

3 EVALUACIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN Y DEGRADACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES EN ZONAS SECAS

C. Echeverría, T. Kitzberger, R. Rivera, R. Manson, R. Vaca, L. Cristóbal, G. Machuca, D. González, R. Fuentes

Introducción

Los patrones espaciales asociados a la cobertura forestal pueden ser entendidos como la disposición espacial o la configuración de los ecosistemas forestales en un paisaje (Forman y Godron, 1986). Actualmente, diversos investigadores se han enfocado al estudio de estos patrones debido a la compleja relación existente entre éstos y los procesos en el paisaje (Nagendra *et al.*, 2004), así como en los ampliamente documentados efectos que la fragmentación del hábitat tiene en la biodiversidad. Como resultado, diversos estudios han tratado de desarrollar métricas del mosaico del paisaje que pueden ser usadas para observar los cambios que se producen en la cobertura forestal (Sano *et al.*, 2009; Shuangcheng *et al.*, 2009; Zeng y Wu, 2005).

Si se tiene en cuenta los factores que operan en un determinado paisaje, el patrón espacial puede presentar una variedad de comportamientos diferentes a lo largo del tiempo. Por ejemplo, la pérdida y fragmentación de la cobertura forestal están entre las transformaciones más importantes de la configuración del paisaje que se dan en muchas partes del planeta (Carvalho *et al.*, 2009; Fialkowski y Bitner, 2008). Por otro lado, el patrón de cambio asociado a la recuperación o a la regeneración del bosque puede conducir a un incremento de la cobertura forestal y de la conectividad (Baptista, 2010; **Recuadro 3.1**).

Recuadro 3.1 Características del paisaje asociadas con la recuperación pasiva de los bosques esclerófilos mediterráneos en la zona central de Chile

A. Rivera-Hutinel, A. Miranda, T. Fuentes-Castillo, C. Smith-Ramirez, M. Holmgren

Aunque son considerados como 'hotspots' de biodiversidad a nivel mundial y un objetivo prioritario para la conservación (Myers *et al.*, 2000), los ecosistemas mediterráneos son uno de los ecosistemas más severamente degradados y fragmentados del mundo. En el centro de Chile, la cobertura de bosques mediterráneos esclerófilos (matorral chileno) se ha visto significativamente reducida y transformada debido a una combinación de actividades humanas, entre las cuales se incluyen la tala, extracción de leña, quema de vegetación, agricultura, pastoreo por herbívoros domésticos y la propagación de herbívoros exóticos (Fuentes y Hajek, 1979; Holmgren 2002; ver Capítulo 2). Los ecosistemas que, como los bosques mediterráneos chilenos, han sido severamente degradados y extirpados de grandes áreas, son complicados y caros de restaurar, especialmente debido a los veranos largos y secos y al fuerte impacto que la herbivoría tiene sobre éstos. Ambos factores, junto al impacto de los incendios forestales

Recuadro 3.1 (cont.)

recurrentes, pueden retardar o interrumpir los procesos sucesionales (Fuentes *et al.*, 1984). Los ecosistemas áridos severamente degradados normalmente no pueden volver al estado anterior a la perturbación sin pagar por su gestión un alto coste económico. Las estrategias menos costosas para restaurar la cobertura vegetal en estos ecosistemas es combinar la restauración pasiva en las áreas menos impactadas, lo que resulta en un proceso natural relativamente lento, con las actividades de restauración activa que estimulen los cambios de la vegetación desde los estadios tempranos de la sucesión hacia bosques más maduros y diversos.

Se evaluó el potencial de regeneración de los bosques esclerófilos del centro de Chile (33°S), durante 50 años, en tres sitios de la precordillera de los Andes y en dos sitios de la Cordillera de la Costa, y se relacionaron las tasas de cambio de la vegetación con las características específicas del paisaje. Cada localidad de estudio (**Figura 1**) mostraba un mosaico de bosque esclerófilo y pastizales abiertos, con una cobertura media de bosque del 40% y una extensión promedio de 700 ha (intervalo de 631 a 911 ha), y no se habían quemado durante al menos dos décadas (1985–2008). Los cambios en la vegetación fueron determinados mediante la comparación, por medio de técnicas estándar de clasificación supervisada, de fotos aéreas tomadas en 1955 y 2007 sobre una rejilla regular de 250 m de puntos. Para un punto determinado de la rejilla, se consideró como evidencia de la regeneración del bosque cualquier cambio en la cobertura del suelo, desde suelo desnudo o pastizal artificial a cobertura forestal (1). La persistencia de cobertura abierta fue considerada como una falta de regeneración del bosque (0). Cualquier otro cambio observado en la vegetación o el mantenimiento de la cobertura forestal fue excluido de los análisis. Se relacionó la recuperación de la cobertura forestal con variables topográficas (pendiente, orientación, altitud y exposición a la radiación solar), así como con la localización espacial del parche en regeneración (distancia al parche de bosque más cerrado presente en 1955 y distancia al barranco más cercano). Se usaron modelos de regresión espacial para controlar la autocorrelación espacial entre los puntos de muestreo.

Los resultados mostraron un aumento en la cobertura de bosque esclerófilo, con una tasa media de 0,4–1,0 ha por año. La probabilidad de recuperación de la cobertura forestal se incrementó, de manera significativa, cuando la distancia entre los parches de bosque remanente en 1955 era pequeña, especialmente en las laderas con orientación sur. Este efecto puede estar relacionado con el hecho de que los parches de bosque pueden actuar como fuente de propágulos, aunque sus condiciones microclimáticas también pueden facilitar la germinación de las semillas y la supervivencia de las plántulas de los árboles (Fuentes *et al.*, 1984, 1986; Holmgren *et al.*, 2000). Los modelos de regresión espacial también sugieren que la regeneración se produce en los parches a una escala de 250 m, lo que puede relacionarse con diferencias locales en la presión del pastoreo, la disponibilidad de recursos (nutrientes y agua) y las condiciones microclimáticas (temperatura y humedad relativa del aire).

Nuestro trabajo demuestra que los bosques esclerófilos chilenos, considerados muy resistentes a la recuperación pasiva tras una perturbación severa, pueden volver a crecer de nuevo, bajo ciertas condiciones, en sitios no incendiados. La proximidad entre los parches de bosque remanente o fuentes de semillas, la orientación de la pendiente y la estructura de agregación de la vegetación del parche son características clave que deberían ser consideradas en el diseño de estrategias exitosas de restauración para promover la restauración pasiva a largo plazo de los bosques esclerófilos mediterráneos. La eliminación de los herbívoros, siempre que fuera posible, podría acelerar la recuperación pasiva de la cobertura vegetal de estos bosques (ver también el Capítulo 8).

Recuadro 3.1 (cont.)

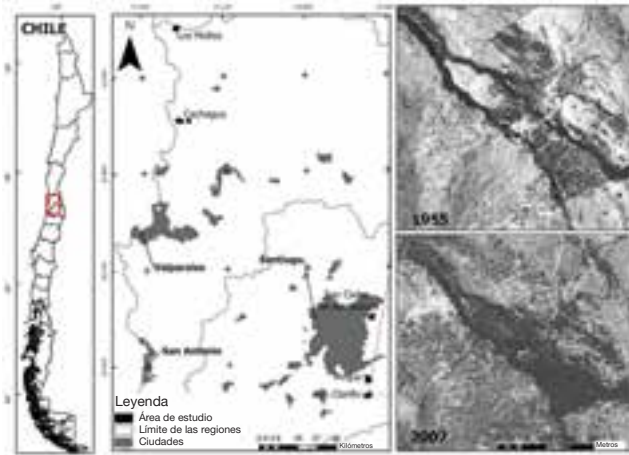


Figura 1 Localización de las cinco zonas de estudio en el centro de Chile (Cachagua, Los Molles, San Carlos de Apoquindo, Pirque). Las imágenes aéreas muestran los cambios en la vegetación entre 1955 y 2007 en Río Clarillo. Las áreas más oscuras representan el bosque perennifolio.

En general, la deforestación progresiva trae como consecuencia el aumento de la heterogeneidad espacial, la fragmentación y las características de borde de un paisaje boscoso (Trani y Giles, 1999). En particular, la fragmentación se refiere a la división de la continuidad espacial de las áreas de bosque en parches aislados que están separados por otro tipo de cobertura de suelo (por ejemplo de tierras agrícolas), y que comúnmente es conocida como matriz (Forman y Godron, 1986). A nivel de parche, la fragmentación provoca un aumento en la cantidad de borde y un aislamiento del parche, así como una reducción de su tamaño (Echeverría *et al.*, 2006). A su vez, esto provoca un aumento en el aislamiento de las poblaciones o de las especies individuales (Echeverría *et al.*, 2007), lo que puede reducir la viabilidad poblacional a través de sus efectos en procesos ecológicos clave tales como la dispersión, la migración y el flujo genético (Giriraj *et al.*, 2010; Vergara y Armesto, 2009). Como consecuencia, actualmente la fragmentación está considerada una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Baillie *et al.*, 2004). El análisis de los atributos espaciales a partir de los índices del paisaje es un enfoque adecuado para demostrar el proceso de fragmentación forestal a nivel de paisaje (Zeng y Wu, 2005). Además, la información de la estructura del paisaje puede ser usada como fuente de información para la gestión forestal (Sano *et al.*, 2009).

Los sistemas de las zonas secas son reconocidos por tener un valor alto de biodiversidad y por representar el mayor bioma terrestre del planeta (MEA, 2005; Schimel, 2010). En las regiones donde es posible encontrarlos, las perturbaciones antropogénicas han degradado y reducido rápidamente la cobertura de los bosques de las mismas (Hill *et al.*, 2008; Ravi *et al.*, 2010; Reynolds *et al.*, 2007). La pérdida de bosques secos ha tenido un impacto significativo en el secuestro de carbono y en las temperaturas a escala global (Rotenberg y Yakir, 2010). En América Latina, estos ecosistemas han sido asociados con la pobreza, las condiciones de vida insalubres y la degradación ambiental (Altieri y Masera 1993). El manejo sustentable y la conservación de estos bosques deberían, por tanto, considerar los distintos enfoques de restauración y modificación del hábitat (McIntyre y Hobbs, 1999),



Valle Central de Chiapas, México; bosque tropical caducifolio. Foto: R. Vaca



Deforestación del bosque estacional seco premontano en el noroeste de Argentina. Foto: L. Malizia

con la finalidad de mejorar tanto la biodiversidad como las condiciones de vida humana. Sin embargo, se han llevado a cabo pocos estudios sobre el patrón espacial de los paisajes para examinar los efectos que las actividades humanas tienen en los bosques secos (Wang *et al.*, 2010), particularmente en el contexto de su restauración.

En este capítulo presentamos los resultados de una investigación que evaluó las tendencias en los patrones del paisaje de la cobertura forestal de seis áreas de estudio en México, Argentina y Chile, durante las últimas cuatro décadas, mediante el análisis de la dinámica de métricas de paisaje seleccionadas. Mediante un análisis comparativo de estas áreas de estudio, se observó una alta variabilidad de las métricas del paisaje como las tendencias comunes en los patrones espaciales del bosque seco. La finalidad de esta investigación fue la de ser una fuente de información para el desarrollo de los planes de restauración del paisaje forestal, uno de cuyos objetivos es restablecer la conectividad de las áreas forestales que han sido fragmentadas (**Recuadro 3.2**). El estudio de los patrones y procesos que influyen en la fragmentación del bosque tiene, por tanto, una relevancia directa en el desarrollo de los enfoques de restauración implementados a escala de paisaje. El paisaje de estudio incluye Veracruz, Oaxaca y Chiapas en México, Salta en el norte de Argentina y Bariloche en el sur de Argentina y el centro de Chile (**Figura 3.1**). En cada área de estudio un grupo de imágenes satelitales fue clasificado para generar mapas de bosque los que luego fueron analizados mediante las métricas de paisaje (ver el Capítulo 2). El intervalo de tiempo estudiado abarcó las cuatro décadas pasadas, excepto en el caso de Chiapas, donde el periodo analizado abarcó desde 1990 a 2005.



Figura 3.1 Localización de las áreas de estudio en América Latina.

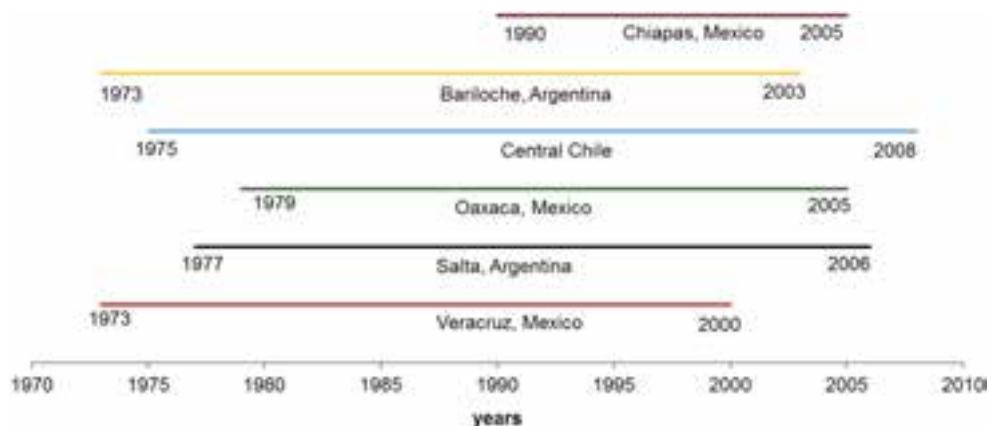


Figura 3.2 Periodos de estudio utilizados en el análisis de fragmentación de cada área de estudio.

Recuadro 3.2 Conectividad del paisaje en las zonas secas fragmentadas del valle central de Chiapas

R. Vaca, J.D. Golicher, L. Cayuela

El patrón actual de cobertura forestal observado en el valle central de Chiapas es el resultado de una deforestación histórica. Se determinó que el 68% del área de bosque seco hipotéticamente original (tal como fue definido por Olson *et al.*, 2001) se había perdido hacia 1990. El bosque restante (32% de las áreas originales putativas) está en mano de terratenientes por su utilidad como fuente de leña y madera, o bien está localizado en reservas naturales o en sitios con fuertes pendientes o poca accesibilidad. En esta región, la mayor parte del bosque está muy fragmentada, y sólo el 19% se encuentra en áreas núcleo, es decir, bosques a una distancia mínima de 110 m hasta el borde del parche más cercano. Este paisaje, dominado por diferentes tipos de uso del suelo por parte del humano, representa un gran reto a la hora de mantener y conservar la biodiversidad.

Aunque la mayor parte de la cobertura forestal se ha perdido, el bosque no ha sido completamente aclarado y remplazado por una matriz inhóspita, tal como ha ocurrido en otras tierras de cultivo agrícolas o ambientes suburbanos del mundo. En este caso, el concepto espacial de fragmentación no implica, necesariamente, que el resto del bosque esté aislado por áreas que funcionan como ambientes hostiles para los organismos que viven dentro de los parches remanentes (Cayuela, 2009). El paisaje agrícola todavía retiene grandes árboles aislados, arboledas, grupos dispersos de árboles, rebrotes secundarios, setos y cercas vivas entre parches de bosque y matorral de diferente tamaño, perturbación e historia de gestión. En conjunto, estos elementos proporcionan distintos hábitats de los que dependen, en última instancia, la conservación de mucha de la flora y fauna de los paisajes que están siendo desarrollados (Bennett, 1998; 2003). A pesar de que los bosques regenerados o degradados y los árboles aislados no pueden proporcionar todos los recursos que una especie en particular necesita para sobrevivir, pueden suponer poca resistencia al movimiento de muchos animales entre los parches y las áreas protegidas de bosque donde estos recursos sí están disponibles (Bennett, 1998; 2003). En este contexto, una prioridad importante para la conservación de la biodiversidad es mantener un mosaico de hábitats semi-naturales conectados dentro de las zonas agrícolas.

Para investigar este tema, se midió la conectividad del bosque seco en el área de estudio (**Figura 1a**) basándose en dos aproximaciones diferentes, e identificando barreras al movimiento y acciones prioritarias para la región. La primera aproximación se centró en

Recuadro 3.2 (cont.)

las especies especialistas del bosque, es decir, especies que tienen unos requerimientos forestales estrictos. Estas especies, por tanto, requieren áreas de interior de bosque para su supervivencia a largo plazo. Se identificaron las áreas de interior de bosque con coberturas continuas de más de 5 ha. Luego, se desarrolló un análisis de conectividad basado en las matrices de distancia. Las zonas de interior de bosque fueron consideradas vecinas si la menor distancia entre sus bordes era inferior 4 km (**Figura 1b**). La segunda aproximación se centró en las especies que están menos limitadas en sus requerimientos de hábitat forestal, pueden usar árboles aislados o bosquetes y zonas de interior de bosque y pueden dispersarse fácilmente a través de la matriz (por ej. algunos pájaros, insectos y muchas especies de plantas pioneras). Para estas especies, un paisaje muy fragmentado se vuelve más permeable a la dispersión. En este caso se desarrolló un análisis de conectividad con una distancia de amortiguación a partir de un píxel clasificado como cobertura arbórea y usando diferentes distancia (100 m, 200 m, 300 m, 500 m, 1.000 m, 5.000 m, etc.). El mapa desarrollado mediante este análisis muestra las zonas de distancia (proporción de área) entre píxeles clasificados como cobertura arbórea (**Figura 1c**). Este análisis permitió reconocer áreas con una permeabilidad decreciente al movimiento.

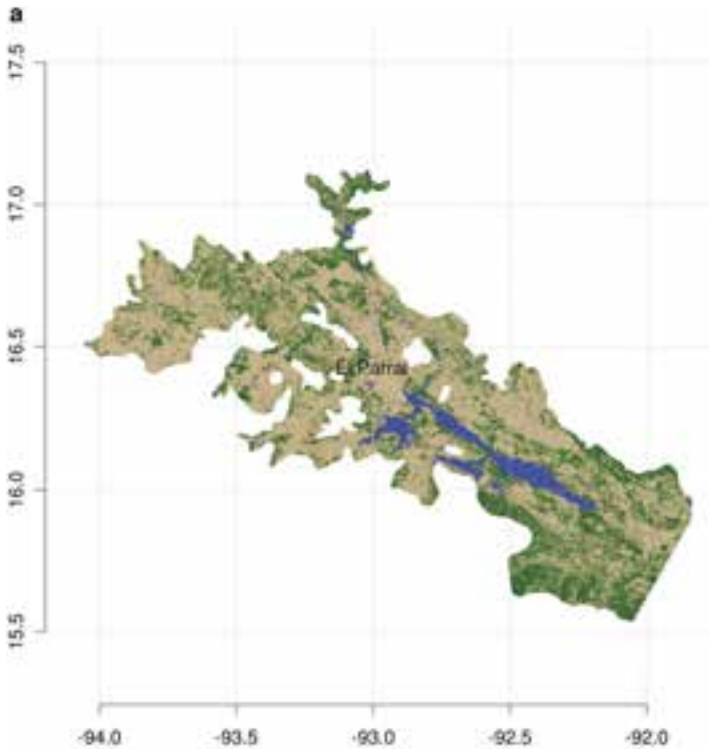


Figura 1a El área de estudio, valle central de Chiapas: las áreas forestales están representadas por el color verde oscuro y la matriz no forestal por el color tostado.

Box 3.2 (cont.)

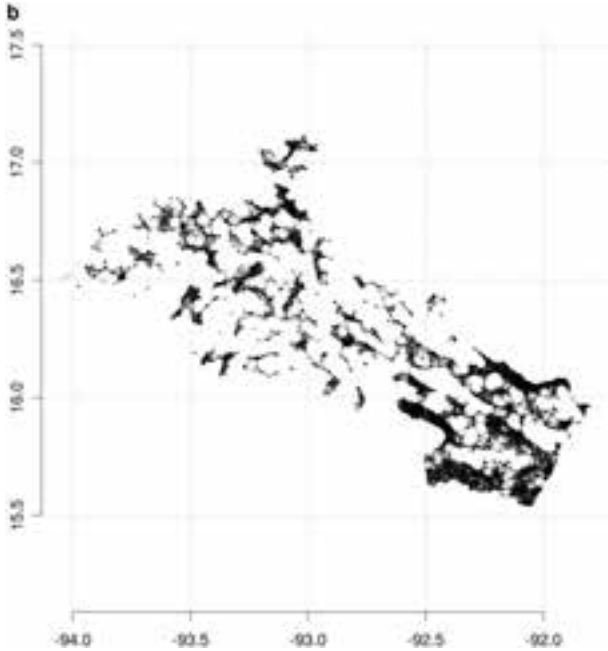


Figura 1b Análisis de conectividad basado en las matrices de distancia: las líneas negras representan distancias euclídeas de menos de 4 km entre los bordes de las zonas de interior de bosque mayores de 5 ha.

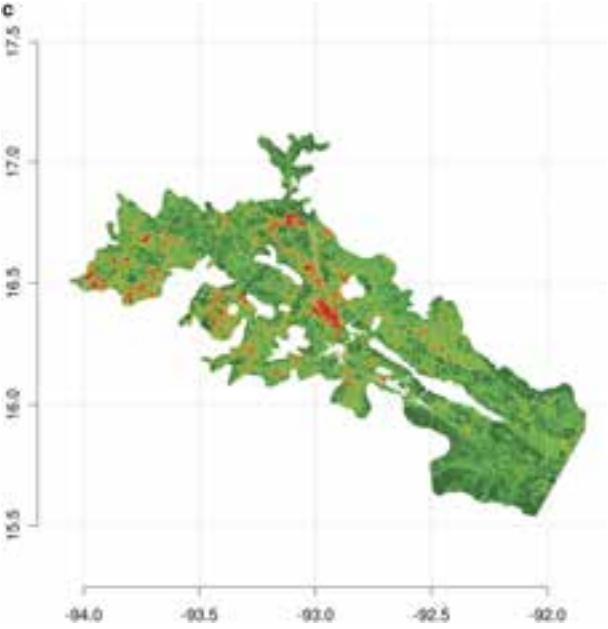


Figura 1c Análisis de conectividad basado en las zonas de amortiguación a diferentes distancias desde un píxel clasificado como cobertura arbórea. Los píxeles con bosque están representados por el color verde oscuro y las zonas de amortiguación de distancia creciente por un gradiente de color: verde claro (de 0 a 200 m), naranja (de 200 a 500 m) y rojo (de 500 a 5.000 m). Este gradiente de color representa la proporción de área entre píxeles clasificados como cobertura arbórea, señalando áreas con una permeabilidad decreciente al movimiento.

Box 3.2 (cont.)

Las barreras al movimiento tendieron a coincidir espacialmente usando ambas aproximaciones. Estos resultados sugieren que las áreas de interior de bosque no estaban, en general, bien conectadas, especialmente en el centro del área de estudio. Sin embargo, los árboles aislados y los pequeños parches pueden mejorar considerablemente la conectividad para los organismos móviles. La distancia entre cualquier forma de cobertura arbórea estuvo generalmente por debajo de los 200 m. La conectividad más baja se encontró en el área alrededor de El Parral (señalado en la **Figura 1a**). Pero incluso en esta área, todavía existían árboles (**Figura 2**). La conservación de la biodiversidad puede ser conseguida mediante el mantenimiento de un mosaico difuso de bosque, bosque abierto y árboles dispersos, pero también mediante la restauración de los hábitats, centrándose tanto en la unión de las zonas de interior de bosque como en aumentar la permeabilidad. El bosque puede ser conservado mediante el trabajo con los propietarios, con el objetivo de minimizar el impacto humano en aquellos parches de bosque que aún existen, muchos de los cuales están muy perturbados y degradados como resultado del pastoreo por el ganado doméstico. Las acciones futuras para aumentar la conectividad y la permeabilidad deberían tener como objetivo la restauración de los pastos degradados, el desarrollo de plantaciones para leña y la expansión de los setos vivos, árboles de sombra y forrajeo dentro del paisaje. Finalmente, deberían existir más acciones centradas en la protección y la gestión de las principales conexiones entre las reservas para ayudar su viabilidad a largo plazo.



Figura 2 Zonas secas deforestadas cerca de El Parral en el valle central de Chiapas, México.

Técnicas para cuantificar los patrones de cobertura de bosque

El análisis de la fragmentación fue llevado a cabo usando el siguiente grupo de métricas del paisaje: (a) área del parche (ha), (b) índice de proximidad, (c) densidad de parches (n/100 ha), (d) longitud total del borde (km) y (e) índice del parche más grande (LPI son sus siglas en inglés, %). Todas estas métricas reflejan los diferentes efectos de la fragmentación en los atributos espaciales de los parches de bosque. El índice de proximidad fue calculado para un radio de 1 km y el área de interior de bosque para un borde de 50 m de ancho. Además, se estimó el índice de agregación y el índice de adyacencia entre la cobertura del bosque y los principales tipos de cobertura de suelo. Se espera que la agregación de los parches de bosque disminuya como resultado de la fragmentación y aumente con la contigüidad del bosque. De manera similar, la adyacencia entre el bosque nativo y los diferentes tipos de cobertura de suelo de origen antrópico debería aumentar con los cambios en la matriz.



Tierras de cultivo en áreas de bosque seco de Chile. Foto: C. Echevarría



Bosque seco en el centro de Veracruz, México. Foto: C. Alvarez

Para el análisis espacial se usó una mínima unidad cartográfica de 5 píxeles. Esto permitió minimizar las diferencias en la calidad de los datos producidas por el re-muestreo de las imágenes MSS. La generación de los mapas se llevó a cabo mediante el programa ARC MAP (versión 9.3; ESRI, 2009). Las métricas de paisaje fueron computarizadas mediante FRAGSTATS (versión 3) (Mcgarigal *et al.*, 2002).

Cartografía de los patrones espaciales de la cobertura de suelo

Para cada área de estudio y año se generaron mapas de cobertura forestal basados en el tamaño del parche (**Figura 3.3**). La mayor parte de estos mapas proporcionan evidencias de los patrones característicos de cambio antropogénico del paisaje y son comparables a los observados en otras partes del mundo (Abdullah y Nakagoshi, 2006; Wang *et al.*, 2010). En la mayoría de las áreas de estudio se ha producido una deforestación y una fragmentación de los bosques secos, excepto en Bariloche, donde algunos fragmentos de bosque cambiaron a clases de mayor tamaño durante el periodo de estudio (**Figura 3.3c**), y en Chiapas, donde los fragmentos de bosque no parecieron variar de tamaño a lo largo del tiempo (**Figura 3.3b**). Los mapas de fragmentación de bosque mostraron un aumento considerable en el número de parches pequeños a lo largo del tiempo en el centro de Chile, Salta, Xalapa y Oaxaca (**Figura 3.3a, d, e y f**, respectivamente).



Rodal quemado de *Austrocedrus chilensis* en el sur de Argentina. Foto: J. Birch

Figura 3.3 Variación temporal en el tamaño del parche forestal en las diferentes áreas de estudio: (a) centro de Chile, (b) Chiapas, México, (c) Bariloche, Argentina, (d) Salta, Argentina, (e) Veracruz, México, (f) Oaxaca, México. En verde se muestran los tamaños de parche más grandes, en rojo los más pequeños y en naranja los de tamaño intermedio.

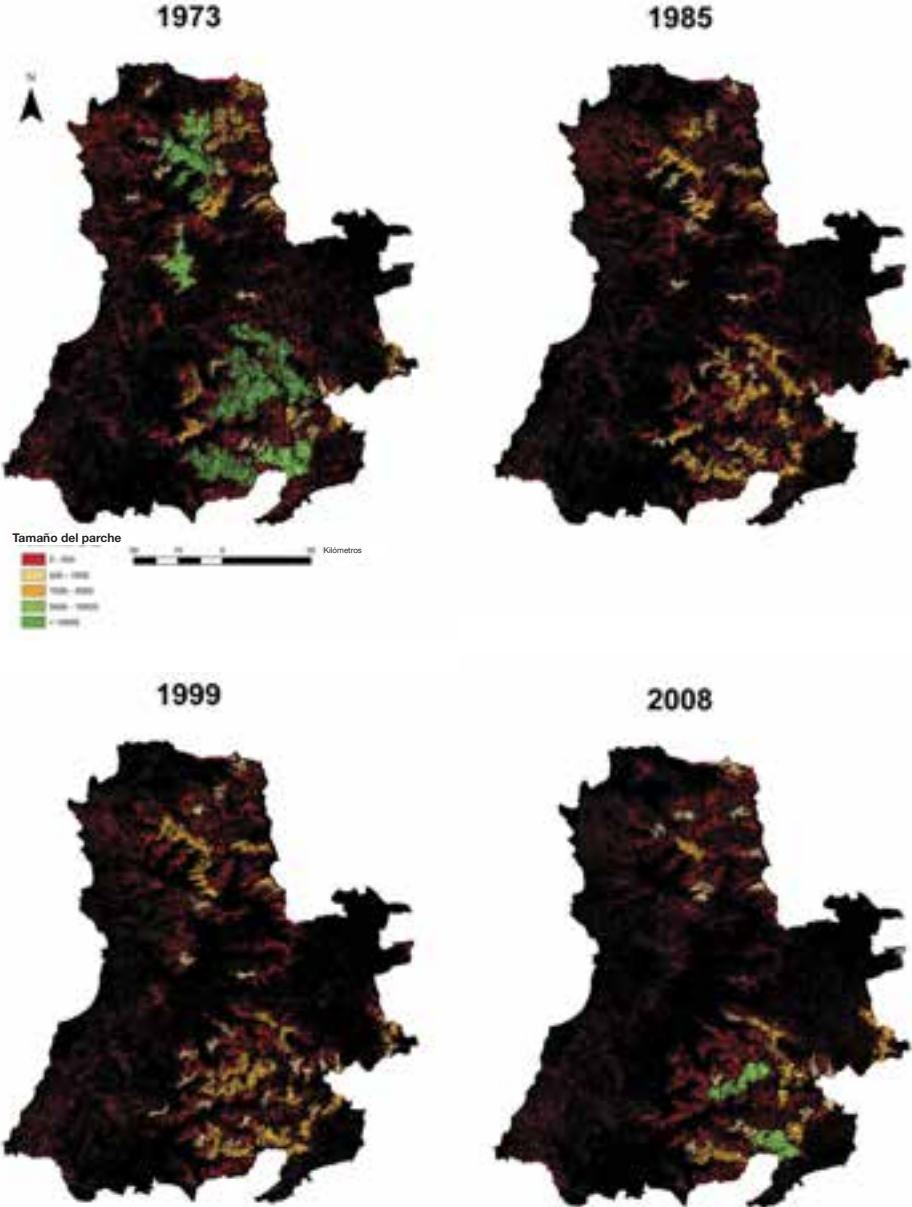


Figura 3a Centro de Chile

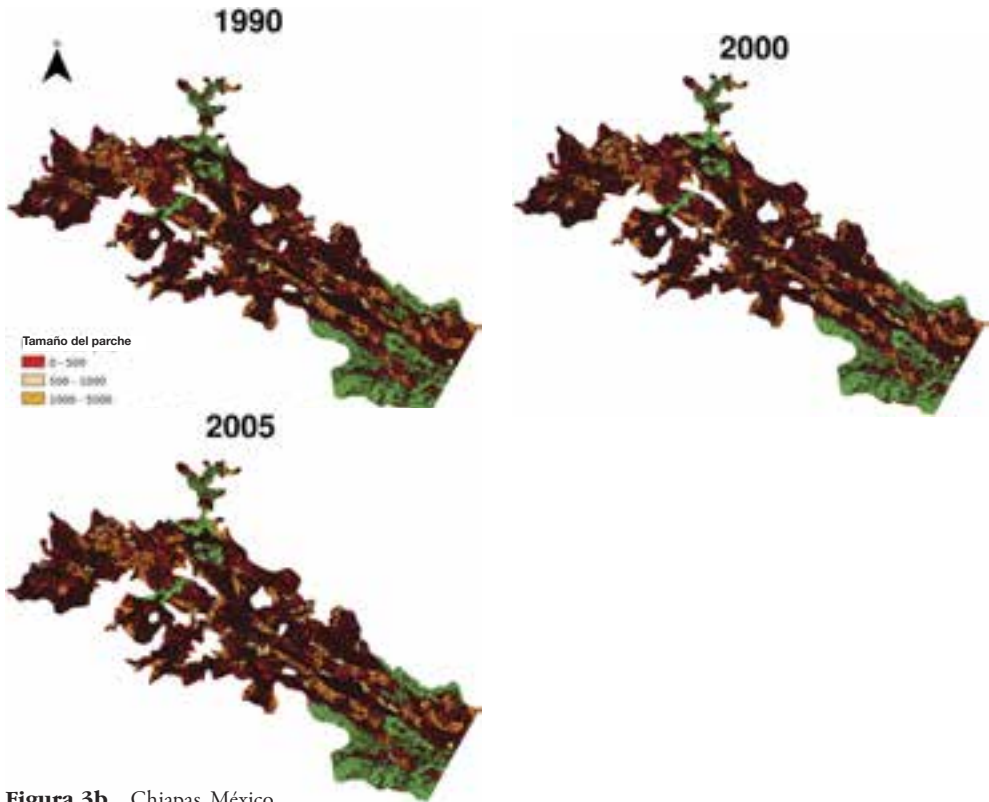


Figura 3b Chiapas, México

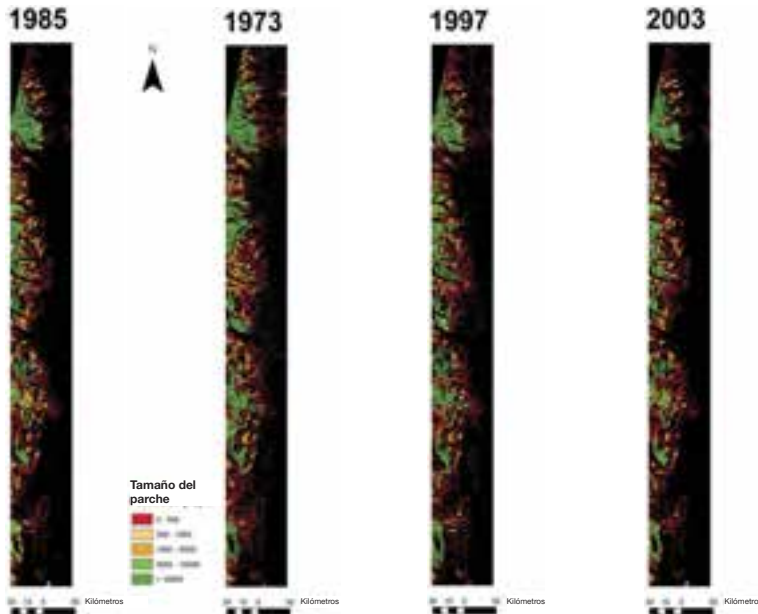


Figura 3c Bariloche, Argentina

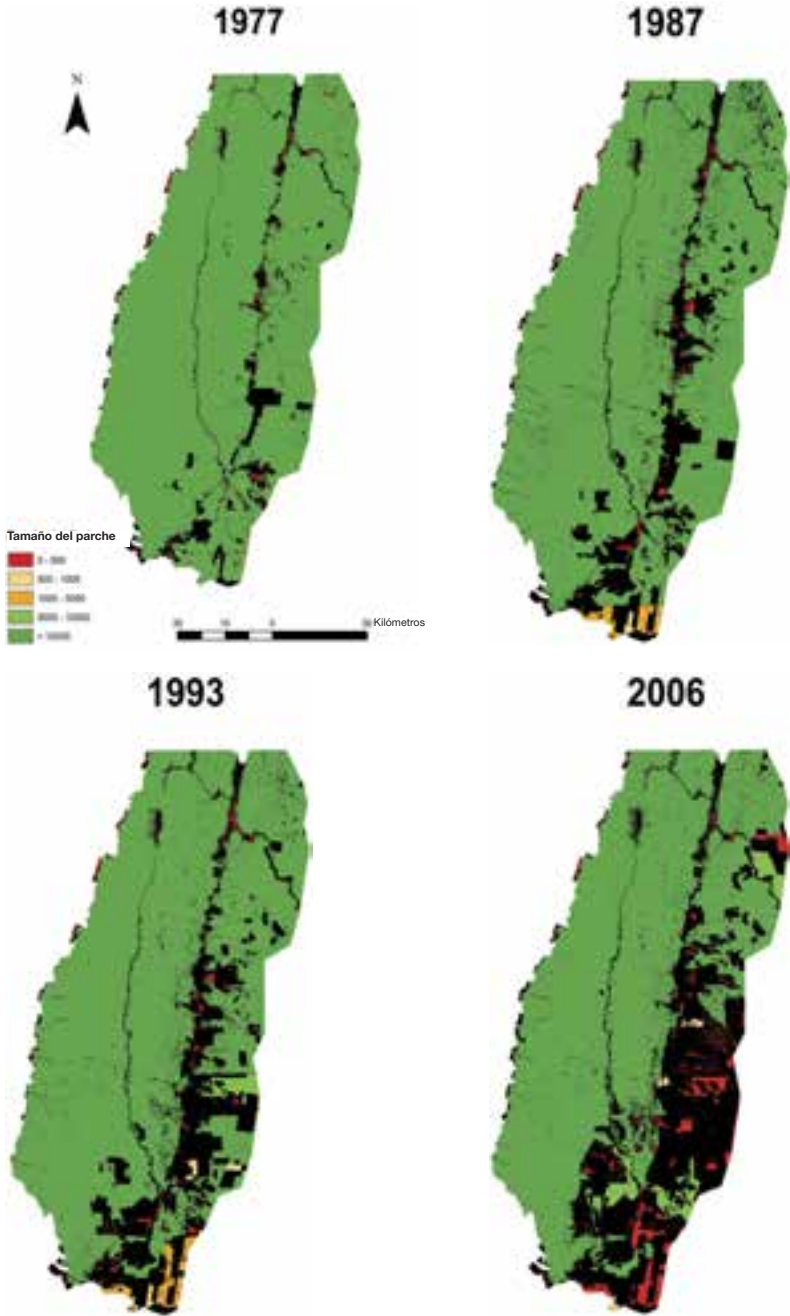


Figura 3d Salta, Argentina

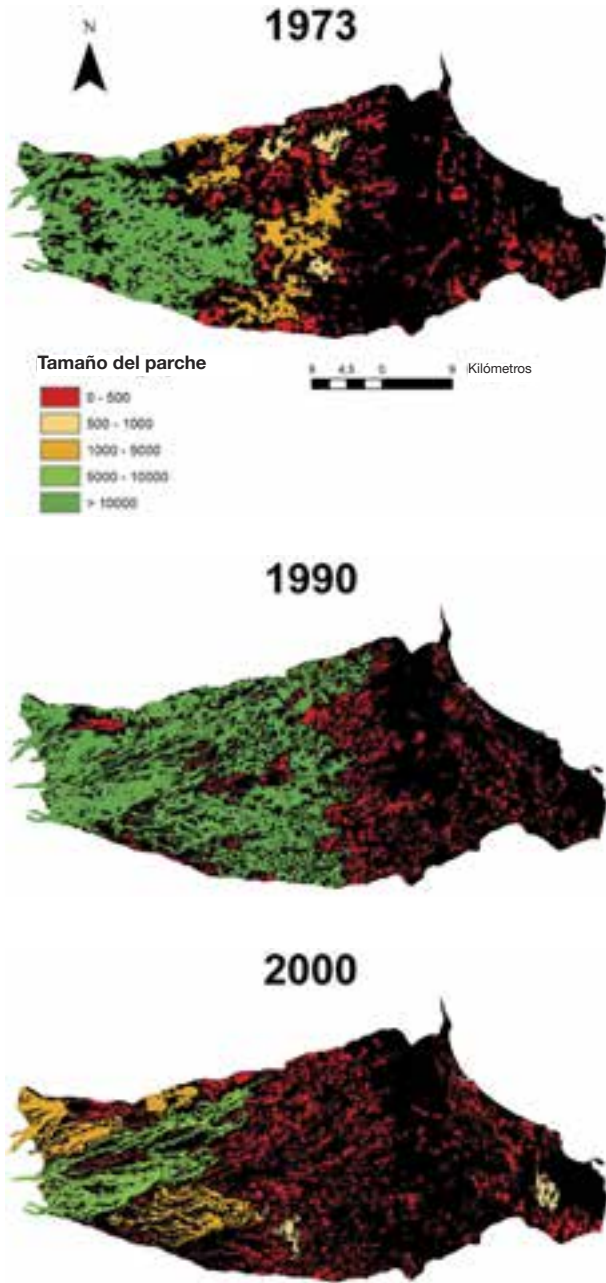


Figura 3e Veracruz, México

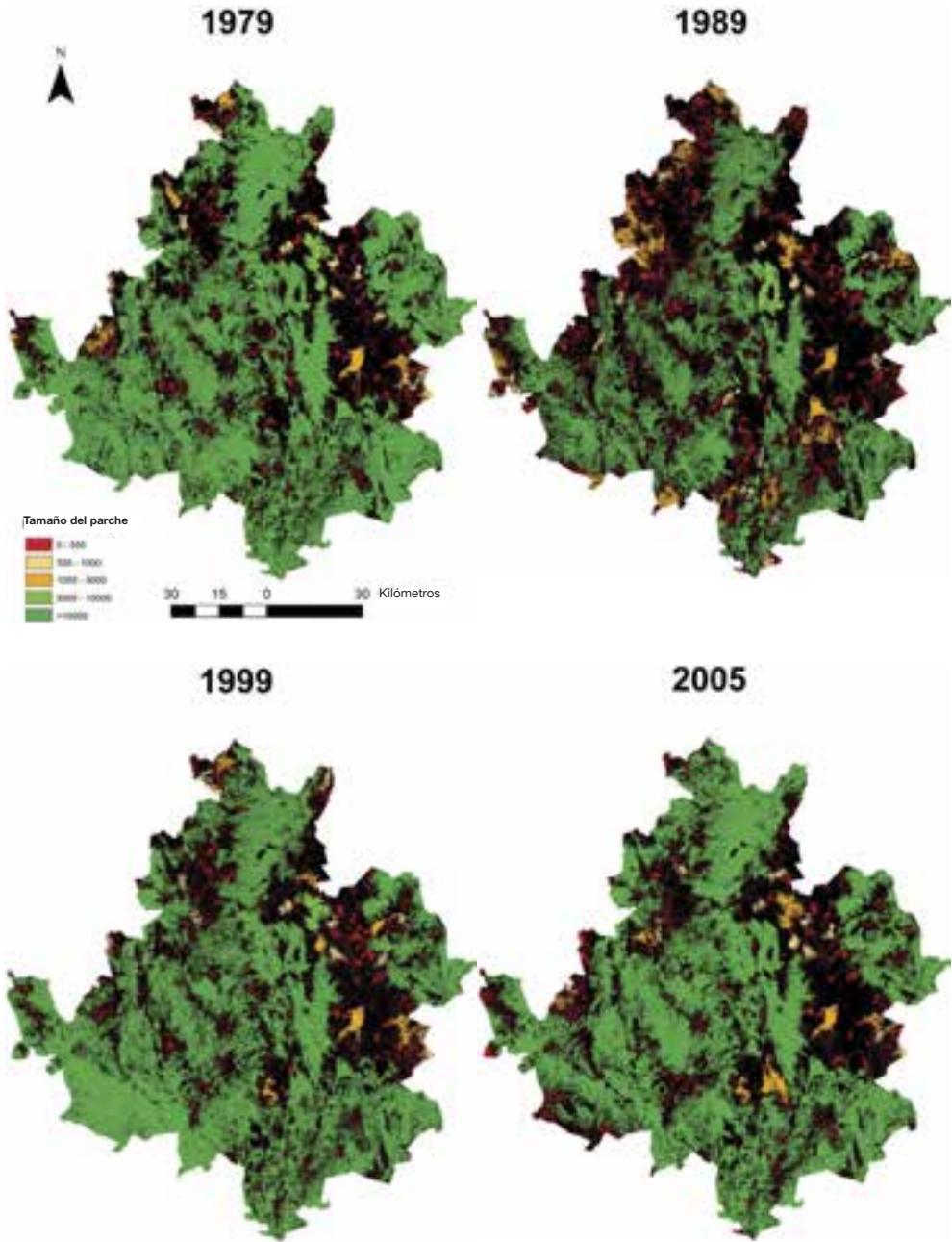


Figura 3f Oaxaca, México

Análisis de los patrones espaciales de los bosques de zonas secas

La mayoría de las áreas de estudio mostraron una disminución en el tamaño del parche entre los primeros y los últimos mapas. En particular, Veracruz, Oaxaca, el centro de Chile y Salta mostraron una disminución en el tamaño del parche; en Chiapas, el tamaño del parche permaneció prácticamente constante y en Bariloche aumentó (**Tabla 3.1**). En Oaxaca y el centro de Chile, la longitud total del borde de los parches aumentó, para disminuir posteriormente a lo largo del tiempo (**Tabla 3.1**). En Veracruz y Salta hubo un aumento en la longitud total del borde. Al contrario, Bariloche fue la única área de estudio que mostró una disminución permanente en el número de bordes del fragmento, mientras que en Chiapas no hubo cambios en esta variable a lo largo del tiempo. Con respecto a las áreas de interior de bosque de los fragmentos, todas las áreas de estudio mostraron una disminución de este índice a lo largo del tiempo, excepto Bariloche, en la cual se dio un aumento (**Tabla 3.1**). La mayor disminución tuvo lugar en el centro de Chile y en Veracruz, donde el 66% y el 51%, respectivamente, de las áreas de interior se perdieron durante los periodos de estudio. Al contrario, Chiapas no presentó un cambio substancial de este índice (1,3%), mientras que en Bariloche las áreas de interior de bosque aumentaron un 16% (**Tabla 3.1**). El índice de proximidad (el cual da una medida del grado de aislamiento) disminuyó en Chiapas, el centro de Chile y Salta (**Tabla 3.1**). En Veracruz y Oaxaca este índice varió durante el periodo de estudio, aunque no hubo una tendencia clara. En Bariloche este índice aumentó entre 1973 y 1997 y posteriormente disminuyó durante el último intervalo de tiempo.

Estas tendencias de los índices del paisaje estuvieron asociadas a la variación de la densidad del número de parches (**Figura 3.4**). El número de parches puede aumentar por la creación de nuevos parches causados por la fragmentación; por tanto, su disminución puede ser una consecuencia de la pérdida de los nuevos parches de bosque o de la unión de parches como consecuencia de la regeneración del bosque. Esta tendencia permitió identificar diferentes estados en la dinámica espacial de los bosques. En Veracruz y Salta, un incremento gradual de la densidad del número de parches (**Figura 3.4**) y de la longitud del borde y una disminución del tamaño del parche y área interior (**Tabla 3.1**) caracterizaron un paisaje afectado por la fragmentación progresiva durante los periodos de estudio.

Oaxaca es la única área donde la densidad de parches y la longitud de los bordes fueron curvilíneas, con medidas que cambiaron de dirección en un punto medio del periodo de estudio (**Figura 3.4**). Esto refleja una rápida división de los parches de bosque que, posteriormente, fueron eliminados por altas tasas de deforestación. En Chile central, el número de parches disminuyó gradualmente debido a su transformación (**Figura 3.4**). Este patrón estuvo asociado con una disminución del área interior del parche y un aumento del aislamiento del parche, así como por una continua pérdida de fragmentos forestales a lo largo del tiempo (**Tabla 3.1**). Al contrario, en Bariloche un aumento del tamaño del parche, del área interior y del índice de proximidad, así como una disminución de la densidad del número de parches y de la longitud del borde, indicaron que la cobertura forestal se estaba recuperando, mostrando una tendencia contraria a la fragmentación del bosque (**Figura 3.4** y **Tabla 3.1**). En Chiapas, la pequeña disminución de la densidad de parches (**Figura 3.4**) y los valores prácticamente constantes de tamaño de parche, longitud del borde y área interior revelaron un bajo nivel de fragmentación del bosque en este paisaje y la estabilización de la cobertura forestal (**Tabla 3.1**).

Durante estos periodos de estudio, el parche de bosque más grande ocupó alrededor del 2% del conjunto del paisaje en Chiapas, centro de Chile y Bariloche. Por otro lado, en Salta, este índice alcanzó un valor alto, variando desde el 52% al 32% entre 1977 y 2006. En Oaxaca, los valores variaron ligeramente desde el 24% al 23%, y en Veracruz desde el 6% al 2%.

Tabla 3.1 Índices del paisaje estimados en las seis áreas de estudio.

Veracruz, México				
Índices del paisaje	1973	1990	1999	
Tamaño medio de los parches (ha)	139,7	73,9	27,9	
Longitud total del borde (km)	3.091.320	6.334.110	6.345.420	
Área interior total (ha)	44.160,84	41.404,14	21.771,7	
Proximidad media	1.235,1	16.712,5	1.229,35	
Oaxaca, México				
Índices del paisaje	1979	1989	1999	2005
Tamaño medio de los parches (ha)	99,9	22,9	41,2	46,7
Longitud total del borde (km)	64.069,8	105.900,9	106.688,9	89.516,0
Área interior total (ha)	514.323,3	2.246.893,7	386.258,9	428.649,66
Proximidad media	332.727,6	28.168,4	366.210,5	388.341,7
Chiapas, México				
Índices del paisaje	1990	2000	2005	
Tamaño medio de los parches (ha)	13,1	14,1	14,4	
Longitud total del borde (km)	113.509,0	110.960,3	111.196,6	
Área interior total (ha)	277.821	275.821	274.287	
Proximidad media	4.432,03	4.174,92	4.164,15	
Chile central				
Índices del paisaje	1975	1985	1999	2008
Tamaño medio de los parches (ha)	8,8	6,3	6,2	6,0
Longitud total de borde (km)	44.400,1	49.837,8	50.768,7	41.897,8
Área interior total (ha)	76.901,2	29.922,8	23.500,2	26.149,2
Proximidad media	1.028,0	454,9	380,9	427,1
Salta, Argentina				
Índices del paisaje	1977	1987	1993	2006
Tamaño medio de los parches (ha)	1.074,7	757,9	528,6	330,2
Longitud total del borde (km)	8.540,1	15.826,2	15.455,0	14.872,7
Área interior total (ha)	682.693,0	614.457,0	581.090,0	506.464,0
Proximidad media	299.131,0	522.803,0	217.447,0	174.601,0
Bariloche, Argentina				
Índices del paisaje	1973	1985	1997	2003
Tamaño medio de los parches (ha)	8,85	14,3	12,2	13,9
Longitud total de borde (km)	79.359,68	52.586,80	62.149,86	52.021,08
Área interior total (ha)	115.080	135.654	145.918	132.901
Proximidad media	1.854	2.226	2.336	2.059

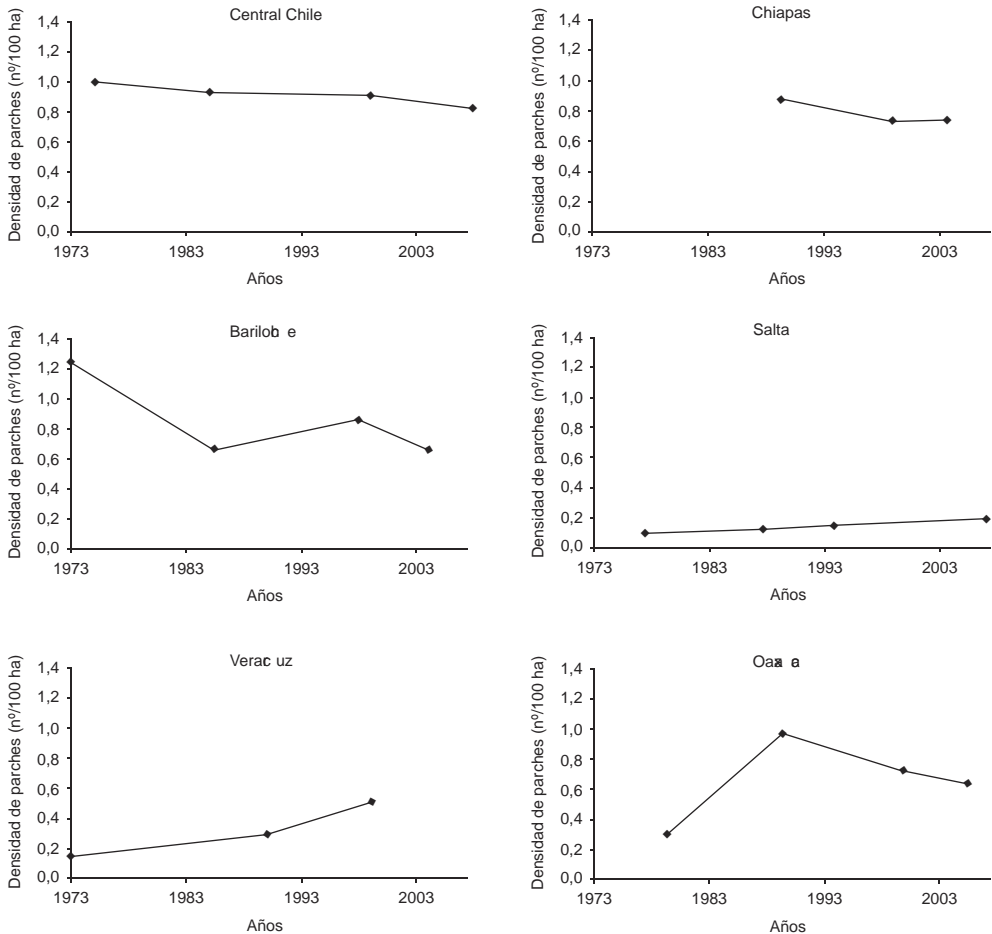


Figura 3.4 Variación temporal de la densidad de parches en las seis áreas de estudio: (a) Centro de Chile, (b) Chiapas, México, (c) Bariloche, Argentina, (d) Salta, Argentina, (e) Veracruz, México, (f) Oaxaca, México.

A medida que el bosque se va perdiendo, se espera que el índice de parche más grande (LPI) disminuya debido a la división de los grandes parches por la fragmentación (Trani y Giles, 1999). Al representar gráficamente la pérdida de bosque frente al LPI en las áreas de estudio, se observó que en Oaxaca, Veracruz y Salta (**Figura 3.5**) la continua fragmentación había provocado una división de los parches de bosque más grandes, causando una disminución en el LPI. Sin embargo, en el centro de Chile y Bariloche, hubo un ligero aumento en el LPI a medida que la pérdida de bosque aumentaba (**Figura 3.6**). Esta tendencia opuesta fue el resultado de una unión de los fragmentos grandes de bosque a pesar de la pérdida de otros (**Figura 3.3**). En Chiapas, el LPI no mostró variación debido a que las áreas con bosque permanecieron constantes durante el periodo de estudio (**Figura 3.6**).

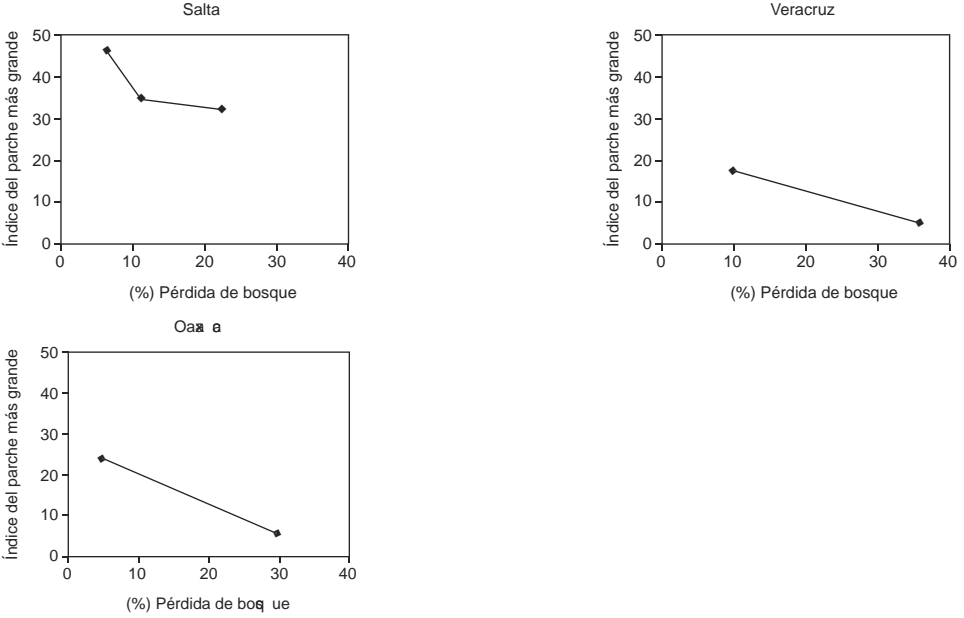


Figura 3.5 Relaciones entre la pérdida de bosque y el índice de parche más grande en las áreas de estudio donde los parches más grandes representan más del 4% del área del paisaje: (a) Salta, Argentina, (b) Veracruz, México, (c) Oaxaca, México.

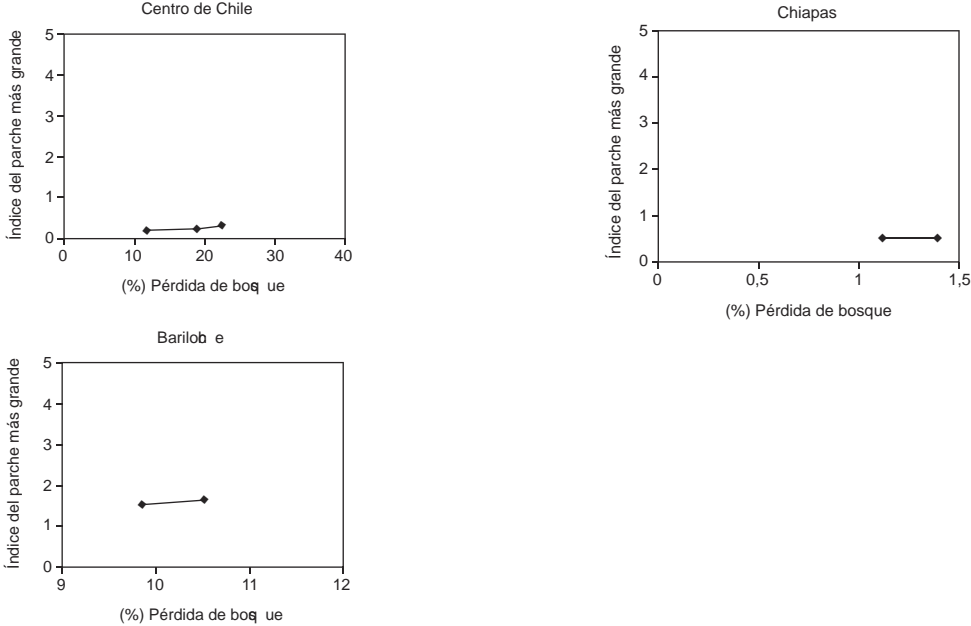


Figura 3.6 Relación entre la pérdida de bosque y el índice de parche más grande en las áreas de estudio donde los parches más grandes representan menos del 4% del área del paisaje. Se usaron diferentes escalas en el eje X para una mayor claridad: (a) centro de Chile, (b) Chiapas, México, (c) Bariloche, Argentina.

Los resultados también muestran diferentes tasas de desagregación del bosque a lo largo del tiempo, ilustrado por el grado de pérdida y de fragmentación del bosque (Figura 3.7 y 3.8). La mayor disminución en la agregación del bosque se observó en Chile, donde el índice pasó del 82% al 65% durante el periodo de estudio, disminuyendo más rápidamente durante el primer intervalo de tiempo (Figura 3.7). Sin embargo, en los primeros años de estudio, Salta y Veracruz tuvieron los mayores niveles de agregación de bosque o integridad espacial, con valores del 99% y 96%, respectivamente (Figura 3.7 y 3.8). En el centro de Chile la desagregación de la cobertura forestal estuvo acompañada por una pérdida de parches de bosque más que por una división de éstos, tal como se demuestra con los valores de la densidad de parches (Figura 3.4). Por otro lado, en Veracruz y Salta, el número de parches aumentó (Figura 3.4) mientras que el tamaño del parche disminuyó (Tabla 3.1), reflejando una disminución gradual en el nivel de agregación del bosque o un aumento en la fragmentación del bosque. En Chiapas la tasa de agregación del bosque permaneció constante en un 85%, lo que indica que no hubo cambios en los patrones espaciales (Figura 3.7).

Oaxaca fue la única área de estudio que sufrió una disminución y un posterior aumento en el índice de agregación a lo largo del tiempo (Figura 3.12). Al comparar estos resultados con los valores generados para las otras medidas se puede observar que, durante la primera parte del intervalo de tiempo, la cobertura de bosque estuvo desagregada debido a una división de los parches más grandes, lo que resultó en un aumento del número de parches (Figura 3.8). Entre 1989 y 2005 el bosque se hizo más agregado, aumentando el tamaño del parche (Tabla 3.1). En Bariloche, la cobertura de bosque mostró un aumento gradual de agregación (Figura 3.12), indicando la recuperación de nuevos parches y un aumento del tamaño del parche (Tabla 3.1).

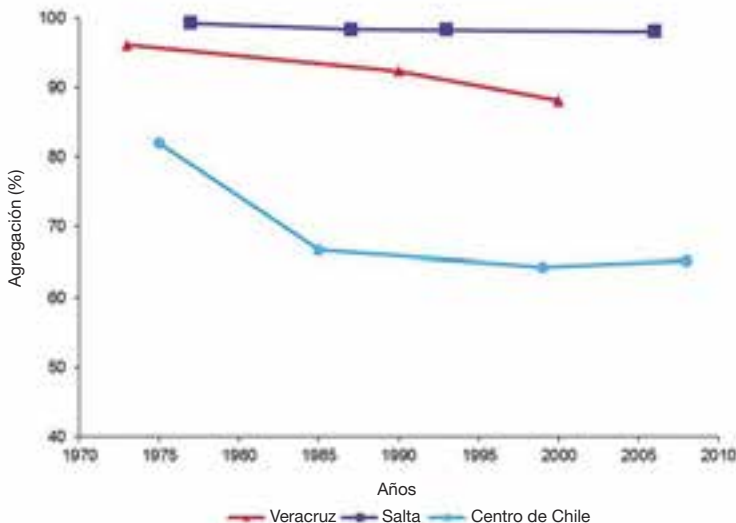


Figura 3.7 Índice de agregación de la cobertura de bosque en las áreas de estudio donde este índice disminuyó (Veracruz, Salta y centro de Chile) o se mantuvo constante (Chiapas).

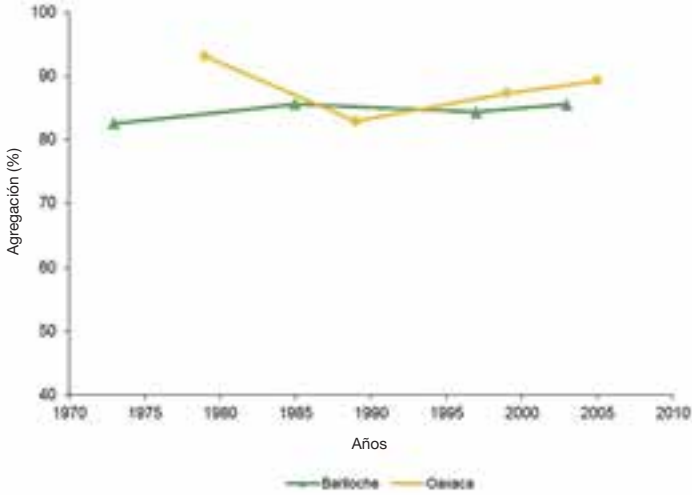


Figura 3.8 Índice de agregación de la cobertura de bosque en las áreas de estudio donde este índice aumentó (Bariloche y Oaxaca).

Los cambios en los patrones espaciales de los bosques secos están asociados a cambios en los usos del suelo de alrededor. De forma interesante, en tres de las áreas de estudio los fragmentos de bosque estuvieron principalmente rodeados de tierras de cultivo, mientras que en las otras tres áreas lo estuvieron de bosque degradado (en los casos de Salta y del centro de Chile) o de matorral (en Bariloche) (Figura 3.13 y 3.14). En la mayor parte de las áreas de estudio los fragmentos de bosque seco estuvieron rodeados por más del 70% de tierras de cultivo o bosque degradado y matorral. Este alto porcentaje de usos del suelo inducidos por el humano y adyacentes a los fragmentos indican que la mayor parte de los bordes de bosque pueden estar sujetos a las actividades antropogénicas que, potencialmente, pueden afectar a la supervivencia de muchas especies.

Oaxaca y Veracruz mostraron una mayor dinámica en el porcentaje de adyacencia entre las tierras de cultivo y los fragmentos de bosque (Figura 3.9) que las áreas de estudio rodeadas por bosque o matorral (Figura 3.10). La mayor variación en Oaxaca y Veracruz está relacionada con los cambios en la composición de la matriz, representada por una sustitución de pastos y suelo desnudo por tierras de cultivo, particularmente durante la década de los 70s y 80s del siglo XX. Posteriormente, durante la década de los 90s, la adyacencia a las tierras de cultivo tendió a disminuir en Veracruz, debido a la expansión y a la sustitución de tierras de cultivo por pastizales. En Chiapas y en Oaxaca, más del 90% de los fragmentos estuvieron rodeados por tierras de cultivo durante la última década (Figura 3.9). Por otro lado, en todas las áreas de estudio de Sudamérica, los parches de bosque estuvieron rodeados por bosque degradado o matorral (Figura 3.10). En Salta se observó hacia mediados de los 80s una disminución gradual en la adyacencia entre bosque y bosque degradado. En Chile central, donde se registró la mayor adyacencia con el bosque degradado, se llegó a un tipo de ‘pseudo-sabana’ llamada espinal en el año 2000, la cual después se redujo en el 2008 (Figura 3.10). Esta variación estuvo relacionada con la dinámica del espinal que fue transformado en tierras de cultivo, y que fue originado por la degradación del bosque esclerófilo.

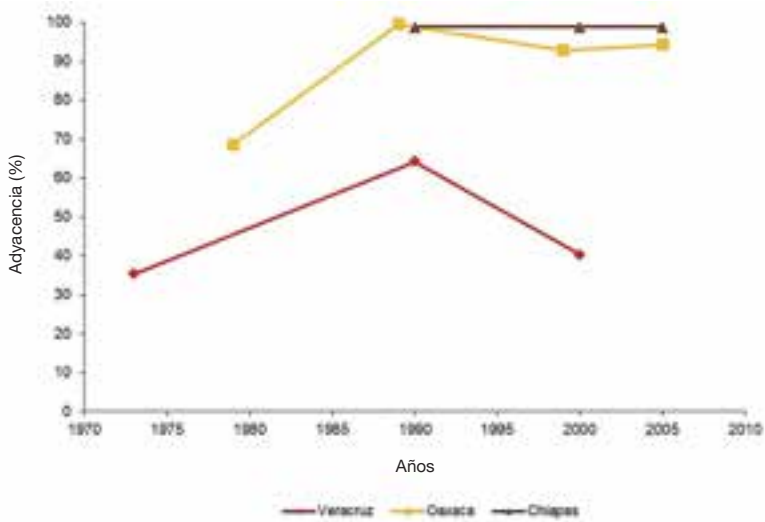


Figura 3.9 Porcentaje de adyacencia entre parches de bosque seco y tierras de cultivo en Chiapas, Oaxaca y Veracruz. Las tierras de cultivo fueron el principal tipo de cobertura adyacente a los parches de bosque en estas áreas de estudio.

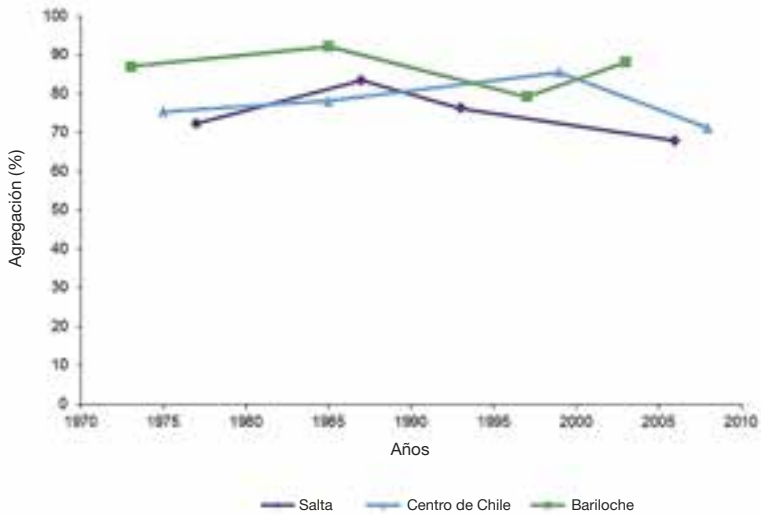


Figura 3.10 Porcentaje de adyacencia entre parches de bosque seco y bosque/matorral degradado en Salta, Bariloche y centro de Chile. El bosque degradado y el matorral fueron los principales tipos de cobertura de suelo adyacente a los parches de bosque en estas áreas de estudio.

Estados del paisaje y destrucción del hábitat

McIntyre y Hobbs (1999) señalan que el proceso de destrucción y modificación del hábitat puede ser conceptualizado como un proceso continuo, asociado a la influencia de las perturbaciones humanas. Estos autores identificaron cuatro tipos de estado del paisaje a lo largo de un gradiente de destrucción: intacto (<10% del hábitat destruido), abigarrado (10–40%), fragmentado (40–90%) y relicto (>90%). En los paisajes abigarrados, el hábitat todavía forma la matriz, mientras que en los paisajes fragmentados, la matriz está compuesta por hábitat destruido. Durante el periodo analizado, las áreas de estudio mostraron diferentes grados de pérdida de hábitat (**Figura 3.3** y **Tabla 3.2**). En Veracruz, el porcentaje de cobertura de bosque remanente en el año 2000 (ver **Tabla 2.1** del Capítulo 2 sobre la pérdida reciente) fue del 9%, lo que corresponde a un paisaje relicto. En esta área, el efecto del desarrollo de la agricultura intensiva ha llevado a la fragmentación progresiva de la cobertura forestal y a una alta tasa de pérdida de bosque (**Figura 3.5**).

Por otro lado, el porcentaje de cobertura de bosque detectado fue del 16% en Bariloche, del 32% en Chiapas, del 35% en el centro de Chile y del 60% en Oaxaca. Estas áreas de estudio correspondieron a paisajes fragmentados caracterizados por tener más del 40% del hábitat destruido. En Oaxaca y en el centro de Chile la mayoría de los fragmentos de bosque están sometidos a una alta presión debido a un uso intensivo de la matriz, lo que ha llevado a una progresiva transformación hacia la agricultura y bosque degradado, respectivamente (**Figura 3.10** y **Tabla 3.2**). El centro de Chile ha sufrido la mayor reducción de hábitat forestal, pasando del 43% al 34% de cobertura forestal, y ha sido además muy fragmentado (**Figura 3.12**). Al contrario, en Bariloche y Chiapas, los fragmentos de bosque nativo prácticamente no han sido modificados y el bosque ha permanecido intacto, incluso sin fragmentarse, tras largos periodos de pastoreo por el ganado, expansión de cultivos e incendios forestales. Los resultados muestran que, en 1977, Salta estaba en un estado intacto (94% de la cobertura de bosque), mientras que en 2006 había cambiado a un estado abigarrado (73% de la cobertura de bosque). En esta área de estudio, los bosques secos todavía forman la matriz del paisaje, la cual está representada por grandes parches (**Figura 3.9**). Sin embargo, las actividades forestales en estos bosques están imponiendo cambios pequeños pero constantes en los patrones espaciales de cobertura forestal, reflejándose en una reducción del grado de agregación (**Figura 3.7**). La identificación del nivel de modificación es importante para los planes de gestión, ya que ésta puede ayudar a decidir dónde y cuándo asignar una mayor o menor protección al paisaje (Hobbs, 2002).

Tendencias de los patrones espaciales del bosque seco en América Latina

El análisis de los índices de paisaje permitió evaluar los patrones espaciales de los bosques secos en América Latina. Los resultados muestran que los patrones espaciales del cambio del bosque seco fueron dinámicos y no representaron, necesariamente, un proceso unidireccional de pérdida de bosque y fragmentación (**Tabla 3.2**). Este resultado es consistente con lo descrito en otros paisajes, y resalta el hecho de que no existe una única forma correcta de pensar sobre los patrones espaciales de los paisajes modificados (Lindenmayer y Fischer, 2006). El reconocimiento de la diversidad de las tendencias del paisaje favorece un mejor enfoque de las estrategias de conservación (McIntyre y Hobbs, 1999).

En el centro de Chile, los patrones espaciales están relacionados con una alteración unidireccional del paisaje, produciéndose un cambio continuo que supone la reducción del tamaño de los parches individuales (fenómeno conocido como contracción) y del número total de parches (fenómeno conocido como desgaste) (Forman, 1995b) (**Tabla 3.1**). Veracruz y Salta también mostraron una alteración unidireccional, pero con una tendencia opuesta respecto al número de parches, ya que aumentaron con el tiempo, un fenómeno definido como fragmentación (Forman, 1995a) (**Tabla 3.2**). Por otro lado, Oaxaca mostró una alteración bidireccional caracterizada por la rápida fragmentación en los primeros años que fue seguida por una pérdida de los parches de bosque en los últimos años del periodo estudiado (**Tabla 3.2**). Esta tendencia fue más evidente debido a un rápido aumento en el número de parches durante el primer periodo de tiempo (**Tabla 3.1**). Sin embargo, hay muchos casos en los que las tendencias en el cambio de paisaje han sido contrarias (Metcalfe y Bradford, 2008; Vellend, 2003; Wittenberg *et al.*, 2007). Bariloche mostró un aumento en el tamaño de los parches y en la proximidad entre parches a lo largo del tiempo (**Tabla 3.3**). En esta área, los patrones espaciales cambiaron durante el periodo de estudio debido a la regeneración del bosque en áreas previamente taladas. Chiapas mostró un patrón de cambio más estable, aumentando ligeramente el tamaño de los fragmentos de bosque y reduciéndose el número de parches (**Tabla 3.1**).

Los resultados muestran que los patrones espaciales de los bosques secos fueron muy dinámicos durante las últimas cuatro décadas. Mientras que la mayor parte de las áreas de estudio experimentaron una reducción de la cobertura de hábitat forestal, otras mostraron un aumento o estabilidad. Entender las tendencias de los patrones espaciales de los bosques secos es importante para la conservación de su biodiversidad y la provisión de diversos servicios ecosistémicos. A pesar de esta importancia, muchas evaluaciones forestales e iniciativas internacionales todavía se centran en la magnitud de pérdida de bosque sin tener en cuenta su patrón espacial (Kupfer, 2006). Este trabajo confirma las ventajas de usar las métricas del paisaje para describir los cambios de su configuración, tal como ha sido demostrado en otras partes del mundo (Bhattarai *et al.*, 2009; Cayuela *et al.*, 2006; Martínez *et al.*, 2009; Peng *et al.*, 2010; Trani y Giles, 1999; Zeng y Wu, 2005).

Tabla 3.2 Estados del paisaje y tendencias espaciales de los bosques secos en seis áreas de estudio de América Latina durante las últimas cuatro décadas.

Área de estudio	Descripción	Tendencia de los patrones espaciales	Estado del paisaje
Salta	División de los grandes parches de bosque, aumento del número de parches,	Fragmentación progresiva	Intacto a abigarrado
Veracruz	disminución de la agregación del bosque		
Oaxaca	Pérdida de cobertura forestal; disminución y aumento en la agregación del bosque; cambios substanciales en la composición de la matriz	Fragmentación seguida de deforestación	Fragmentado
Centro de Chile	Pérdida de los parches de bosque; continuidad del bosque	Deforestación progresiva	Fragmentado
Chiapas	Sin cambios espaciales en la cobertura del bosque	Persistencia del bosque	Fragmentado
Bariloche	Unión de los parches de bosque; aumento en la agregación del bosque	Fusión de los parches de bosque	Fragmentado

Cartografiando la degradación del bosque seco

Las perturbaciones humanas no sólo alteran el patrón espacial de la cobertura del bosque sino que también pueden conducir a la modificación o degradación del hábitat que aún queda (McIntyre y Hobbs, 1999). Estas modificaciones incluyen cambios en la estructura, composición biótica o funcionamiento ecosistémico del hábitat (McIntyre y Hobbs, 1999; Ravi *et al.*, 2010). La degradación del hábitat de bosque seco está asociada a una variedad de actividades humanas tales como el pastoreo por herbívoros domésticos, la tala de árboles y los cambios en los regímenes de incendios forestales (Reynolds *et al.*, 2007).

Se usaron datos MODIS para cartografiar la degradación forestal en el centro de Chile desde el 2002 al 2009 (**Recuadro 3.3**). Debido a la baja resolución de las imágenes MODIS (250 m), se usó un umbral de $3\text{m}^2/\text{m}^2$ de Índice de Área Foliar (LAI son las siglas en inglés) con el objetivo de seleccionar exclusivamente los bosques densos. Esto permitió excluir otros tipos de cobertura del suelo como pastizales o matorrales, ya que el objetivo era hacer un seguimiento de la degradación de la cobertura forestal. Posteriormente, se analizó los cambios en los valores de la banda del rojo e infrarrojo extraídos del MOD 13 Q1 entre los años 2002 y 2009 para detectar los píxeles con algún grado de degradación. Se asumió que los píxeles de bosque denso con un incremento, a lo largo del tiempo, de los valores de reflectancia para la banda del rojo y una disminución de los valores para la banda del infrarrojo correspondieron a píxeles afectados por la degradación. Los píxeles sin cambios en los valores de reflectancia para ambas bandas no habían sido afectados por la degradación. Después, los píxeles de bosque degradado fueron seleccionados para determinar el grado de degradación. Esto se hizo mediante la aplicación del índice NDVI (Índice de Vegetación Normalizado) para el se definieron tres niveles de degradación, es decir, $\text{NDVI} > 0,71$: degradación baja; $0,57 < \text{NDVI} < 0,71$: degradación intermedia; $0,57 < \text{NDVI}$: degradación alta. Estos niveles fueron validados en el campo. Finalmente, se obtuvo una evaluación de la degradación de los bosques en cada periodo de tiempo (2002–2005 y 2005–2009) mediante la superposición de los mapas binarios correspondientes a las coberturas de bosque degradado/no degradado en un Sistema de Información Geográfica (SIG).

Se utilizaron modelos de regresión logística para determinar los factores inmediatos de degradación. Se identificaron y cartografiaron la mayoría de las variables explicativas ambientales y socio-económicas que están potencialmente relacionadas con la degradación del bosque. Éstas son el tamaño de la propiedad, la pendiente, la elevación, la distancia a las carreteras, la distancia a los ríos, la distancia a las ciudades y la distancia a los campos agrícolas en la primera imagen.

En Chile, se identificaron los bosques degradados para cada periodo de tiempo (2002–2005 y 2005–2009) mediante la superposición de los correspondientes mapas binarios de cobertura de bosque degradado/no degradado en un SIG. En Argentina, se llevó a cabo análisis de degradación para los bosques premontanos erosionados, en cada uno de los siguientes periodos: 1977–1987, 1987–1983, 1983–2006 y 1977–2006. La variable de respuesta binaria, hábitat degradado vs. hábitat no degradado, se analizó mediante un modelo de regresión logística usando el paquete estadístico R (Echeverría *et al.*, 2008). En Salta, Argentina, se derivó el bosque degradado usando

la clasificación de imágenes Landsat. El bosque degradado correspondió a áreas de bosque con menos del 50% de su cobertura clasificada como bosque premontano erosionado con factores edáficos limitantes. Éste incluyó dos tipos de sabanas: (a) con restricciones edáficas y controlada por los incendios, dominada por la tusca blanca (*Acacia albicorticata*) y el urundel (*Astronium urundeuva*), y (b) sabana de tusca blanca y pasto cubano, pequeños parches de bosque secundario (previamente usados con fines agrícolas) y bosques de ribera de porte bajo. También se incluyeron los siguientes tipos de bosque: bosque premontano erosionado, bosque secundario y bosque de ribera. Se llevaron a cabo los análisis de degradación para el bosque premontano erosionado en cada uno de los siguientes periodos de tiempo: 1977–1987, 1987–1983, 1983–2006 y 1977–2006.

En el área de estudio chilena, un total de 27.831 ha, equivalentes al 28% del total de los bosques secos densos existentes en 2002, habían sido degradadas en 2009 (**Figura 3.11**). En relación al grado de degradación, los resultados mostraron que la proporción de bosque muy degradado aumentó en el segundo periodo de tiempo. En 2005, el 64% de los bosques degradados fueron categorizados como muy degradados, el 23% como moderadamente degradados y el 14% como débilmente degradados (**Figura 3.11** y **3.12**). En el 2009, el 74% de los bosques degradados lo estaban fuertemente, el 24% moderadamente y el 2% débilmente (**Figura 3.11** y **3.12**). Este aumento en el área de bosques fuertemente degradados puede ser explicado por el hecho de que la población local continuó talando bosques densos para obtener leña y otros productos forestales. Estos procesos han causado la modificación de la estructura y composición de los bosques remanentes.

En Salta, el 4,8% de la cobertura de bosque estaba degradada en 1977 (**Figura 3.13**). Este valor permaneció casi constante durante los siguientes años, alcanzándose el 4,6% en 2006 (**Figura 3.14**). En 1987 se observó una mayor proporción de bosque degradado, que representó el 5,3% de la cobertura de bosque. Entre 1977 y 1987, la degradación estuvo fuertemente asociada con el pastoreo por el ganado y la tala del bosque para leña y madera. Al principio de la década de los 90 del siglo pasado, la rápida transformación del bosque degradado a cultivos de soja provocó un declive en el área de bosque degradado. Durante la última década, la proporción de bosque degradado ha permanecido constante, lo que refleja la presencia actual de las actividades de degradación como la tala y el pastoreo por ganado.

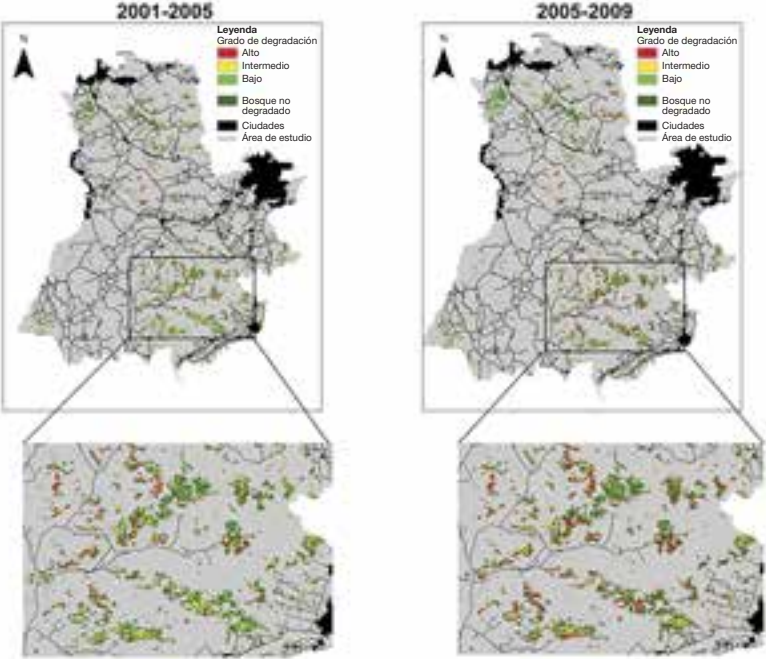


Figura 3.11 Distribución de bosque degradado y no degradado durante los periodos de tiempo estudiados en Chile. El bosque degradado se muestra en tres niveles de degradación.

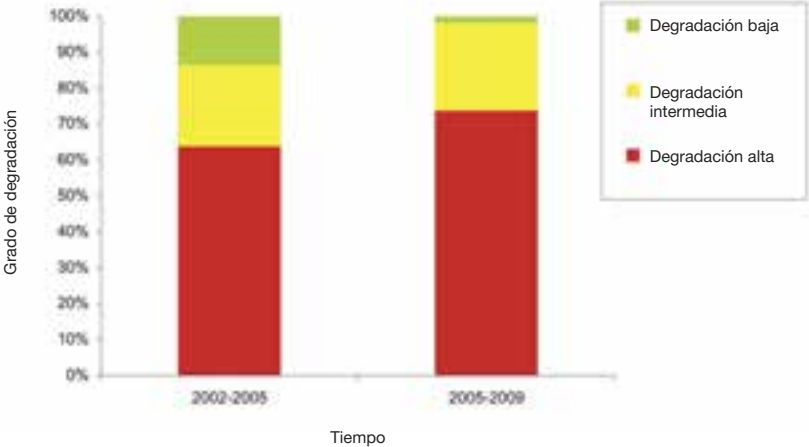


Figura 3.12 Distribución de la degradación del bosque por nivel de degradación en los dos periodos de tiempo en Chile.

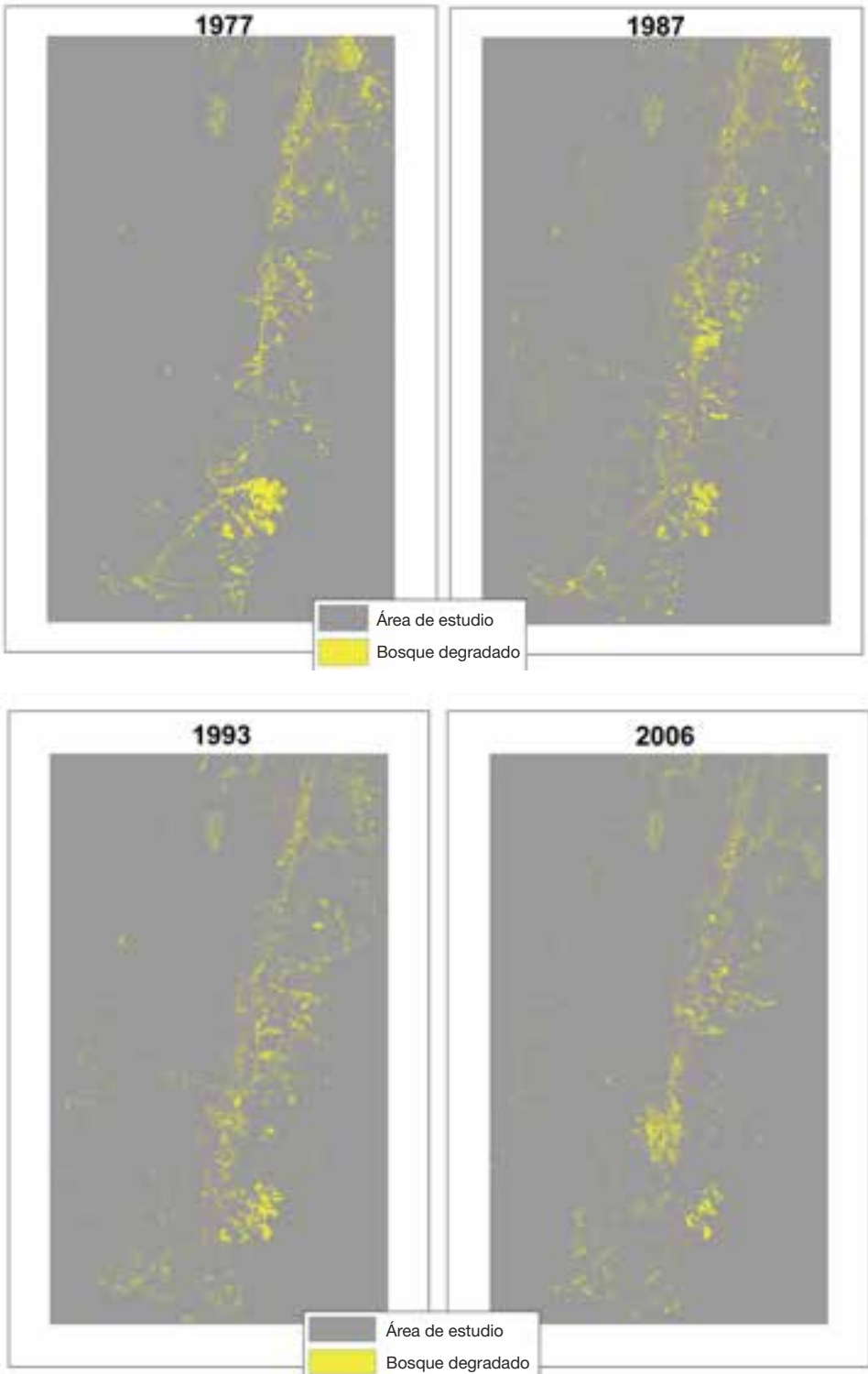


Figura 3.13 Mapas de degradación del bosque en Salta, Argentina, entre 1977 y 2006.

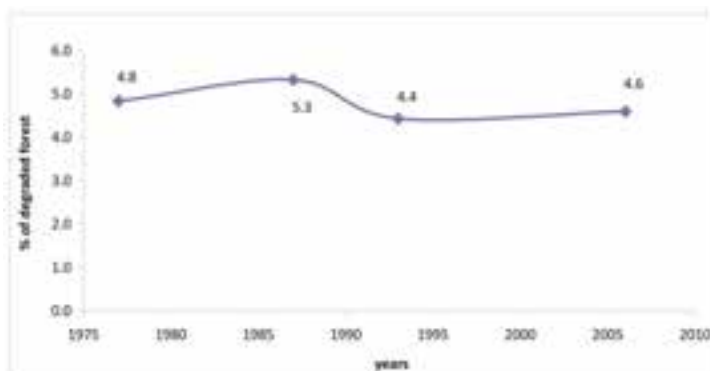


Figura 3.14 Variación en la proporción de bosque degradado con respecto al total de bosque en Salta, Argentina, entre 1977 y 2006.

Recuadro 3.3 Estimación de la degradación forestal de los paisajes secos en la zona central de Chile con productos MODIS

D. González, R. Fuentes, C. Echeverría

La degradación forestal puede estar causada tanto por perturbaciones naturales (incendios forestales, terremotos, volcanes, etc.) como por perturbaciones humanas (expansión de la superficie agrícola y urbana, el uso forestal, etc.) (Stuart *et al.*, 2002; Pickett y White, 1985; Hüttl y Schneider, 1998). Las perturbaciones de nutrientes también pueden provocar la disminución de la productividad y de la estabilidad de las masas forestales (Stolpe *et al.*, 2008). Sin embargo, aunque los bosques secos están sujetos a un amplio abanico de perturbaciones, uno de los principales factores responsables de su pérdida y degradación es la reciente expansión de la agricultura industrial debida a la cada vez mayor demanda global de alimentos (Grau *et al.*, 2009).

Las imágenes de teledetección son una herramienta muy poderosa para evaluar las amenazas que se ciernen sobre los ecosistemas forestales (Luque, 2000; Armenteras *et al.*, 2003; Echeverría *et al.*, 2007). La investigación aquí descrita se centra en cuantificar la degradación de los bosques secos en un área de 1.250.000 ha usando productos MODIS. El área de estudio se localiza en una de las regiones más pobladas de bosque seco en Chile, entre los 33° y los 38° de latitud, localizada entre el valle central y la cordillera de la costa (**Figura 1**).

Usamos el producto MOD15A2 con una resolución espacial de 1000 m, correspondiente a tres años (2002 (t_0), 2005 (t_1) y 2009 (t_2)), y seleccionamos aquellos parches cuyos píxeles fueron iguales o mayores de 3 m²/m² de índice de área foliar. Este umbral nos permitió distinguir los parches de bosque densos que mostraban degradación. Aquellos parches en los que las perturbaciones podían haber causado la eliminación de la cobertura de bosque fueron descartados ya que éstos representan deforestación en vez de degradación.

Posteriormente aplicamos las respuestas de reflectancia del Infrarrojo Cercano (NIR) y el Rojo (R) de los productos MOD13Q1 a nivel de píxel para cuantificar la degradación a lo largo del tiempo. Cuando en un píxel de bosque determinado la reflectancia del NIR aumenta y la del R disminuye entre dos medidas (en el mismo momento del día), indica que el bosque está aumentando su cobertura de dosel y, por tanto, es más denso. Por otro lado, cuando la reflectancia del NIR disminuye y la del R aumenta, indica que el bosque está disminuyendo su cobertura de dosel, lo que significa que el parche de bosque está siendo degradado a lo largo del tiempo (Chuvieco, 1996). Estas respuestas en las reflectancias fueron modeladas con ARC GIS aplicando un procedimiento de decisión de árbol (**Figura 2**).

Para visualizar los niveles de degradación forestal, relacionamos el Rojo y el NIR con el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) (Eq. 1). Se definieron los siguientes tres niveles de degradación: $NDVI > 0,71$: degradación baja; $0,57 < NDVI < 0,71$: degradación intermedia; $0,57 < NDVI$: degradación alta. Estos niveles fueron validados en el campo.

Recuadro 3.3 (cont.)

Eq. 1. $NDVI = (\delta NIR - \delta Red) / (\delta NIR + \delta Red)$, donde:

δNIR : Reflectancia del infrarrojo cercano

δRed : Reflectancia del Rojo

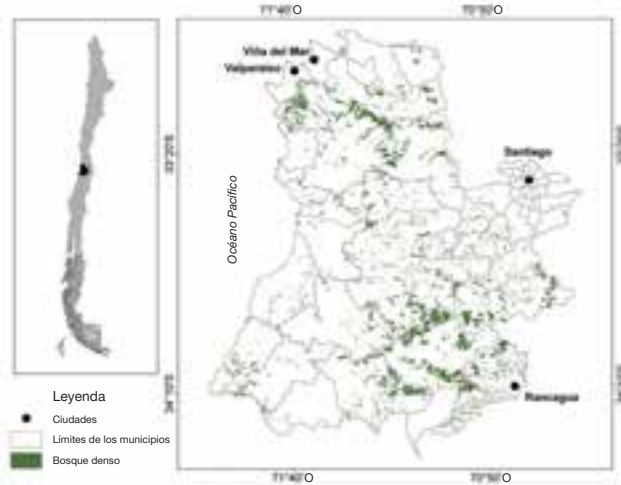


Figura 1 Localización del bosque seco denso en el área de estudio del centro de Chile.

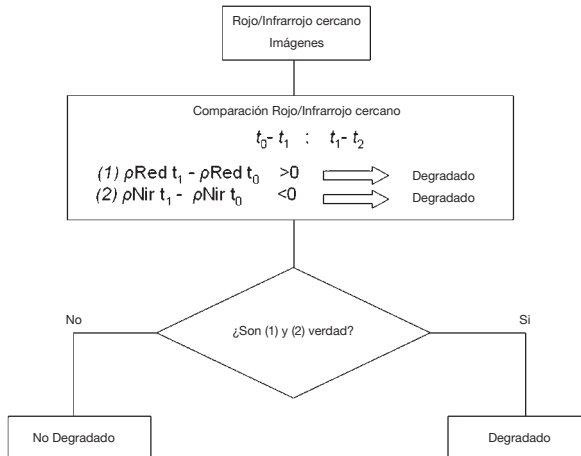


Figura 2 Árbol de decisión para la cuantificación de la degradación de bosque a nivel de píxel.

Los resultados revelaron que en 2005 el 64% de la superficie de bosque degradado estaba categorizado como fuertemente degradado, el 23% como moderadamente degradado y el 14% como débilmente degradado. En 2009, el 74% del bosque degradado lo estuvo fuertemente, el 24% moderadamente y el 2% débilmente degradado.

Recuadro 3.3 (cont.)

Tabla 1. Porcentaje de bosque denso degradado a nivel de municipios. Los municipios mayores de 500 ha están enumerados aquí.

Municipio	Degradación (%)	Municipio	Degradación (%)	Municipio	Degradación (%)	Municipio	Degradación (%)
Olmué	11.8	Navidad	25.6	Doñihue	28.7	Graneros	33.7
Limache	15.3	Coinco	26.7	San Antonio	29.8	Melipilla	34.6
Quilpue	19.4	Alhué	26.8	Buín	30.1	San Pedro	37.9
Casablanca	20.6	Valparaíso	27.8	Talagante	33.0	María Pinto	38.1
Santo Domingo	23.2	Paine	28.1	Curacaví	33.2	El Monte	42.5
Litueche	24.4	Rancagua	28.2	Las Cabras	33.5	Cartagena	46.9

El municipio con mayor porcentaje de degradación forestal fue Cartagena con el 47% (Tabla 1). Los municipios que mostraron los niveles más bajos de degradación fueron Olmué (12%) y Limache (15%) (Tabla 1).

El análisis temporal de los cambios de la cobertura forestal basados en el comportamiento de la reflectancia del NIR y del rojo parece ser un procedimiento adecuado para evaluar la degradación del bosque seco denso. El principal factor limitante de este procedimiento está relacionado con la resolución espacial de los productos MODIS y el tamaño de las áreas de bosque denso.

Causas de la degradación del bosque

En el centro de Chile, los modelos de regresión logística multivariante indicaron que la probabilidad de que un área sea degradada es muy significativa y está positivamente correlacionada con la distancia a los ríos ($p < 0,001$; **Tabla 3.2**). Al contrario, en 2008, la distancia a las áreas urbanas y a los campos agrícolas estuvieron negativamente relacionadas con la degradación del bosque ($p < 0,01$; **Tabla 3.2**). Estos resultados señalan que la probabilidad de degradación aumenta en los bosques localizados cerca de las áreas urbanas y de los campos agrícolas y lejos de los ríos. En estas áreas, la tala del bosque para leña y para pastos es más intensa y causa la disminución de la cobertura del dosel y la densidad de árboles. El acceso humano al bosque denso fue identificado como uno de los principales factores que afectan a la degradación del bosque.

De forma similar, la probabilidad de degradación en Salta estuvo positivamente relacionada con la distancia a las áreas urbanas en todos los periodos de tiempo y en el periodo de estudio total ($p < 0,001$; **Tabla 3.2**). La elevación estuvo positivamente relacionada con la degradación forestal en todos los periodos de estudio. La distancia a los ríos fue marginalmente significativa en el primer y el tercer periodo de tiempo así como durante el periodo de tiempo total. Este resultado es debido a que la mayor parte de los ríos están localizados en áreas poco accesibles para la gente. La probabilidad de degradación forestal estuvo positivamente explicada por la distancia a las ciudades en el primer periodo y durante todo el periodo de estudio (1977–2006). Antes de la década de los 90, la distancia a las carreteras secundarias apareció relacionada de manera significativa con la degradación forestal. Tras la década de los

90, esta variable no fue significativa ya que la mayoría de los bosques secundarios cercanos a las carreteras secundarias habían sido transformados en tierras agrícolas. Durante la década de los 90, la distancia a los campos agrícolas estuvo asociada con la presencia de bosques degradados debido al uso de los incendios forestales para aumentar las fronteras agrícolas.

En ambas áreas de estudio, los resultados revelaron que la accesibilidad a las áreas de bosque es uno de los principales factores que afectan a su degradación. La probabilidad de que un área de bosque sea degradada es mayor cuando el bosque está localizado cerca de tierras urbanas o forestales y en zonas bajas. Esta tendencia refleja que los bosques secos que aún quedan en el centro de Chile y en Salta han sido sometidos a una continua degradación durante las últimas décadas (**Recuadro 3.4**). Esto es consistente con los resultados obtenidos en evaluaciones llevadas a cabo recientemente (MEA, 2005, Ravi *et al.* 2010), lo que demuestra que los ecosistemas secos alrededor del mundo están experimentando un rápido proceso de degradación como resultado de las perturbaciones antropogénicas. Diversos estudios muestran que las modificaciones en los hábitats de bosque seco pueden provocar cambios en los procesos ecosistémicos (Jafari *et al.*, 2008; Smet y Ward, 2006; Stolpe *et al.*, 2008), lo que puede afectar a la productividad del paisaje, con importantes implicaciones ambientales y socioeconómicas.

Recuadro 3.4 Incendios forestales causados por el humano en los ecosistemas mediterráneos de Chile: modelización de los patrones espaciales del paisaje en presencia de incendios forestales

A. Altamirano, C. Salas, V. Yaitul, A. Miranda, C. Smith-Ramírez

Los incendios forestales son un problema muy serio ya que pueden devastar los recursos naturales y las propiedades de los humanos y poner en peligro la vida de las personas. Los incendios forestales causan enormes pérdidas económicas al afectar a los valores ambientales, recreativos y de amenidad, además de consumir madera, degradar las propiedades inmobiliarias y generar altos costes para su extinción. Recientemente se han realizado modelos sobre la incidencia de los incendios (es decir, dónde y cuándo un incendio se origina) en el hemisferio norte (Calef *et al.*, 2008; Lozano *et al.*, 2007; Ryu *et al.*, 2007; Vega-García and Chuvieco, 2006); sin embargo, existe una carencia de tales esfuerzos en el hemisferio sur, particularmente en los ecosistemas chilenos. Algunos estudios en Chile se han centrado en los efectos post-incendio en la dinámica de la vegetación (Navarro *et al.*, 2008; Litton y Santelices, 2003), pero no hay estudios que predigan la incidencia de los incendios forestales. Se ha reportado que en Chile los incendios pueden fomentar la invasión de plantas exóticas (ver Capítulo 8) y causar pérdidas significativas en la biodiversidad. En Chile, la frecuencia de incendios forestales ha aumentado durante las últimas décadas, habiendo una frecuencia media de aproximadamente cinco mil incendios forestales al año. Estos incendios afectan a un área media de unos 500 km² por año (Navarro *et al.*, 2008; CONAF, 2009), siendo la actividad humana la principal causa de inicio de los incendios (CONAF, 2009). Es necesario evaluar la extensión de los incendios provocados por la actividad humana en el centro de Chile con el objetivo de que los enfoques de restauración del bosque sean efectivos.

Para que las prácticas de gestión sean efectivas, es importante entender el impacto que tienen sobre los patrones de paisaje procesos tales como el inicio de los fuegos forestales y su propagación (Foster *et al.*, 1997). A escala de paisaje (es decir, extensiones >100.000 ha), la probabilidad de que ocurra un gran incendio está asociado a múltiples factores, incluyendo el tipo de bosque, las características fisiográficas, el clima y las actividades humanas. En este estudio desarrollamos modelos para investigar la relación entre la presencia de incendios forestales y los patrones de heterogeneidad del paisaje en ecosistemas mediterráneos de Chile. El área de

Recuadro 3.4 (cont.)

estudio abarca unos 892 km² y está localizada en el este del centro de Chile, cubriendo partes de Valparaíso y de las regiones administrativas metropolitanas (**Figura 1**). Se seleccionó un paisaje con una estabilidad temporal en la composición que opera a escala de paisaje. Se usaron datos georeferenciados de los incendios forestales que se produjeron durante 5 años, de 2004 a 2008. Se usó una distancia de 25 x 25 pixeles (750 m) para calcular las matrices de co-ocurrencia, ya que pequeñas ventanas dan lugar a matrices muy dispersas. Los datos de los patrones espaciales del paisaje fueron obtenidos a escalas espaciales múltiples, incluyendo variables climáticas, topográficas, cobertura del suelo y variables relacionadas con los humanos, obtenidas mediante imágenes de satélite. Se ajustó un modelo logístico con el propósito de predecir la presencia de incendios forestales como una función del potencial predictivo de nuestras variables. La relación que se modeló fue la existente entre la variable binaria de respuesta (uno = quemada, cero = no quemada) y las variables predictoras. Para analizar la presencia de los incendios se generaron mapas categorizados de la probabilidad de presencia de los incendios forestales con cuatro niveles: muy alto ($0,75 \leq p \leq 1$), alto ($0,5 \leq p \leq 0,75$), bajo ($0,25 \leq p \leq 0,5$) y muy bajo ($0 \leq p \leq 0,25$).

El mejor modelo sugiere que la probabilidad de que ocurra un incendio forestal está relacionada con temperaturas y precipitaciones altas y con una menor distancia a las ciudades. Las predicciones sugieren que el 46% (410 km²) del área de estudio tiene una alta probabilidad de sufrir un incendio forestal, sobre todo en aquellas localidades situadas más al este del área de estudio (**Figura 1**). El modelo clasificó de manera correcta el 73% del conjunto de datos de validación. La información obtenida de este estudio puede ser útil para reducir el peligro de los incendios forestales, indicando el riesgo de que ocurran (Ryu *et al.*, 2007; Vega-García y Chuvieco, 2006). El área de estudio es una de las regiones más pobladas de todo Chile. Por tanto, los resultados pueden ayudar a tomar decisiones sobre la planificación urbana y del territorio. Por otro lado, dado que los patrones climáticos determinan la presencia de incendios forestales, un cambio en las variables climáticas puede conducir a un cambio en la misma. Esto puede tener consecuencias importantes para la planificación urbana y del territorio a largo plazo, ya que la priorización actual de las áreas con alta probabilidad de incendios forestales puede no ser efectiva en el futuro debido al cambio climático. La exploración de nuevos modelos estadísticos permitiría mejorar la capacidad predictiva de los mismos. Así, una parte de nuestras investigaciones futura se centrarán en este tema.

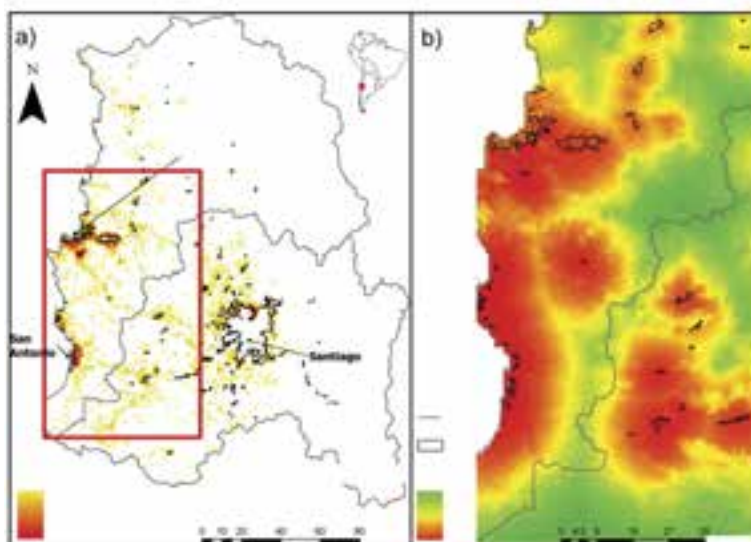


Figura 1 (a) Mapa del área de estudio y registro de incendios forestales entre 2004 y 2008, y (b) mapa de la probabilidad de presencia de un incendio forestal basado en el modelo predictivo.

Conclusiones

Los resultados indican que los bosques secos muestran una fragmentación y degradación progresiva en la mayoría de los paisajes estudiados de América Latina. En el centro de Chile y en Salta, los bosques secos han estado simultáneamente afectados por la pérdida de bosque (Capítulo 2), la fragmentación y la degradación. En Veracruz y Oaxaca, el paisaje ha experimentado una continua fragmentación y una pérdida de hábitats forestales. Por otro lado, Chiapas y Bariloche muestran tendencias diferentes, hacia la persistencia y fusión del bosque, respectivamente. Los resultados presentados aquí muestran claramente que el bosque seco está bajo una considerable presión humana como consecuencia del desarrollo económico, e implica importantes retos políticos de los países afectados. Debido a la importancia que tienen los bosques secos como proveedores de diferentes servicios ecosistémicos para el bienestar humano, se deberían llevar a cabo acciones que minimicen o inviertan los efectos de fragmentación y degradación. Tal como aquí se ha documentado, en varias áreas de estudio la restauración ecológica tiene el potencial de hacer frente tanto a la degradación como a la fragmentación del bosque. Tales intervenciones deberían ser planificadas e implementadas a escala de paisaje, para asegurar así su efectividad al aumentar la conectividad entre los parches forestales. Avances recientes enfatizan el desarrollo de planteamientos integradores para contrarrestar la degradación de la tierra, la pobreza, salvaguardar la biodiversidad y proteger la cultura de los 2,5 billones de personas que viven en los sistemas secos del mundo (Reynolds *et al.*, 2007). Las acciones de restauración de los paisajes forestales deberían constituir un elemento de tales enfoques. Para conseguir este propósito es necesario tener en cuenta un replanteamiento urgente e integral de las estrategias de desarrollo rural en América Latina.

Referencias bibliográficas

- Abdullah, S.A., Nakagoshi, N. 2006. Changes in landscape spatial pattern in the highly developing state of Selangor, peninsular Malaysia. *Landscape and Urban Planning* 77: 263–275.
- Altieri, M.A., Masera, O. 1993. Sustainable rural development in Latin America: building from the bottom-up. *Ecological Economics* 7: 93–121.
- Armenteras, D., Gast, F., Villareal, H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113: 245–256.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N. 2004. IUCN Red List of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Baptista, S.R. 2010. Metropolitan land-change science: A framework for research on tropical and subtropical forest recovery in city-regions. *Land Use Policy* 27: 139–147.
- Bennett, A.F. 2003. Linkages in the Landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. Xiv+254pp.
- Bhattarai, K., Conway, D., Yousef, M. 2009. Determinants of deforestation in Nepal's Central Development Region. *Journal of Environmental Management* 91: 471–488.

- Calef, M.P., McGuire, A.D., Chapin, F.S. 2008. Human Influences on Wildfire in Alaska from 1988 through 2005: An Analysis of the Spatial Patterns of Human Impacts. *Earth Interactions* 12: 1–17.
- Carvalho, F.M.V., De Marco Júnior, P., Ferreira, L.G. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392–1403.
- Cayuela, L. 2009. Fragmentation. In: Gillespie, R., Clague, D. (eds.), *Encyclopedia of Islands*. University of California Press, California: pp. 328–330.
- Cayuela, L., Benayas, J.M.R., Echeverría, C. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management* 226: 208–218.
- Chuvienco, E. 1996. *Fundamentos de teledetección espacial*. Ediciones RIALP, S.A., Third ed., Madrid, Spain. 568pp.
- CONAF. 2009. Corporación Nacional Forestal. Recursos Forestales. Protección contra incendios forestales. Consultado 9 Jun. 2008. <<http://www.conaf.cl>>.
- Echeverría, C., Newton, A., Lara, A., Rey-Benayas, J.M., Coomes, D. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16: 426–439.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A., Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130: 481–494.
- Echeverría, C., Coomes, D.A., Hall, M., Newton, A.C. 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling* 212: 439–449.
- Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A., Benayas, J.M.R., Coomes, D.A. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16: 426–439.
- Fialkowski, M., Bitner, A. 2008. Universal rules for fragmentation of land by humans. *Landscape Ecology* 23: 1013–1022.
- Forman, R.T.T. 1995a. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, New York.
- Forman, R.T.T. 1995b. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10: 133–142.
- Forman, R.T.T., Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York, NY.
- Foster, D.R., Aber, J.D., Melillo, J.M., Bowden, R.D., Bazzaz, F.A. 1997. Forest response to disturbance and anthropogenic stress. *Bioscience* 47: 437–445.
- Fuentes, E.R., Hajek, E. 1979. Patterns of landscape modifications in relation to agricultural practice in central Chile. *Environmental Conservation*. 6: 265–271.

- Fuentes, E.R., Hoffmann, A., Poiani, A., Alliende, M.C. 1986. Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. *Oecologia* 68: 358–366.
- Fuentes E.R., Otaiza, R.D., Alliende, M.C., Hoffmann, A., Poiani, A. 1984. Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. *Oecologia* 62: 405–411.
- Geri, F., Amici, V., Rocchini, D. 2009. Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography*. En prensa.
- Giriraj, A., Murthy, M.S.R., Beierkuhnlein, C. 2010. Evaluating forest fragmentation and its tree community composition in the tropical rain forest of Southern Western Ghats (India) from 1973 to 2004. Springer, Heidelberg.
- Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.H. 2009. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32(2): 140–148.
- Hill, J., Stellmes, M., Udelhoven, T., R der, A., Sommer, S. 2008. Mediterranean desertification and land degradation: Mapping related land use change syndromes based on satellite observations. *Global and Planetary Change* 64: 146–157.
- Hobbs, R. 2002. Habitat networks and biological conservation, En: Gutzwiller, K., (Ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer, New York, USA: pp. 150–170.
- Holmgren, M., Segura, A.M., Fuentes, E.R. 2000. Limiting mechanisms in the regeneration of the Chilean matorral: Experiments on seedling establishment in burned and cleared mesic sites. *Plant Ecology* 147: 49–57.
- Holmgren, M. 2002. Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions*. 4: 25–33.
- Hüttl, R.F., Schneider, B.U. 1998. Forest ecosystem degradation and rehabilitation. *Ecological Engineering* 10: 19–31.
- Jafari, R., Lewis, M.M., Ostendorf, B. 2008. An image-based diversity index for assessing land degradation in an arid environment in South Australia. *Journal of Arid Environments* 72: 1282–1293.
- Kupfer, J.A. 2006. National assessments of forest fragmentation in the US. *Global Environmental Change* 16: 73–82.
- Lindenmayer, D.B., Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis*. Island Press, USA.
- Lozano, F.J., Suárez-Seoane, S., de Luis, E. 2007. Assessment of several spectral indices derived from multi-temporal Landsat data for fire occurrence probability modelling. *Remote Sensing of Environment* 107: 533–544.
- Luque, S. 2000. Evaluating temporal changes using Multi-spectral Scanner and Thematic Mapper data on the landscape of a natural reserve: the New Jersey pine barrens, a case study. *International Journal of Remote Sensing* 21: 2589–2611.
- Martínez, M.L., Pérez-Maqueo, O., Vazquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., Equihua, M., Landgrave, R. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management* 258: 1856–1863.

- McGarigal, K., Cushman, S.A., M.C., N., Ene, E. 2002. Fragstats: spatial pattern analysis program for categorical maps. Retrieved January 20, 2009. Landcape Ecology Program del sitio web: <www.unmass.edu/landeco/researach/fragstats/fragstat.html>
- McIntyre, S., Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13: 1282–1292.
- Metcalfe, D.J., Bradford, M.G. 2008. Rain forest recovery from dieback, Queensland, Australia. *Forest Ecology and Management* 256: 2073–2077.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and human well-Being: Desertification synthesis. World Resources Institute, Washington DC.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Nagendra, H., Munroe, D.K., Southworth, J. 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101: 111–115.
- Navarro, R.M., Hayas, A., García-Ferrer, A., Hernández, R., Duhalde, P., González, L. 2008. Caracterización de la situación posincendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multi-espectrales. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 95–110.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., Loucks, C.J., Allnutt, T.F., Ricketts, T.H., Kura, Y., Lamoreux, J.F., Wettengel, W.W., Hedao, P., Kassem, K.R. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience* 51(11): 933–938.
- Peng, J., Wang, Y., Zhang, Y., Wu, J., Li, W., Li, Y. 2010. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators* 10: 217–223.
- Pickett, S., White, P. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Primera ed. Academic Press, San Diego, USA. 472pp.
- Ravi, S., Breshears, D.D., Huxman, T.E., D'Odorico, P. 2010. Land degradation in drylands: Interactions among hydrologic-aeolian erosion and vegetation dynamics. *Geomorphology* 116: 236–245.
- Reynolds, J.F., Smith, D.M.S., Lambin, E.F., Turner, B.L., II, Mortimore, M., Batterbury, S.P.J., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernandez, R.J., Herrick, J.E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F.T., Ayarza, M., Walker, B. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science* 316: 847–851.
- Rotenberg, E., Yakir, D. 2010. Contribution of semi-arid forests to the climate system. *Science* 327: 451–454.
- Ryu, S., Chen, J., Zheng, D., Lacroix, J.J. 2007. Relating surface fire spread to landscape structure: An application of FARSITE in a managed forest landscape. *Landscape and Urban Planning* 83: 275–283.

- Sano, M., Miyamoto, A., Furuya, N., Kogi, K., 2009. Using landscape metrics and topographic analysis to examine forest management in a mixed forest, Hokkaido, Japan: Guidelines for management interventions and evaluation of cover changes. *Forest Ecology and Management* 257: 1208–1218.
- Schimel, D.S. 2010. Drylands in the Earth system. *Science* 327: 418–419.
- Shuangcheng, L., Qing, C., Jian, P., Yanglin, W. 2009. Indicating landscape fragmentation using L-Z complexity. *Ecological Indicators* 9: 780–790.
- Smet, M., Ward, D. 2006. Soil quality gradients around water-points under different management systems in a semi-arid savanna, South Africa. *Journal of Arid Environments* 64: 251–269.
- Stolpe, N., Munoz, C., Zagal E., Ovalle, C. 2008. Modelling soil carbon storage in the «Espinal» agroecosystem of central Chile. *Arid Land Research and Management* 22: 148–158.
- Stuart, F.C., Matson, P.A., Mooney A.H. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York, USA.
- Trani, M.K., Giles, J.R.H. 1999. An analysis of deforestation: metrics used to describe pattern change. *Forest Ecology and Management* 114: 459–470.
- Vega-García, C., Chuvieco, E. 2006. Applying local measures of spatial heterogeneity to Landsat-TM images for predicting wildfire occurrence in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 21: 595–605.
- Vellend, M. 2003. Habitat loss inhibits recovery of plant diversity as forests regrow. *Ecology* 84: 1158–1164.
- Vergara, P.M., Armesto, J.J. 2009. Responses of Chilean forest birds to anthropogenic habitat fragmentation across spatial scales. *Landscape Ecology* 24: 25–38.
- Wang, S.Y., Liu, J.S., Ma, T.B. 2010. Dynamics and changes in spatial patterns of land use in Yellow River Basin, China. *Land Use Policy* 27: 313–323.
- Wittenberg, L., Malkinson, D., Beerli, O., Halutzky, A., Tesler, N. 2007. Spatial and temporal patterns of vegetation recovery following sequences of forest fires in a Mediterranean landscape, Mt. Carmel Israel. *CATENA* 71: 76–83.
- Zeng, H., Wu, X.B. 2005. Utilities of edge-based metrics for studying landscape fragmentation. *Computers, Environment and Urban Systems* 29: 159–178.