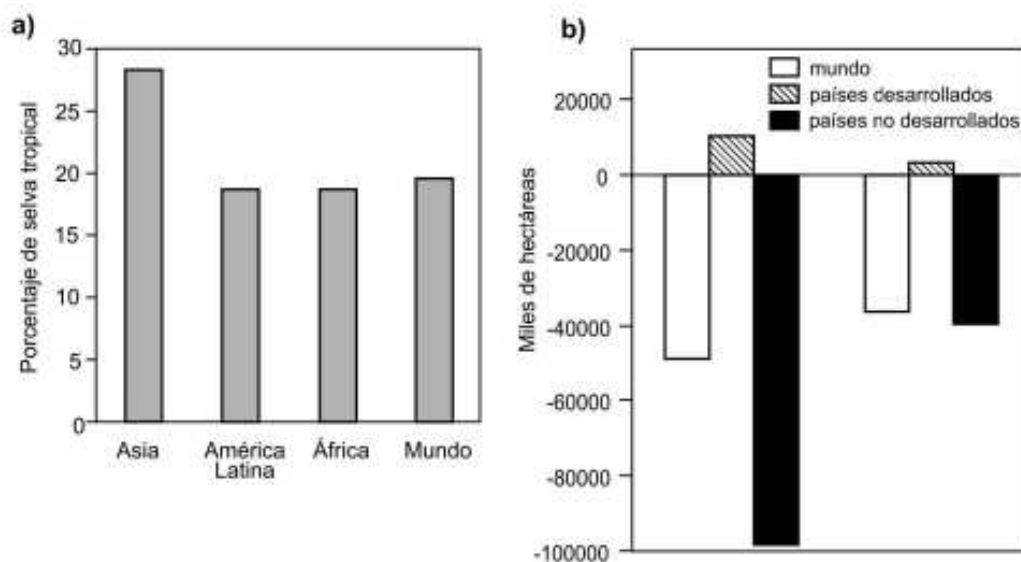


Fig. 2. Evolución de la superficie cubierta por bosques en el Mundo: a) porcentaje de bosques tropicales eliminados entre 1960 y 1990; b) cambio neto en la extensión de bosques en el mundo y en países desarrollados y en desarrollo entre 1990 y 2005. Fuente: World Resource Institute.

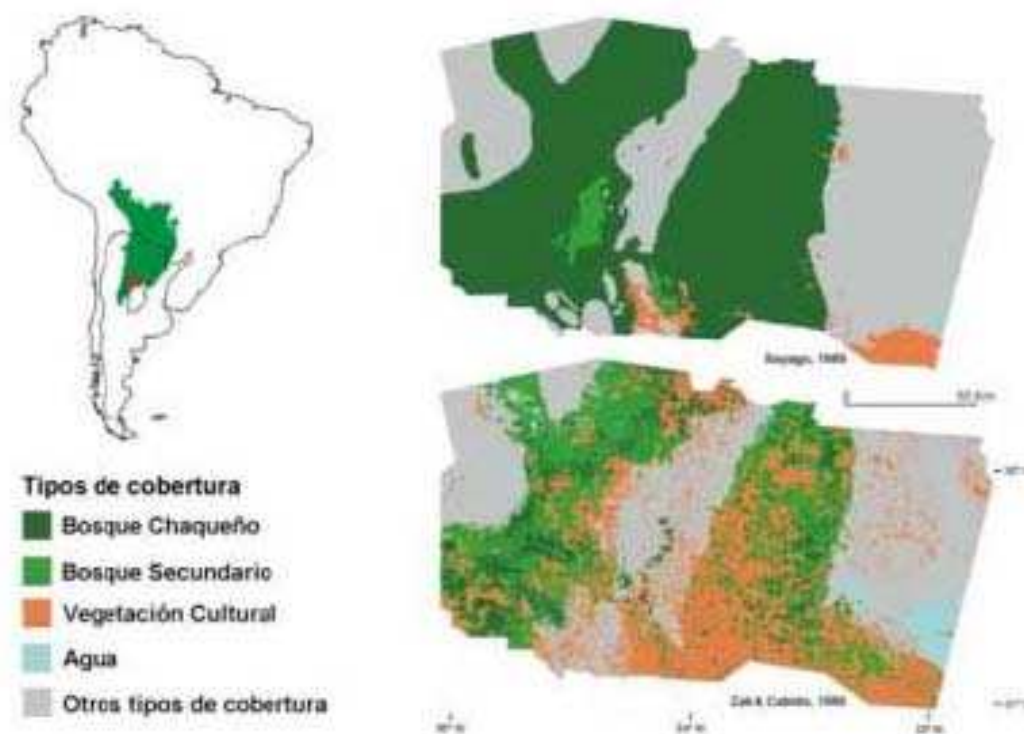


Fig. 3. Fragmentación del bosque chaqueño en el norte de la Provincia de Córdoba. Fuente: Zak et al. (2008).

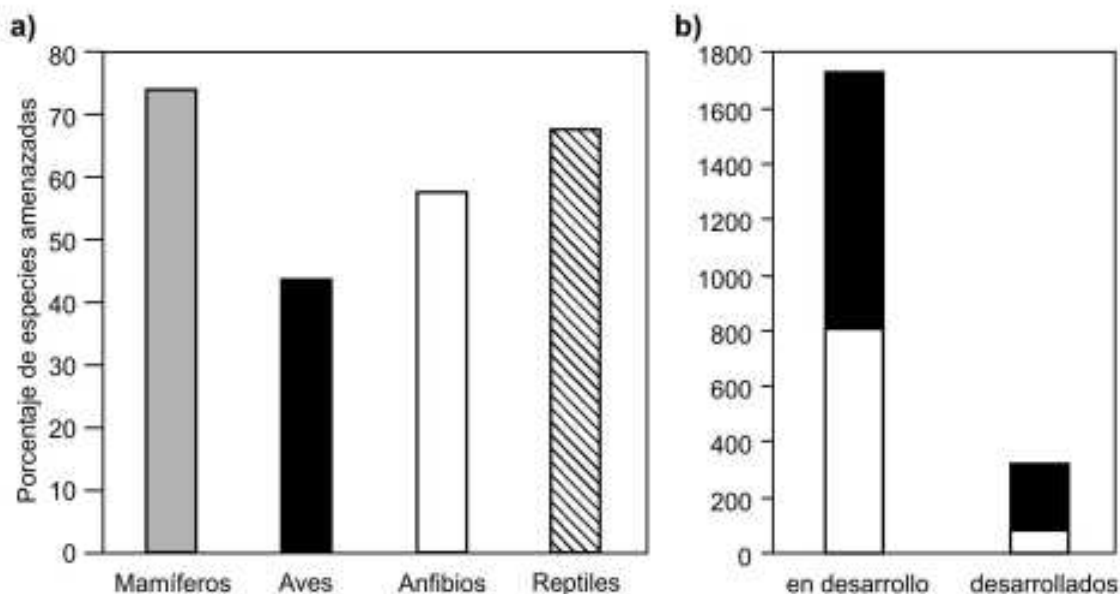


Fig. 4. a) Porcentaje de especies de animales amenazados o en peligros de extinción en el mundo (1996) por pérdida y fragmentación de hábitats; b) número de especies de aves en peligro de extinción en países desarrollados y en vías de desarrollo; en blanco, el número explicado por la expansión de la agricultura. Fuente: Bryant, D., Nielsen, D and L. Tanglely. 1997. Last frontiers forests: Ecosystems and Economy on the edge. Global Forest Watch (GFW).

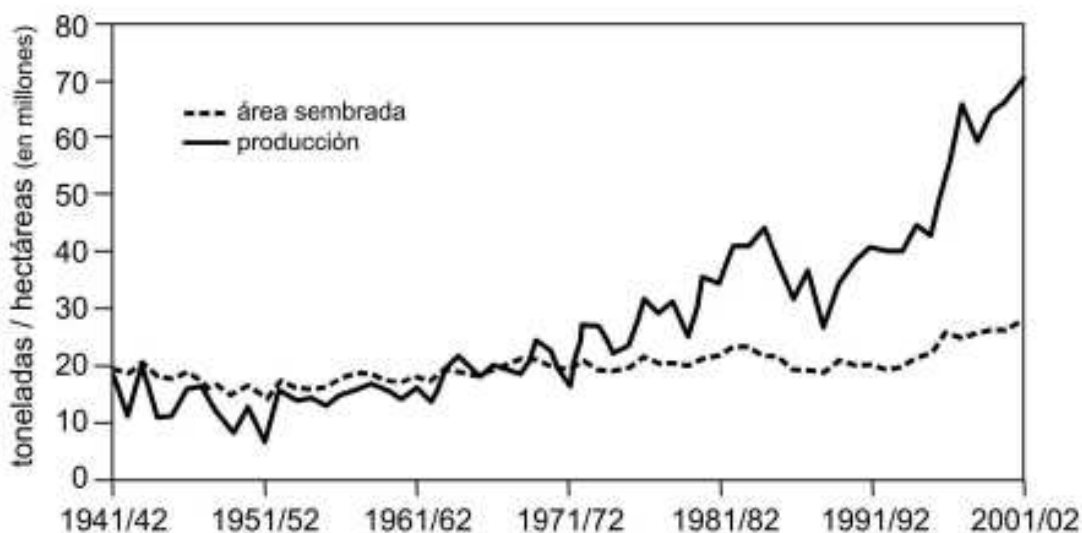


Fig.5. Evolución del área sembrada y producción de total de granos en Argentina en el período 1941/42 a 2001/02. Fuente: elaborado a partir de datos de FAOSTAT.

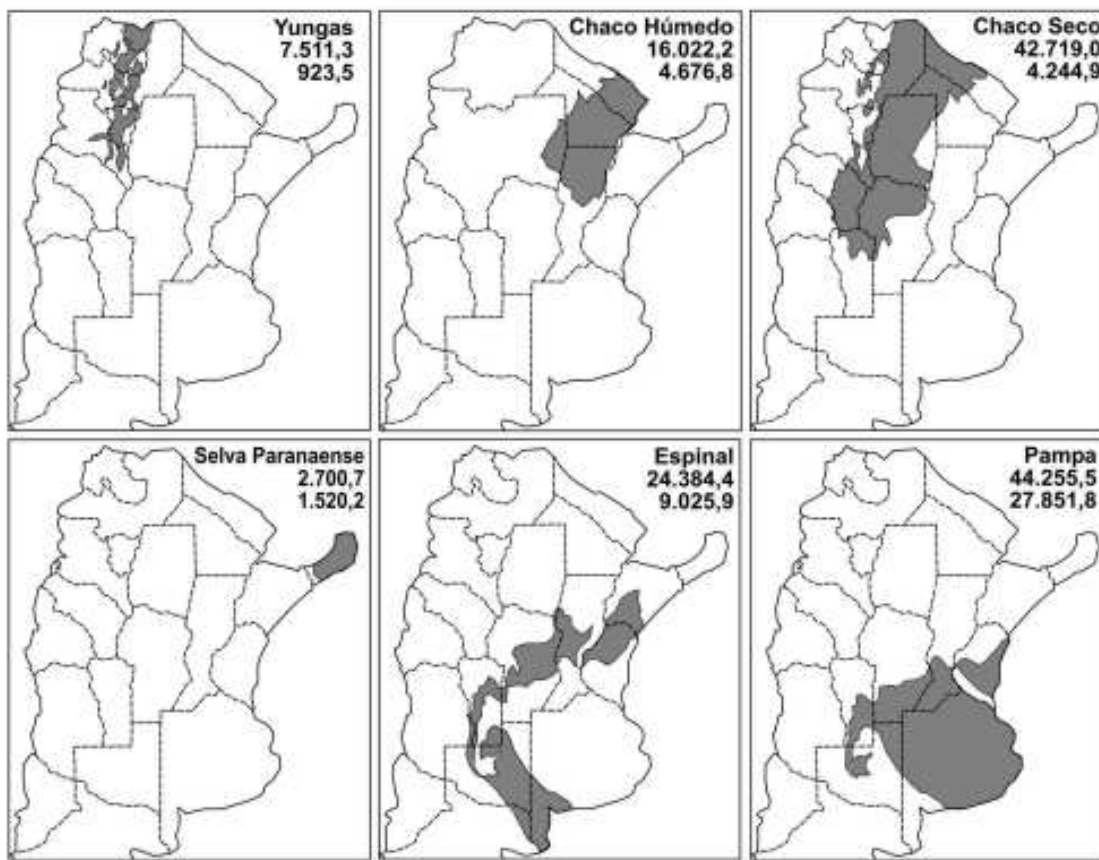


Fig. 6. Ecorregiones de la República Argentina con potencialidad agrícola y superficie afectada por conversión de hábitats. Fuente: elaborado a partir de datos en Brown y Pacheco (2006).

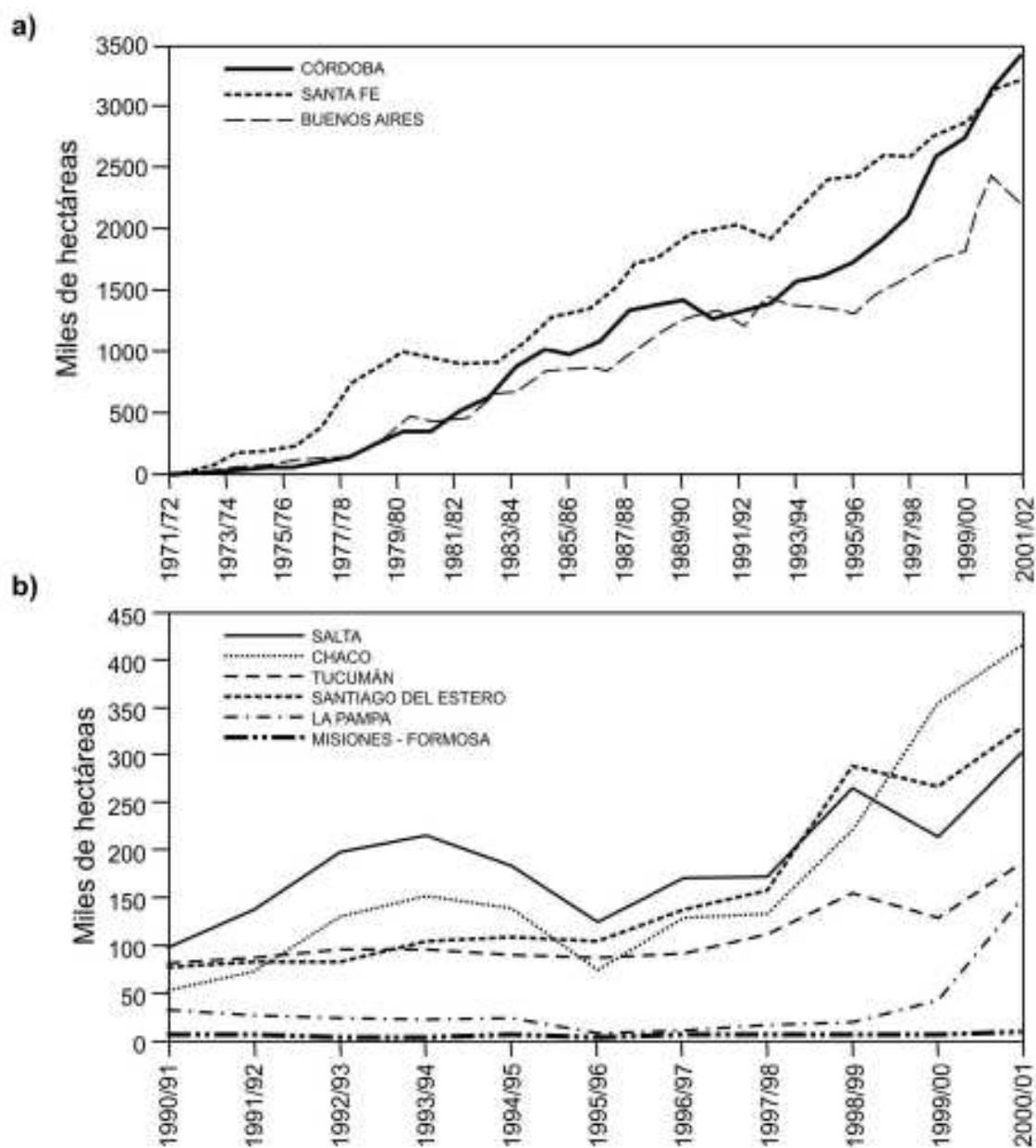


Fig. 7. Evolución de la superficie sembrada con soja en: a) provincias pampeanas y b) extrapampeanas (se incluye aquí a la provincia de La Pampa). Fuente: SAGyP.