Principios y Práctica de la Restauración del Paisaje Forestal

Estudios de caso en las zonas secas de América Latina

Editado por A.C. Newton y N. Tejedor

FUNDACIÓN INTERNACIONAL PARA LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS
FIRE

Acerca de la UICN

La UICN, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, contribuye a encontrar soluciones pragmáticas para los principales desafíos ambientales y de desarrollo que enfrenta el planeta.

La UICN trabaja en los ámbitos de biodiversidad, cambio climático, energía, medios de subsistencia y una economía mundial más ecológica, apoyando la investigación científica, gestionando proyectos de campo en todo el mundo, y reuniendo a los gobiernos, las ONG, las Naciones Unidas y las empresas, con miras a desarrollar políticas, legislación y prácticas óptimas.

La UICN es la organización medioambiental más antigua y más grande del mundo, con más de 1000 miembros, gubernamentales y no gubernamentales, además de unos 11.000 expertos voluntarios en cerca de 160 países. Para su labor, la UICN cuenta con el apoyo de un personal compuesto por más de 1000 empleados, repartidos en 60 oficinas, y cientos de asociados de los sectores público, no gubernamental y privado de todo el mundo.

www.uicn.org

Principios y Práctica de la Restauración del Paisaje Forestal

Estudios de caso en las zonas secas de América Latina

Principios y Práctica de la Restauración del Paisaje Forestal

Estudios de caso en las zonas secas de América Latina

Editado por A.C. Newton y N. Tejedor

Este libro está dedicado a la memoria de Margarito Sánchez Carrada, un estudiante que trabajó en el proyecto de investigación descrito en estas páginas.

La designación de las entidades geográficas y la presentación del material en este libro no implican la expresión de ninguna opinión por parte de la UICN o de la Comisión Europea respecto a la condición jurídica de ningún país, territorio o área, o de sus autoridades, o referente a la delimitación de sus fronteras y límites.

Los puntos de vista expresados en esta publicación no reflejan necesariamente los de la UICN o los de la Comisión Europea.

Esta publicación ha sido posible gracias al apoyo económico brindado por la Comisión Europea al proyecto ReForLan (Contrato INCO CT–2006–032132).

La UICN y las organizaciones participantes declinan cualquier error u omisión en la traducción de este documento de la versión original en ingles al español.

Publicado por: UICN, Gland, Suiza y Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE), Madrid, España

Derechos de Autor: ©2011 Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales

Se autoriza la reproducción de esta publicación con fines educativos y otros fines no comerciales sin permiso escrito previo de parte de quien detenta los derechos de autor con tal de que se mencione la fuente.

Se prohíbe reproducir esta publicación para la venta o para otros fines comerciales sin permiso escrito previo de quien detenta los derechos de autor.

Cita bibliográfica: Newton, A.C. y Tejedor, N. (Eds.) (2011). *Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina*. Gland, Suiza: UICN y Madrid, España: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. xxiv + 409 pp.

ISBN: 978-2-8317-1394-6

Fotografías: Cubierta: © N. Ramirez-Marcial; contraportada: © C. Echeverría

Traductores: José M. Benayas y Marta Rueda, Universidad de Alcalá, España

Diseñado por: Bookcraft Ltd, Stroud, Gloucestershire, UK

Disponible en: UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza)
Servicio de publicaciones,
Rue Mauverney 28, 1196 Gland, Suiza

Tel: +41 22 999 0000, Fax: +41 22 999 0020
Correo-e: books@iucn.org
www.iucn.org/publications

ÍNDICE

Lista de recuadros **ix**
Prólogo **xiii**
Agradecimientos **xv**
Colaboradores **xvi**
Abreviaturas **xxiv**

1 Introducción **1**
A.C. Newton y N. Tejedor

2 Evaluación de la extensión actual y pérdida reciente de los ecosistemas forestales en zonas secas **23**
J.M. Rey Benayas, L. Cristóbal, T. Kitzberger, R. Manson, F. López-Barrera, J. Schulz, R. Vaca, L. Cayuela, R. Rivera, L. Malizia, D. Golicher, C. Echeverría, R. del Castillo, J. Salas

3 Evaluación de la fragmentación y degradación de los ecosistemas forestales en zonas secas **65**
C. Echeverría, T. Kitzberger, R. Rivera, R. Manson, R. Vaca, L. Cristóbal, G. Machuca, D. González, R. Fuentes

4 Fragmentación y efectos de la elevación en la diversidad de árboles de los bosques secos estacionales de México y Chile **105**
C. Smith-Ramírez, G. Williams-Linera, R.F. del Castillo, N. Ramírez-Marcial, R. Aguilar, N. Taylor, D. Golicher, P. Becerra, J.L. Celis-Diez, J.J. Armesto

5 Análisis experimental de las técnicas de restauración de los bosques secos **135**
G. Williams-Linera, C. Alvarez-Aquino, A. Suárez, C. Blundo, C. Smith-Ramírez, C. Echeverría, E. Cruz-Cruz, G. Bolados, J.J. Armesto, K. Heinemann, L. Malizia, P. Becerra, R.F. del Castillo, R. Urrutia

6 Valoración socioeconómica de los recursos forestales en las zonas secas de Argentina, Chile y México **191**
R.F. del Castillo, R. Aguilar-Santelises, C. Echeverría, E. Ianni, M. Mattenet, G. Montoya Gómez, L. Nahuelhual, L.R. Malizia, N. Ramírez-Marcial, I. Schiappacasse, C. Smith-Ramírez, A. Suárez, G. Williams-Linera

7 Impacto de la fragmentación y degradación de los bosques en los patrones de variación genética y sus consecuencias para la restauración forestal **215**
A.C. Premoli, C.P. Souto, S. Trujillo A., R.F. del Castillo, P. Quiroga, T. Kitzberger, Z. Gomez Ocampo, M. Arbetman, L. Malizia, A. Grau, R. Rivera García, A.C. Newton

8 Dinámica a escala de paisaje y restauración de los ecosistemas forestales de zonas secas **241**
A.C. Newton, E. Cantarello, N. Tejedor, T. Kitzberger, C. Echeverría, G. Williams-Linera, D. Golicher, G. Bolados, L. Malizia, R.H. Manson, F. López-Barrera, N. Ramirez-Marcial, M. Martinez-Icó, G. Henriquez, R. Hill

9 Identificación de áreas prioritarias para la restauración de bosques secos **289**
D. Geneletti, F. Orsi, E. Ianni, A.C. Newton

10 Desarrollo de recomendaciones sobre políticas públicas y estrategias de gestión para la restauración de paisajes con bosques secos **327**
M. González-Espinosa, M.R. Parra-Vázquez, M.H. Huerta-Silva, N. Ramírez-Marcial, J.J. Armesto, A.D. Brown, C. Echeverría, B.G. Ferguson, D. Geneletti, D. Golicher, J. Gowda, S.C. Holz, E. Ianni, T. Kitzberger, A. Lara, F. López-Barrera, L. Malizia, R.H. Manson, J.A. Montero-Solano, G. Montoya-Gómez, F. Orsi, A.C. Premoli, J.M. Rey-Benayas, I. Schiappacasse, C. Smith-Ramírez, G. Williams-Linera, A.C. Newton

11 Síntesis: principios y práctica de la restauración del paisaje forestal **377**
A.C. Newton

LISTA DE RECUADROS

Recuadro 1.1	Definición de algunos conceptos clave relacionados con la restauración forestal, según Lamb y Gilmour (2003)	2
Recuadro 1.2	Elementos de la RPF, según Mansourian (2005)	4
Recuadro 1.3	Características de los enfoques de la RPF, según Maginnis *et al.* (2007)	6
Recuadro 1.4	Ejemplos de iniciativas de RPF en diferentes partes del mundo	8
Recuadro 1.5	El Área de Conservación Guanacaste (ACG)	8
Recuadro 1.6	Principales colaboradores del proyecto ReForLan	10
Recuadro 2.1	Metodología utilizada para evaluar la cantidad y los factores de cambio de la superficie forestal	24
Recuadro 2.2	Cambios en la cubierta vegetal de las cadenas montañosas del centro de Chile (1955–2008)	33
Recuadro 2.3	Cambios en el uso del suelo en la Reserva de la Biosfera de Yungas y su área de influencia, Argentina (1975–2008)	35
Recuadro 2.4	Distribución histórica del bosque seco en el centro de Chile durante la conquista española en el siglo XVI	41
Recuadro 2.5	Reconstrucción histórica de los patrones de uso del suelo desde 1920 a 1960 en las tierras comunales de El Paso de Ovejas, Veracruz, México	45
Recuadro 2.6	Afinando los mapas de vegetación potencial de grano grueso para estimar la pérdida histórica de bosque en el trópico de México	48
Recuadro 2.7	Diferentes grupos de factores de cambio en las regiones estudiadas	51
Recuadro 3.1	Características del paisaje asociadas con la recuperación pasiva de los bosques esclerófilos mediterráneos en la zona central de Chile	65
Recuadro 3.2	Conectividad del paisaje en las zonas secas fragmentadas del valle central de Chiapas	70
Recuadro 3.3	Estimación de la degradación forestal de los paisajes secos en la zona central de Chile con productos MODIS	94
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	97
Recuadro 4.1	Variación altitudinal de la estructura de la vegetación y la diversidad de árboles en la región de bosque tropical seco del centro de Veracruz	111
Recuadro 4.2	Diversidad de la vegetación leñosa en la Depresión Central de Chiapas, México	113
Recuadro 4.3	Diversidad de árboles y estructura forestal de los bosques subtropicales secos del noroeste de Argentina	117
Recuadro 4.4	Patrones de diversidad de hongos en un gradiente altitudinal	119
Recuadro 4.5	Diversidad de especies en los bosques secos del noroeste de Patagonia: implicaciones para la restauración	119

Recuadro 4.6	Lluvia de semillas generada por las aves y su germinación en las áreas de matorral fragmentado de la zona central de Chile	122
Recuadro 4.7	Efectos de la fragmentación en las comunidades de plantas de la zona central de Chile	125
Recuadro 4.8	Los factores ambientales y antropogénicos determinan la diversidad de árboles en los fragmentos de bosque tropical seco del centro de Veracruz	126
Recuadro 5.1	La ganadería holística y la restauración del paisaje en Chiapas, México	139
Recuadro 5.2	El papel del ganado en la regeneración del bosque tropical seco en Chiapas, México	140
Recuadro 5.3	Evaluación de las plantaciones comerciales y su manejo en el bosque tropical seco de la región del Paso de Ovejas, México	142
Recuadro 5.4	Terrazas para reforestar áreas degradadas en Oaxaca, México	145
Recuadro 5.5	Sustitución de un rodal forestal de especies exóticas por plantas nativas en el paisaje seco del centro de Chile	148
Recuadro 5.6	Sucesión secundaria temprana como forma de restauración pasiva en las etapas iniciales de la restauración ecológica del bosque tropical seco	150
Recuadro 5.7	Restauración del bosque tropical seco en Chiapas, México, y conocimientos básicos de la fenología, germinación y crecimiento de las plántulas de árboles nativos	153
Recuadro 5.8	Banco de semillas del suelo, remoción de semillas y germinación durante la sucesión secundaria temprana en una región de bosque tropical seco del centro de Veracruz, México	154
Recuadro 5.9	Efectos de la ingesta por las aves en la germinación de semillas en el centro de Chile	156
Recuadro 5.10	Establecimiento de plántulas de árboles en los bosques mediterráneos fragmentados del centro de Chile	158
Recuadro 5.11	Efectos de la aplicación de virutas de madera en la restauración post-incendio de árboles nativos	160
Recuadro 6.1	Consumo de leña para la producción de cerámica y pronósticos de la producción de biomasa leñosa a partir de *Bursera simaruba*	199
Recuadro 6.2	Patrones del consumo de leña en un paisaje de bosque tropical seco del centro de Veracruz	200
Recuadro 6.3	Considerando el conocimiento local en la selección de especies de árboles para la restauración del bosque seco en el centro de Veracruz, México	202
Recuadro 6.4	Voluntad para reforestar con especies nativas en las comunidades rurales del centro de Chile	204
Recuadro 6.5	Conocimiento tradicional en las zonas secas del centro de México: ¿un recurso en peligro?	206
Recuadro 6.6	Evaluación del valor y del potencial comercial de los productos forestales no maderables: el proyecto CEPFOR	210
Recuadro 7.1	*Hotspots* genéticos: la búsqueda para preservar la historia evolutiva de Chile	217

Recuadro 7.2	Comprobando la conectividad forestal mediante el uso de la distancia genética: los monos araña y la restauración del bosque seco en Nicaragua	219
Recuadro 7.3	Variabilidad genética en poblaciones de *Malacomeles denticulata*	227
Recuadro 8.1	Impacto antropogénico en los bosques secos de Chiapas, México	245
Recuadro 8.2	Efectos del fuego en los bosques esclerófilos de la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas en el centro de Chile	266
Recuadro 8.3	Efectos del cambio climático en los bosques subtropicales de Sudamérica	276
Recuadro 8.4	Efectos del cambio climático en los ecosistemas secos del centro de Chile	278
Recuadro 9.1	Evaluación ponderada de los criterios de restauración mediante entrevistas a expertos en la región Mixteca Alta, México	297
Recuadro 9.2	Uso de variables bióticas, abióticas y culturales para la conservación y restauración del bosque tropical seco en el centro de Veracruz, México	306
Recuadro 9.3	Selección de las prioridades de restauración forestal a nivel de cuenca en el centro de Chile	308
Recuadro 9.4	Áreas prioritarias para implementar el Mecanismo de Desarrollo Limpio en proyectos de restauración forestal de corredores de conservación en los Andes	310
Recuadro 9.5	Un modelo de optimización espacial para combinar cuestiones ecológicas y socioeconómicas	318
Recuadro 10.1	Contribución del análisis de los modos de vida al establecimiento de prioridades de restauración del bosque tropical seco: un estudio de caso en la Depresión Central de Chiapas, México	336
Recuadro 10.2	Uso de herramientas multicriterio para el apoyo a las decisiones en los Consejos de Desarrollo Rural Sustentable en Chiapas, México	339
Recuadro 10.3	Servicios hidrológicos y toma de decisiones ambientales en América Latina	345
Recuadro 10.4	Uso de herramientas de apoyo para las decisiones multicriterio en los Consejos de Desarrollo Rural Sostenible en Chiapas, México	348
Recuadro 10.5	Lecciones aprendidas sobre la gestión social de los bosques andinos en Bolivia	351
Recuadro 10.6	Gestión forestal sustentable de los bosques de las Yungas: protocolo para desarrollar e implementar un plan de gestión forestal en una granja experimental	353
Recuadro 10.7	Políticas públicas y cambios en el uso del suelo en el centro de Veracruz (México): un vínculo importante en los esfuerzos para restaurar un paisaje de bosque tropical seco	354
Recuadro 10.8	¿Qué sigue? Diseño y aplicación de instrumentos de política para la restauración y gestión forestal en América Latina	358
Recuadro 10.9	Conexión entre la investigación universitaria y la enseñanza/aprendizaje y una comunidad rural en México: el caso de la Estación Experimental de Restauración Ambiental "Las Barracas", Morelos, México	361

Recuadro 10.10 Directrices para la restauración de especies nativas en las comunidades mapuche del sur de Sudamérica 366
Recuadro 11.1 Cartografía y evaluación de los servicios ecosistémicos en paisajes forestales de zonas secas 382
Recuadro 11.2 ¿Dónde debería restaurarse la biodiversidad en las zonas secas de América Latina? Resultados del taller de expertos de ReForLan 389
Recuadro 11.3 Un enfoque integrado para identificar prioridades de restauración en los paisajes forestales de zonas secas 392
Recuadro 11.4 Implicaciones del REDD+ en la restauración del paisaje forestal 400
Recuadro 11.5 Indicadores para supervisar la aplicación de las iniciativas de Restauración del Paisaje Forestal 404

PRÓLOGO

Cada año desaparece un área de bosque del tamaño de Grecia[1]. Más del 80% de los bosques del planeta han sido talados, fragmentados o degradados. Como consecuencia, la biodiversidad y el clima mundial, así como el sustento de cientos de millones de personas, están seriamente amenazados.

En nombre de la Alianza Global para la Restauración del Paisaje Forestal (GPFLR, en sus siglas en inglés), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), el Instituto de Recursos Mundiales y la Universidad Estatal del Sur de Dakota han empezado a mapear el extraordinario potencial para la restauración que tienen los paisajes deforestados y degradados para hacer frente a los desafíos a los que tienen que enfrentarse las sociedades en todo el mundo, hoy en día y en el futuro.

Los últimos resultados de esta investigación indican que en en el mundo hay más de mil millones de hectáreas de tierras forestales que han desaparecido o se encuentran en un estado degradado, donde puede haber oportunidades para la restauración. La restauración de estos paisajes forestales no sólo tiene el potencial substancial de secuestrar grandes volúmenes de carbono, sino también de ayudar a la gente a salir de la pobreza y reducir la vulnerabilidad de la población rural y los ecosistemas.

La importancia del papel que juega la restauración del paisaje ha sido recientemente reconocida mediante decisiones internacionales relacionadas con el cambio climático y la biodiversidad. En octubre del 2010, cerca de 200 gobiernos asistentes a la Conferencia de las Partes del Convenio para la Diversidad Biológica que tuvo lugar en Nagoya, Japón, adoptaron el objetivo de restaurar al menos el 15% de los ecosistemas degradados para el año 2020. Apenas dos meses después, en diciembre del 2010, las Partes del Convenio Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático, celebrada en Cancún, México, adoptó la meta de disminuir, detener e invertir la pérdida de cobertura forestal y carbono mediante acciones REDD+.

En febrero del 2011, el Foro de las Naciones Unidas para los Bosques instó a los Estados Miembros y a otros estados a continuar el trabajo de la GPFLR para desarrollar e implementar la restauración del paisaje forestal.

Si estos compromisos internacionales se traducen en medidas, serán una prueba más de la efectividad que tiene la restauración del paisaje forestal, y servirán de guía para desarrollar este enfoque allí donde sea necesario.

El libro *Principios y Prácticas de la Restauración del Paisaje Forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina*, editado por A.C. Newton y N. Tejedor, es un excelente compendio de los estudios de caso y análisis que con seguridad será de interés y utilidad para las personas que deseen avanzar en la restauración del paisaje forestal, sin importar el país de actuación.

1 FAO, 2005

Los profesionales y responsables políticos que trabajan en la restauración del paisaje forestal están continuamente aprendiendo unos de otros a través de la experiencia. Es importante, por lo tanto, seguir conectando socios y colaboradores alrededor de todo el mundo, de Escocia a Sudán y de Moldavia a México, en una comunidad cada vez mayor, que les permita difundir las mejores prácticas, así como fomentar la cooperación y el intercambio de nuevas ideas y soluciones.

Aparecido poco después de celebrarse el Año Internacional de los Bosques, esta nueva publicación es una contribución esencial para ampliar el conocimiento sobre la restauración del paisaje forestal y fortalecer la red de expertos que trabajan en la misma en todo el mundo.

Julia Marton-Lefèvre
Directora General de la UICN

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por la Comisión Europea de la Comunidad Europea a través del Proyecto ReForLan, del VI Programa Marco INCO, contrato CT2006–032132. Damos las gracias a Alejandro Brown y a Silvia Pacheco por sus útiles comentarios durante la realización del Capítulo 2. También estamos agradecidos a Rosario Landgrave e Ignacio González, quienes ayudaron en el tratamiento de las imágenes y en la clasificación de la vegetación central de Veracruz usadas en el Capítulo 2. Por último, extendemos nuestro agradecimiento a todos los investigadores que han contribuido en las actividades de investigación descritas en el Capítulo 8 y a Gillian Myers.

También queremos dar las gracias a los múltiples investigadores de ReForLan, demasiado numerosos para nombrarlos individualmente, que ayudaron a los co-autores del Capítulo 10 y contribuyeron a las actividades que nos permitieron concebir la relevancia de las interacciones entre las políticas públicas, las herramientas de apoyo en la toma de decisiones y los planes de manejo. Finalmente, queremos agradecer a todos los participantes de los talleres de ReForLan que han contribuido a las discusiones resumidas en el Capítulo 11.

COLABORADORES

Aguilar Santelises, Remedios, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR–Oaxaca), Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, 71230 Oaxaca, México. Correo-e: ragsantel@gmail.com

Alfaro Arguello, Rigoberto, Departamento de Agroecología, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: ralfaro@posgrado.ecosur.mx

Allendes, Juan L., Departamento de Ciencias Ecológicas, Universidad de Chile, Las Palmeras 3425, Chile. Correo-e: jrallend@gmail

Altamirano, Adison, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera, P.O. Caja 54-D, Temuco, Chile. Correo-e: aaltamirano@ufro.cl

Alvarez Aquino, Claudia, Instituto de Investigaciones Forestales, Universidad Veracruzana, Apartado Postal No. 551, CP 91000, Xalapa, Veracruz, México. Correo-e: aaclaudia@yahoo.com

Aramayo, Ximena, ECOBONA, Bolivia. Correo-e: xaramayo@intercooperation.org.bo

Arbetman, Marina, Laboratorio Ecotono, Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250, 8400, Bariloche, Argentina. Correo-e: marbetman@gmail.com

Arjona, Fabio, Conservación Internacional Colombia, Medellín, Colombia. Correo-e: info@carbonoybosques.org

Armesto, Juan, J., Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. Correo-e: jarmesto@bio.puc.cl

Ascension Hernández, Estela, Instituto de Ecología, A.C., Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Xalapa, Veracruz, 91070, México. Correo-e: estela__1@hotmail.com

Badinier, Capucine, Fundación ProYungas, Av. Aconquija 2423, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina. Correo-e: capucine_badinier@yahoo.fr

Barradas Sánchez, Laura P., Instituto de Investigaciones Forestales, Universidad Veracruzana, Apartado Postal No. 551, CP 91000, Xalapa, Veracruz, México. Correo-e: luneta_lunar@hotmail.com

Becerra, Pablo, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. Correo-e: pbecer@yahoo.com.ar

Becerra Vázquez, Ángel G., Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29290, México. Correo-e: eljusticiador@hotmail.com

Bichier, Peter, Departamento de Agroecología, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: pbichie@UTNet.UToledo.Edu

Birch, Jennifer, School of Applied Sciences, Bournemouth University, Talbot Campus, Poole, Dorset BH12 5BB, UK. Correo-e: jbirch@bournemouth.ac.uk

Black, Thomas, Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente – CAEMA, Medellín, Colombia. Correo-e: info@carbonoybosques.org

Blundo, Cecilia, Fundación ProYungas, Av. Aconquija 2423, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina e Instituto de Ecología Regional, Universidad Nacional de Tucumán, CC34 (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina.
Correo-e: ccblundo@yahoo.com.ar

Bolados Corral, Gustavo, Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile. Correo-e: gubolados@udec.cl

Brown, Alejandro, Fundación ProYungas, Av. Aconquija 2423, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina. Correo-e: abrown@proyungas.org.ar

Bustamante, Cesar M., Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global – Carbono & Bosques, Medellín, Colombia. Correo-e: info@carbonoybosques.org

Buzza, Karina, Fundación ProYungas, Av. Aconquija 2423, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina. Correo-e: buzza@proyungas.org.ar

Callejas, Jonathan, Instituto de Investigaciones Histórico-Sociales. Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, México. Correo-e: jonny2kallejas@hotmail.com

Camus, Pablo, Instituto de Historia, Facultad de Historia, Geografía y Ciencia Política, Pontificia Universidad Católica de Chile, Casilla 306–22, Santiago,Chile.
Correo-e: pcamusg@uc.cl

Cantarello, Elena, School of Applied Sciences, Bournemouth University, Talbot Campus, Poole, Dorset BH12 5BB, UK. Correo-e: ecantarello@bournemouth.ac.uk

Cayuela, Luis, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada, España. Correo-e: lcayuela@ugr.es

Ceccon, Eliane, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias. Universidad Nacional Autónoma de México Av. Universidad s/n, Circuito 2 Colonia Chamilpa, Cuernavaca, Morelos, México, 62210. Correo-e: ececcon61@gmail.com

Celis Diez, Juan L., Instituto de Ecología y Biodiversidad, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. Correo-e: jlcelis@gmail.com

Chambers, Carol, Northern Arizona University, South San Francisco Street, Flagstaff, Arizona 86011. Correo-e: Carol.Chambers@nau.edu Christophers, Carolina, Departamento de Manejo de Recursos Forestales, Universidad de Chile, Casilla 9206, Santiago, Chile. Correo-e: cchristophers@gac.cl

Church, Richard L., Department of Geography, 1832 Ellison Hall, University of California, Santa Barbara, Santa Barbara, CA 93106–4060, USA.
Correo-e: church@geog.ucsb.edu

Cristóbal, Luciana, Fundación ProYungas, Av. Aconquija 2423, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina. Correo-e: lucianacristobal@gmail.com

Cruz Cruz, Efraín, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias C.E. Valles Centrales de Oaxaca, Melchor Ocampo No.7 Sto. Domingo Barrio Bajo, Villa de Etla, Oaxaca, México. Correo-e: cruz.efrain@inifap.gob.mx

del Castillo, Rafael F., Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR-Oaxaca), Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, 71230 Oaxaca, México. Correo-e: fsanchez@ipn.mx

Domínguez Morales, Lesvia, Departamento de Agroecología, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: lesviadm@yahoo.com.mx

Echeverría, Cristian, Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile. Correo-e: cristian.Echeverría@udec.cl

Eliano, Pablo M., Asociación Foresto-industrial de Jujuy, Jujuy, Argentina. Correo-e: feliano@arnet.com.ar

Ferguson, Bruce, Departamento de Agroecología, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: bferguson@ecosur.mx

Fuentes, Castillo Taryn, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. Correo-e: tarfuentes@uchile.cl

Fuentes, Rodrigo, Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile. Correo-e: rofuentes@udec.cl

Garibaldi, Toledo María, Instituto de Ecología, A.C., Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Xalapa, Veracruz, 91070, México. Correo-e: maria_lizard@yahoo.com.mx

Geneletti, Davide, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università degli Studi di Trento, Trento, Italy. Correo-e: davide.geneletti@ing.unitn.it

Gobbi, Miriam, Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250, 8400, Bariloche, Argentina. Correo-e: mgobbi@crub.uncoma.edu.ar

Golicher, Duncan, School of Applied Sciences, Bournemouth University, Talbot Campus, Poole, Dorset BH12 5BB, UK. Correo-e: dgolicher@bournemouth.ac.uk

Gómez Alanís, Cristina, Instituto de Ecología, A.C., Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Xalapa, Veracruz, 91070, México. Correo-e: alanis.cg@gmail.com

Gómez Ocampo, Zaneli, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR-Oaxaca), Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlan, 71230 Oaxaca, México. Correo-e: gooz810117@yahoo.com.mx

González, David, Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile. Correo-e: dgonzale@udec.cl

González Espinosa, Mario, Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: mgonzale@ecosur.mx

Grau, Alfredo, Instituto de Ecología Regional, Universidad Nacional de Tucumán, CC34, (4107) Yerba Buena, Tucuman, Argentina. Correo-e: graua@tucbbs.com.ar

Gutiérrez, Víctor, Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global – Carbono & Bosques, Medellín, Colombia. Correo-e: info@carbonoybosques.org

Hagell, Suzanne, Northern Arizona University, South San Francisco Street, Flagstaff, Arizona 86011, USA. Paso Pacífico PO Caja 1244 Ventura, CA 93002–1244, USA. Correo-e: sehagell@gmail.com

Heinemann, Karin, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina. Correo-e: karinheinemann@gmail.com

Henríquez, Miguel, Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile. Correo-e: miguehenriquez@udec.cl

Henríquez Tapia, Gabriel, Departamento Manejo de Bosques y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile. Correo-e: ghenriquez@udec.cl

Hernández, Jaime, Laboratorio de Geomática, Antumapu, Universidad de Chile. Correo-e: jhernand@uchile.cl

Hernández, Rocío C., Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29290, México. Correo-e: rc_cristin@hotmail.com

Herrera Hernández, Obeimar B., Departamento de Manejo de Territorios, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29290, México. Correo-e: obalente@ecosur.mx

Hill, Ross, School of Applied Sciences, Bournemouth University, Talbot Campus, Poole, Dorset BH12 5BB, UK. Correo-e: rhill@bournemouth.ac.uk

Holmgren, Milena, Resource Ecology Group, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. Correo-e: Milena.Holmgren@wur.nl

Holz, Silvia C., El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: silviaholz@yahoo.com.ar

Huerta Silva, Margarita, Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, Spain. Correo-e: margarita.huerta@alu.uah.es

Ianni, Elena, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università degli Studi di Trento, Trento, Italy. Correo-e: elena.ianni@ing.unitn.it

Jiménez Fernández, Jaime A., Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29290, México. Correo-e: jajimenez@ecosur.mx

Kitzberger, Thomas, Laboratorio Ecotono, Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250, 8400, Bariloche, Argentina. Correo-e: kitzberger@gmail.com

Laguado, William G., Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global – Carbono & Bosques, Medellín, Colombia. Correo-e: info@carbonoybosques.org

Lallement, Mailen, CRUB-U.N.COMAHUE, San Carlos de Bariloche, Argentina. Correo-e: maylallement@gmail.com

Lara, Wilson, Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global – Carbono & Bosques, Medellín, Colombia. Correo-e: info@carbonoybosques.org

López Barrera, Fabiola, Instituto de Ecología, A.C., Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Xalapa, Veracruz, 91070, México. Correo-e: fabiola.lopez@inecol.edu.mx

Lorea, Francisco, Instituto de Ecologia, A.C., Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Xalapa, Veracruz, 91070, Mexico. Correo-e: francisco.lorea@inecol.edu.mx

Machuca, Guillermo, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile. Correo-e: gumachuca@udec.cl

Malizia, Lucio R., Fundación ProYungas, Alvear 678, piso 2, oficina 23, (4600) San Salvador de Jujuy, Jujuy, Argentina y Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy, Alberdi 27, (4600) San Salvador de Jujuy, Jujuy, Argentina. Correo-e: luciomalizia@proyungas.org.ar

Manson, Robert H., Instituto de Ecología, A.C., Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Xalapa, Veracruz, 91070, México. Correo-e: robert.manson@inecol.edu.mx

Martínez, Icó Miguel, Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: mimartinez@ecosur.mx

Mattenet, Mauricio, Fundación ProYungas, Av. Aconquija 2423, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina. Correo-e: mattenet@proyungas.org.ar

Maturana, Viviana, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. Correo-e: maturanananjari@gmail.com

Miles, Lera, UNEP World Conservation Monitoring Centre, 219 Huntingdon Road, Cambridge, CB3 0DL, UK. Correo-e: Lera.Miles@unep-wcmc.org

Miranda, Alejandro, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de la Frontera, Temuco, Chile. Correo-e: amiranda@ufro.cl

Montero, Solano José A., Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Oficina Chiapas, México. Correo-e: jose.montero@undp.org.mx

Montoya Gómez, Guillermo, Departamento de Manejo de Territorios, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de Las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: gmontoya@ecosur.mx

Nahuelhual, Laura, Departamento de Economía Agraria, Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile. Casilla 567, Valdivia, Chile. Correo-e: lauranahuel@uach.cl

Newton, Adrian C., School of Applied Sciences, Bournemouth University, Talbot Campus, Poole, Dorset BH12 5BB, UK. Correo-e: anewton@bournemouth.ac.uk

Orsi, Francesco, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università degli Studi di Trento, Trento, Italy. Correo-e: francesco.orsi@ing.unitn.it

Ortiz Escamilla, Juan, Instituto de Investigaciones Histórico-Sociales. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. Correo-e: jortiz@uv.mx

Otterstrom, Sarah, Paso Pacífico PO Caja 1244, Ventura, CA 93002–1244, USA. Km 15 Carretera Ticuantepe Centro Comercial MercoCentro, Modulo #5, Ticuantepe, Nicaragua. Correo-e: sarah@pasopacifico.org

Pacheco, Silvia, Fundación ProYungas, Av. Aconquija 2423, (4107) Yerba Buena, Tucumán, Argentina. Correo-e: pacheco@proyungas.org.ar

Parra Vázquez, Manuel R., Departamento de Manejo de Territorios, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: mparra@ecosur.mx

Pascacio, Damián Guadalupe, Departamento de Agroecología, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: vriesia_pascacio@hotmail.com

Pedraza Pérez, Rosa A., Instituto de Investigaciones Forestales, Universidad Veracruzana, Apartado Postal No. 551, CP 91000, Xalapa, Veracruz, Mexico. Correo-e: rpedraza@uv.mx

Peredo, Bernardo, School of Geography and the Environment, Oxford University. Correo-e: bernardo.peredov@gtc.ox.ac.uk

Ponce González, Oscar O., Instituto de Investigaciones Forestales, Universidad Veracruzana, Apartado Postal No. 551, CP 91000, Xalapa, Veracruz, México. Correo-e: copai.baos@gmail.com

Premoli, Andrea, Laboratorio Ecotono, Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250, 8400, Bariloche, Argentina. Correo-e: apremoli@crub.uncoma.edu.ar

Quiroga, Paula, Laboratorio Ecotono, Universidad Nacional del Comahue, INIBIOMA – CONICET, Quintral 1250, Bariloche, Argentina.
Correo-e: pquiroga@crub.uncoma.edu.ar

Ramírez, Luis Josué, CIIDIR Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca 71230, México.
Correo-e:josueramirez81@yahoo.com.mx

Ramírez Marcial, Neptalí, Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: nramirezm@ecosur.mx

Ramos Vásquez, María Elena, El Colegio de Veracruz, Xalapa, Veracruz, México. Correo-e: maelena130569@yahoo.com.mx

Reid, Sharon, Centre for Advanced Studies in Ecology and Biodiversity (CASEB), Departamento de Ecología, Chile. Correo-e: sharonreidw@gmail.com

Rey Benayas, José M., Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, España. Correo-e: josem.rey@uah.es

Rivera García, Raúl, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR–Oaxaca), Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, 71230 Oaxaca, México.
Correo-e: rriverag@ipn.mx

Rivera Hutinel, Antonio, Centro de Estudios en Ecología y Limnología, GEOLIMNOS, Chile. Correo-e: antoniorivera29@gmail.com

Rueda Pérez, Milka, Departamento de Agroecología, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México.
Correo-e: lucia_rue@hotmail.com

Salas, Christian, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera, P.O. Caja 54-D, Temuco, Chile. School of Forestry and Environmental Studies, Yale University, USA. Correo-e: christian.salas@yale.edu

Salas, Javier, Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, España. Correo-e: javier.salas@uah.es

Santacruz, Alí. M., Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global – Carbono & Bosques, Medellín, Colombia. Correo-e: info@carbonoybosques.org

Schiappacasse, Ignacio, Departamento de Economía de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Facultad de Economía y Administración, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile. Correo-e: lschiappacasse@udec.cl

Schulz, Jennifer, Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares, España. Correo-e: 2jenny@gmx.de

Sierra, Andrés, Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global – Carbono & Bosques, Medellín, Colombia. Correo-e: info@carbonoybosques.org

Smith Ramírez, Cecilia, Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Universidad de Chile, Center for Advanced Studies in Ecology and Biodiversity (CASEB), P. Universidad Católica de Chile and Fundación Senda Darwin (FSD), Alameda 340, casilla 114-D, Santiago, Chile. Correo-e: csmith@willnet.cl

Souto, Cintia P., Laboratorio Ecotono, Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250, 8400, Bariloche, Argentina. Correo-e: csouto@crub.uncoma.edu.ar

Suárez, Alfonso, Instituto de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Avenida Universidad Km 1, Santiago Tulantepec, Hidalgo 43600, México. Correo-e: alfonsosuarezislas@yahoo.com.mx

Suzart de Albuquerque, Fabio, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada, España. Correo-e: fsuzart@ugr.es

Taylor Aquino, Nathaline, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: nationat@hotmail.com

Tejedor Garavito, Natalia, School of Applied Sciences, Bournemouth University, Talbot Campus, Poole, Dorset BH12 5BB, UK. Correo-e: ntejedor@bournemouth.ac.uk

Tognetti, Celia, Universidad Nacional del Comahue–CRUB, Quintral 1250, Bariloche, Argentina. Correo-e: celia.tognetti@gmail.com

Torres, Rodrigo, Facultad de Educación, Universidad Pedro de Valdivia, Alameda 2222, Santiago, Chile. Correo-e: rtorres@upv.cl

Trujillo, Sonia, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR–Oaxaca), Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlan, 71230 Oaxaca, México. Correo-e: strujila@ipn.mx

Uribe Villavicencio, David, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR–Oaxaca), Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca 71230, México. Correo-e: d_uribev8@yahoo.com.mx

Urrutia, Rocío, Instituto de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile, Campus Isla Teja, Valdivia, Chile. Correo-e: chiourrutia@gmail.com

Vaca, Raúl, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29920, México. Correo-e: rgenuit@ecosur.mx

Valenzuela Garza, Ricardo, Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, Prolongación de Carpio y Plan de Ayala, México DF, México. Correo-e: rvaleng@ipn.mx

Vázquez Mendoza, Sadoth, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR–Oaxaca), Instituto Politécnico Nacional, Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, 71230 Oaxaca, México. Correo-e: savazq70@hotmail.com

Villablanca, Carola, Laboratorio de Geomática, Antumapu, Universidad de Chile. Correo-e: carolavillablancar@gmail.com

Williams Linera, Guadalupe, Instituto de Ecología, A.C., Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Xalapa, Veracruz, 91070, México. Correo-e: guadalupe.williams@inecol.edu.mx

Yaitul, Valeska, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera, P.O. Caja 54-D, Temuco, Chile. Correo-e: valeskayaitul@gmail.com

Yepes, Adriana, Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global – Carbono & Bosques, Medellín, Colombia. Correo-e: adrianayepes@carbonoybosques.org; info@carbonoybosques.org

Zapata Arbeláez, Beatriz, Centro de Investigación en Ecosistemas y Cambio Global – Carbono & Bosques, Medellín, Colombia. Correo-e: info@carbonoybosques.org

ABREVIATURAS

ACG	Área de Conservación Guanacaste
BTS	Bosque Tropical Seco
BTSE	Bosque Tropical Seco Estacional
BSTSE	Bosque Subtropical Seco Estacional
CDB	Convenio sobre la Diversidad Biológica
CODERS	Consejos de Desarrollo Rural Sustentable
ECOBONA	Programa Regional para el Manejo Social de Ecosistemas Forestales Andinos
EDIEM	Estación de Investigaciones Ecológicas Mediterráneas
ENSO	Siglas en inglés para "Oscilación Sureña de El Niño"
EVS	Estilo de Vida Sostenible
FCPF	Siglas en inglés del "Fondo Cooperativo para el Carbono Forestal"
IPG	Índice del Parche Grande
LGDFS	Ley General sobre Desarrollo Forestal Sostenible
LGEEPA	Ley General sobre Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental
MAB	Siglas en inglés del "Programa Hombre y Biosfera"
MAG	Modelo Aditivo Generalizado
RBYungas	Reserva de la Biosfera de las Yungas
REDD	Reducción de Emisiones por la Deforestación y Degradación Forestal
RPF	Restauración de Paisajes Forestales
SIG	Sistema de Información Geográfica
SIRF	Servicio de Información de Restauración Forestal
TEEB	Siglas en inglés de "La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad"
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
UNESCO	Siglas en inglés de la "Organización de las Naciones Unidas para la Educación, Ciencia y Cultura"
UNFCCC	Siglas en inglés de la "Estructura de las Naciones Unidas del Convenio sobre el Cambio Climático
WWF	Siglas en inglés del "Fondo para la Vida Silvestre" o Worldwide Fund for Nature (también conocido como World Wildlife Fund en Norte América)

1 INTRODUCCIÓN

A.C. Newton y N. Tejedor

La pérdida y degradación generalizada que actualmente sufren los bosques nativos están consideradas como un grave problema ambiental en la actualidad. Este problema es tan agudo que, de manera justificada, ha sido reconocido como una 'crisis de deforestación' (Spilsbury, 2010). Algunas revisiones llevadas a cabo recientemente indican que, mientras que en algunos países la tasa de deforestación está disminuyendo, la tasa global de pérdida de bosque sigue siendo muy elevada. Se estima que durante la década del 2000–2010 se perdieron alrededor de 130.000 km^2 de bosque al año (FAO, 2010; Secretariado del Convenio para la Diversidad Biológica, 2010). Sin embargo, las cifras de deforestación no ofrecen un panorama completo, ya que muchos bosques están siendo gravemente degradados mediante el uso del fuego, la tala y el herbivorismo. Aunque es difícil obtener datos precisos sobre el grado de degradación de los bosques a escala global, es posible obtener un índice de su impacto mediante la estimación de la cantidad de carbono almacenado en la vegetación forestal. Así, por ejemplo, durante el periodo 1990–2005, las existencias mundiales de carbono en los bosques se redujeron casi el doble de lo que se redujo la superficie forestal (UNEP, 2007).

Como respuesta a la pérdida y degradación de los bosques, se ha producido un aumento de los esfuerzos dirigidos hacia la restauración ecológica. La restauración forestal se refiere al proceso de recuperación de un ecosistema forestal que ha sido degradado, dañado o destruido (Mansourian, 2005), y consiste en el restablecimiento de las características del ecosistema, tales como la composición, estructura y función, que existían antes de la degradación (Jordan *et al.,* 1987; Hobbs y Norton, 1996; Higgs, 1997). En el pasado, la restauración ecológica ha sido definida de muchas maneras. Las primeras definiciones sugerían que el propósito de la restauración era la recreación integral de un determinado ecosistema histórico, incluyendo sus aspectos estructurales, composicionales y funcionales. Tales definiciones hacen hincapié en la importancia de la fidelidad histórica como un criterio de valoración en la restauración. Al contrario, las definiciones más recientes permiten que los objetivos sean más flexibles, siempre teniendo en cuenta que los valores culturales pueden ser importantes y que las variables ecológicas pueden ser usadas como criterios de valoración (Higgs, 1997). En el **Recuadro 1.1** se presentan algunas definiciones sobre los conceptos relacionados con la restauración forestal.

Definición de Restauración del Paisaje Forestal

La restauración del paisaje forestal (RPF, FLR es la abreviatura en inglés) representa un enfoque relativamente nuevo dentro de la restauración forestal. El término fue inicialmente propuesto en un taller dirigido por el WWF y la UICN en el que participaron una gran variedad de asistentes gubernamentales y no gubernamentales (WWF y IUCN, 2000). En este encuentro se definió el término RPF como 'un proceso planificado que pretende recuperar la integridad ecológica y mejorar el bienestar humano en paisajes forestales que han sido deforestados o degradados' (Maginnis *et al*., 2007; Mansourian, 2005).

Recuadro 1.1 Definición de algunos conceptos clave relacionados con la restauración forestal, según Lamb y Gilmour (2003)

Recuperación (reclamation en inglés): recuperación de la productividad en un sitio degradado utilizando principalmente especies de árboles exóticos. Frecuentemente se usan monocultivos. La diversidad biológica original no se recupera pero la función de protección y la mayoría de los servicios ecológicos pueden ser restablecidas.

Rehabilitación: restablecimiento de la productividad y de algunas, pero no necesariamente todas, las especies animales y vegetales originalmente presentes. Por razones ecológicas o económicas, el nuevo bosque puede incluir especies que no estaban originalmente presentes. Con el tiempo, la función de protección del bosque y los servicios ecológicos pueden ser restablecidos.

Restauración ecológica: el restablecimiento de la estructura, la productividad y la diversidad de las especies originalmente presentes en el bosque. Con el tiempo, los procesos ecológicos y las funciones coincidirán con las del bosque original. La Sociedad para la Restauración Ecológica define este concepto como 'el proceso de ayudar en la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido'.

Bienestar humano: asegurar que todas las personas tienen un papel en la toma de decisiones que afectan su capacidad para satisfacer sus necesidades, salvaguardar sus medios de vida y hacer realidad todo su potencial.

Desde entonces, el concepto de la RPF ha seguido desarrollándose. Por ejemplo:

- Dudley y Aldrich (2007) describen la RPF como: '*Un enfoque con visión de futuro que, más que intentar restaurar los bosques a su estado original, intenta fortalecer la resiliencia de los paisajes forestales y mantener abiertas diferentes opciones futuras con el objetivo de beneficiarse de los bosques y sus productos*';
- Aldrich *et al*. (2004) sugieren que '*la restauración de los paisajes forestales se centre en el restablecimiento de las funciones y procesos clave de los ecosistemas en la totalidad de paisaje, en vez de en restaurar lugares de manera individual. Como tal, se dirige a un mosaico de usos del suelo, incluyendo tierras agrícolas y tipos de bosques, que pueden incluir desde plantaciones a bosques naturales, con el objetivo de obtener una mezcla equilibrada entre protección, manejo y restauración que proporcione biodiversidad, así como beneficios ecológicos, económicos y sociales y de resistencia a los cambios perjudiciales*';
- Bekele-Tesemma y Ababa (2002) afirman que: '*La RPF proporciona un marco para los gobiernos, el sector privado, las ONGs y los conservacionistas para trabajar conjuntamente en la búsqueda de decisiones sobre el uso sostenible del suelo;* y
- Saint-Laurent (2005) resume la RPF como '*conseguir una mezcla correcta de enfoques a la escala adecuada para repartir los bienes y servicios forestales que las personas y las sociedades necesitan*'.

Tal como indican Dudley *et al.* (2005), el planteamiento de la RPF fue desarrollado como una respuesta al fallo generalizado de los enfoques más tradicionales que abordaban la restauración de los bosques. Éstos a menudo se basaban en el sitio, se centraban sólo en uno o varios productos forestales, tenían una fuerte dependencia de la plantación de árboles de un número limitado de especies y fallaban a la hora de abordar las causas primarias de la pérdida y degradación de los bosques. La RPF representa, por tanto, una desviación significativa respecto a estos enfoques, tal como

Vista panorámica de la Depresión Central de Chiapas, que muestra la distribución de los parches de vegetación en el valle y en las laderas con bosque. Vista desde Jiquipilas, Chiapas, México. Foto: N. Ramírez-Marcial

Incendios en las áreas de bosque seco de Chile. Foto: C. Echevarría

Recuadro 1.2 Elementos de la RPF, según Mansourian (2005)

- Se lleva a cabo a **escala de paisaje** en vez de en lugares individuales – es decir, la planificación de la restauración forestal se hace en el contexto de otros elementos: sociales, económicos y biológicos, característicos de un determinado paisaje. Esto no implica necesariamente la plantación de árboles en todo el paisaje, sino más bien en aquellos bosques estratégicamente localizados en áreas donde sea necesario lograr un conjunto de funciones (por ejemplo, el hábitat para una especie en particular, la estabilización del suelo o el suministro de materiales de construcción para las comunidades locales).
- Tiene una **dimensión socioeconómica y ecológica**. Las personas que tienen algún tipo de interés en juego en el estado del paisaje son más propensas a participar positivamente en su restauración.
- Implica abordar las **causas originales que provocaron la pérdida y degradación de los bosques**. La restauración puede lograrse simplemente mediante la eliminación de aquellos factores que provocaron la pérdida de bosque (como los incentivos malintencionados y el pastoreo de animales). También implica que si estos factores no son eliminados, la restauración será probablemente en vano.
- **Se opta por un paquete de soluciones**. No existe una técnica individual de restauración que pueda ser aplicada en todas las situaciones. De manera específica, en cada caso tendrán que ser tenidos en cuenta un número determinado de elementos, pero cómo hacerlo dependerá de las condiciones locales. El paquete puede incluir acciones prácticas, tales como las técnicas agroforestales, el enriquecimiento por plantación o la regeneración natural a escala de paisaje, pero también tiene que abarcar el análisis de las políticas, la formación y la investigación.
- Implica a una serie de **participantes** o partes interesadas en la planificación y toma de decisiones para conseguir que una solución sea aceptable y por tanto viable. Los objetivos que se persiguen a largo plazo cuando se restaura un paisaje deberían idealmente ser propuestos a través de un proceso que incluyera representantes de diferentes grupos con intereses en el paisaje con el fin de alcanzar, si no un consenso, al menos un compromiso que sea aceptable para todos.
- Implica **identificar y negociar los compromisos**. En relación con el punto anterior, cuando no se puede alcanzar un consenso, los diferentes grupos de interés necesitan negociar y ponerse de acuerdo sobre una solución aceptable para todos cuando se toma desde el punto de vista del grupo, aunque desde un punto de vista individual pueda parecer una solución menos óptima.
- Hace énfasis no solo en la cantidad de bosque, sino también en la **calidad de éste**. Cuando se considera una restauración, a menudo sólo se piensa en la zona de árboles que se plantará aunque, frecuentemente, la mejora de la calidad de los bosques ya existentes puede dar mayores beneficios a un coste más bajo.
- Su objetivo es **restaurar una serie de productos forestales, servicios y procesos**, más que la cobertura del bosque per se. No se trata solamente de darle importancia a los árboles, sino a todos los elementos que caracterizan a los bosques sanos, como el ciclo de nutrientes, la estabilización de los suelos, las plantas medicinales y aquellas que sirven de alimento, las especies animales que habitan el bosque, etc. Incluir toda la gama de beneficios potenciales durante el proceso de planificación hace que la elección de la técnica de restauración, lugares y especies arbóreas estén mejor pensados. Esto también permite más flexibilidad en los debates sobre los compromisos con las diferentes partes implicadas, ya que ofrece una mayor diversidad de valores.
- La restauración del paisaje forestal va más allá del restablecimiento de la cubierta forestal per se. Su objetivo es lograr un **paisaje que contenga bosques valiosos**, de donde, por ejemplo, se pueda obtener madera, puedan ser mezclados con cultivos para aumentar los rendimientos y proteger los suelos, mejoren la biodiversidad de hábitats y aumenten la disponibilidad de bienes para la subsistencia.

Ganado debajo de un ejemplar de *Acacia pennatula*, Chiapas, México. Foto: B. Ferguson

Amatenango del Valle, Valle Central de Chiapas, México. Foto: R. Vaca

Recuadro 1.3 Características de los enfoques de la RPF, según Maginnis *et al.* (2007)

- **Tiene una perspectiva a nivel de paisaje.** Esto no significa que cada iniciativa de la RPF deba ser desarrollada a gran escala o tenga que ser cara; más bien, las decisiones de restauración a escala de sitio necesitan ser adaptadas a los objetivos a escala de paisaje y tener en cuenta los posibles impactos a esta escala.
- **Funciona con una condición de 'doble-filtro'**. Los esfuerzos de la restauración a escala de paisaje deben mejorar tanto la integridad ecológica como el bienestar humano.
- **Es un proceso colaborativo** que abarca una amplia gama de grupos con intereses que deciden de manera colectiva sobre las técnicas más apropiadas que deben ser desarrolladas, así como sobre las opciones de restauración socioeconómicamente aceptables.
- **Necesariamente no tiene como objetivo devolver a los paisajes a su estado original**, sino que más bien es un enfoque con visión a largo plazo cuyo objetivo es fortalecer la elasticidad de los paisajes forestales y mantener abiertas las opciones de futuro para optimizar el reparto de los bienes relacionados con los bosques y los servicios a escala de paisaje.
- **Puede ser aplicada tanto a bosques primarios como secundarios, plantaciones forestales e incluso zonas agrícolas.**

se resume en los **Recuadros 1.2** y **1.3**. Se puede encontrar más información sobre la RPF, incluyendo la experiencia obtenida con su aplicación, en Dudley y Aldrich (2007), ITTO y UICN (2005), IUCN (2008b), Mansourian *et al.* (2005), Pfund y Stadtmüller (2005) y Rietbergen-McCracken *et al.* (2007).

El desarrollo y la aplicación de la RPF se han convertido en un objetivo de gran importancia tanto de la WWF como de los programas forestales de la UICN, y su planteamiento ha sido respaldado por la Asociación Global para la Restauración del Paisaje Forestal (*Global Partnership on Forest Landscape Restoration*; http://www.ideastransformlandscapes.org/), que actualmente engloba a más de 25 gobiernos y organizaciones no gubernamentales, incluyendo el WWF y la UICN.

Los bosques secos

La degradación ambiental es mucho más intensa en regiones áridas y semiáridas (Geist y Lambin, 2004). Estas regiones abarcan casi el 30% de la superficie de la Tierra y constituyen la mitad de la superficie de los países en desarrollo (UNDP, 2004). Sin embargo, a pesar de su aridez, estas regiones poseen una importancia mundial para la diversidad biológica y son los centros de origen de muchos cultivos agrícolas y otras especies con valor económico. Con frecuencia, las comunidades rurales que habitan estas regiones tienen una alta dependencia de los recursos forestales, particularmente de leña y forraje, como un modo de sustento. Por otro lado, en muchas de estas regiones, los bosques han sido sometidos a prácticas de uso del suelo insostenibles, incluyendo la expansión de zonas de pastizal para el ganado, el aprovechamiento excesivo (en particular de leña), su transformación en zonas agrícolas y un rápido crecimiento de los asentamientos urbanos. Estos procesos han resultado en un incremento de la deforestación y la degradación de los ecosistemas forestales de las zonas secas, y como consecuencia

en un impacto negativo en la biodiversidad, la fertilidad de los suelos y la disponibilidad de agua, así como en los medios de subsistencia para la población local (UNDP, 2004). La degradación de estos bosques es, por tanto, un reto importante para las iniciativas políticas que tienen como objetivo apoyar el desarrollo sostenible. Como consecuencia, la restauración de los ecosistemas forestales de zonas secas es una prioridad urgente si tales objetivos quieren alcanzarse. A pesar de su importancia, este tema ha sido poco abordado por la comunidad científica.

En 1988, Janzen (1988b) afirmó que los bosques tropicales secos (BTS) se encontraban entre los más amenazados de todos los bosques tropicales. Esta afirmación se basaba principalmente en el hecho de que menos de un 2% de los bosques tropicales secos de la región Mesoamericana estaban insuficientemente inalterados como para ser considerados dignos de conservación, habiendo declinado a partir de un área original que ocupaba cerca de 550.000 km^2. En ese momento, sólo el 0,09% de los bosques de la región Mesoamericana tenían cierto grado de protección oficial. En la actualidad, aunque el área protegida ha ido aumentando progresivamente, los estudios más recientes confirman que el resto de bosques tropicales secos sigue estando muy amenazado. Miles *et al*. (2006) estimaron que en los trópicos aún existe un área de unos 1.048.749 km^2 ocupada por bosque tropical seco, de los cuales más de la mitad (54,2%) está localizado en Sudamérica. En esta región, las dos áreas contiguas de bosque más extensas que existen están localizadas en el noreste de Brasil y en el sureste de Bolivia, Paraguay y norte de Argentina. Otras concentraciones importantes de bosque tropical seco existen en la Península de Yucatán en México, norte de Venezuela y Colombia. En general, aproximadamente el 97% del área de bosque tropical seco está en riesgo por una o más amenazas incluyendo el cambio climático, la fragmentación del hábitat, el fuego, el aumento de la densidad de población humana y la transformación en tierras de cultivos (Miles *et al*., 2006).

Tal como fue señalado por Miles *et al.* (2006), la definición de bosque seco es, en cierto sentido, problemática, ya que los bosques secos se clasifican dentro de otros tipos de vegetación como son los bosques húmedos, sabanas y otros bosques caducifolios. Mooney *et al.* (1995) sugieren que, en términos sencillos, un bosque tropical seco puede ser definido como un bosque que existe en una región tropical caracterizada por una marcada estacionalidad en la distribución de las lluvias, dando lugar a varios meses de sequía. Los bosques que se desarrollan en estas condiciones climáticas comparten una estructura y una fisionomía muy similar. Sin embargo, como señalan Mooney *et al.* (1995), estas características son difíciles de definir con precisión. La variación en la duración de la estación de lluvias, la topografía, las características físicas del suelo, en particular la humedad del suelo, son los principales factores responsables de las grandes diferencias observadas en la altura del dosel, biomasa total, productividad y disponibilidad de agua que existen entre estos bosques (Mooney *et al*., 1995; Murphy y Lugo, 1995). Los bosques tropicales secos también varían en su estructura, existiendo desde bosques relativamente abiertos hasta zonas de matorral denso y bosques con un dosel muy cerrado (Killeen *et al*., 1998).

Los bosques tropicales secos poseen una alta diversidad de especies y endemismos (Gentry, 1995; Janzen, 1987; Janzen, 1988b; Kalacska *et al*., 2004) y, aunque típicamente tienen menos biomasa que los bosques húmedos, se caracterizan por tener una mayor diversidad estructural y fisiológica (Mooney *et al*., 1995). La tasa de crecimiento y la regeneración de las plantas en estos bosques son relativamente bajas y la reproducción

Recuadro 1.4 Ejemplos de iniciativas de RPF en diferentes partes del mundo (Aldrich *et al.*, 2004; Ashmole y Ashmole, 2009; Ecott, 2002; Governments of Brazil and the United Kingdom, 2005; Mansourian *et al.*, 2005)

Brasil: La RPF está siendo aplicada en la restauración de los bosques atlánticos brasileños, muy fragmentados y que actualmente cubren menos del 7% de su área original. Los esfuerzos de restauración se centran en la creación de corredores que conecten reservas biológicas.

China: Los programas nacionales de restauración de bosques abarcan el 97% de los condados y ciudades de China. La RPF ha sido desarrollada en el área de conservación Minshan, que cubre 33.000 km^2 en la provincia de Sichuan.

India: Las actividades de restauración en Gujarat han mejorado el manejo del agua, las áreas de protección de bosques, han aumentado la plantación de especies locales y han eliminado el interés económico de la extracción de madera.

Malasia: Se están haciendo grandes esfuerzos para restaurar un corredor forestal a lo largo del río Kinabatangan, que conectará los manglares de la costa con los bosques de las zonas altas.

Mali: En el Delta del Níger se han restaurado dos bosques, lo que ha llevado a un aumento de la producción pesquera, resolución de conflictos, mejora de la cohesión social y crecimiento de la capacitación local.

Nueva Caledonia: En este territorio del Pacifico queda menos del 2% de la extensión original de bosque tropical seco. Se ha puesto en marcha un programa de acción para proteger y restaurar estos bosques, mientras que al mismo tiempo se contribuye al desarrollo social y económico de la zona.

Tanzania: Desde 1985, los agro-pastores Sukuma de Shinyanga (norte de Tanzania) han restaurado 250.000 ha de áreas degradadas, que han transformado un semi-desierto en un bosque.

Reino Unido: El 'Proyecto Carrifran Wildwood' ha restablecido el bosque nativo a lo largo de una sub-cuenca completa localizada en las colinas deforestadas del sur de Escocia.

Recuadro 1.5 El Área de Conservación Guanacaste (ACG)

La iniciativa de restauración ecológica más importante llevada a cabo en un bosque neotropical seco es la del Área de Conservación Guanacaste (ACG) en Costa Rica, una iniciativa liderada por Daniel H. Janzen quien pertenece a la Universidad de Pensilvania. Desde 1985 se han restablecido aproximadamente unas 70.000 ha de bosque que habían sido transformadas en campos de cultivo y pastos. Las actividades claves desarrolladas para apoyar este proceso de restauración fueron el cese de los fuegos antropogénicos y la prohibición de recolectar plantas y cazar animales, la compra de una cantidad suficiente de granjas y tierras de pasto para obtener un área grande de terreno y dejar que el bosque se recuperara a través del proceso natural de sucesión. También se contrató personal altamente cualificado y comprometido, que jugó un papel clave en el éxito del proyecto. El ACG representa uno del proyectos de restauración forestal más importantes llevados a cabo en los trópicos, sobre todo por el papel inspirador para la restauración de otras áreas. El ACG también ha conseguido llamar la atención sobre la importancia y el valor para la conservación de los bosques tropicales secos, así como por demostrar que su restauración es factible. Sin embargo, el ACG representa sólo una de las pocas iniciativas cuya finalidad es restaurar bosques secos a una escala de paisaje, y como tal es una de las principales fuentes de inspiración para la investigación que se describe en este libro. Puede encontrarse más información sobre el ACG en Allen (1988), FRIS (2007) y Janzen (2002).

es muy estacional. La mayor parte de las plantas tienen polinización cruzada y dependen de los animales para ser polinizadas (Quesada *et al*., 2009), mientras que la dispersión de semillas es principalmente por el viento y los animales (Janzen, 1988a).

Aunque la evaluación sobre el estado de conservación de los bosque secos realizada por Miles *et al*. (2006) se centra explícitamente en los bosques tropicales secos, existen otros tipos de bosques secos fuera de los trópicos, localizados en áreas con climas mediterráneos y templados. En América Latina, los bosques secos incluyen los bosques y zonas de matorral mediterráneo que se localizan en el centro de Chile, así como los bosques templados al este de los Andes, en el sur de Argentina. Ambas áreas han sido objetivo de la investigación que se describe en este libro, dándonos una oportunidad de comparar y contrastar los bosque secos de diferentes regiones de América Latina.

La RPF y los bosques secos

En la página web del Servicio de Información de Restauración Forestal (FRIS, 2009) se encuentra disponible una base de datos donde se describen más de 200 proyectos pasados y actuales que muestran diferentes ejemplos de iniciativas de restauración. Algunos ejemplos específicos sobre RPF se describen en Dudley y Aldrich (2007), Ecott (2002), IUCN (2008a), Mansourian *et al.* (2005), Rietbergen-McCracken *et al*. (2007) y en la Asociación Global para la Restauración del Paisaje Forestal (GPFLR 2009) (**Recuadro 1.4**). Sin embargo, muy pocos de éstos han sido desarrollados en áreas de bosque seco; una excepción es el ejemplo proporcionado para Nueva Caledonia (**Recuadro 1.4**). Muchas de las iniciativas donde se ha aplicado una RPF están todavía en un estado inicial de desarrollo y, por tanto, las evidencias de su efectividad son limitadas (Aldrich y Sengupta, 2005). El ejemplo más notable de una restauración de bosque tropical seco, a largo plazo y con un enfoque a escala de paisaje corresponde al Área de Conservación Guanacaste en Costa Rica, donde desde 1985 se han restablecido unas 70.000 ha de bosque que habían sido convertidas en tierras agrícolas (**Recuadro 1.5**). Este proyecto proporciona una importantísima demostración de la factibilidad de la RPF en bosques secos así como de los beneficios potenciales que tales enfoques pueden ofrecer.

Objetivos y enfoques de la investigación

Este libro presenta los resultados de un proyecto de investigación internacional que fue expresamente diseñado para examinar la aplicación de la RPF a los ecosistemas forestales de las zonas secas de América Latina. Para que la RPF pueda ser transferida a las prácticas habituales de restauración adoptadas y promovidas por los gobiernos y por el sector privado, así como por las comunidades locales, es necesario conseguir información sobre como los principios de la RPF pueden ser llevados a cabo en la práctica, y de una manera poco costosa pero efectiva. Este proyecto fue diseñado para conseguir esta información.

El proyecto ReForLan (acrónimo de *Restoration of Forest Landscapes for Biodiversity Conservation and Rural Development in the Drylands of Latin America*; http://reforlan.bournemouth.ac.uk/) surgió como una iniciativa de investigación entre diferentes colaboradores

(**Recuadro 1.6**), y se llevó a cabo durante los años 2007–2009 (Newton, 2008). El objetivo general del proyecto fue identificar y promover diferentes enfoques para el manejo sostenible de los ecosistemas forestales de las zonas secas, mediante la investigación de las técnicas de restauración de especies nativas de valor económico. Este objetivo se consiguió gracias a un programa de investigación multidisciplinario donde se analizaba como la restauración de las áreas degradadas puede conseguirse de forma que se mitigue el efecto de las prácticas no sostenibles en el uso del suelo, contribuyendo de esta manera a la conservación de la biodiversidad y apoyando el desarrollo de las formas de subsistencia de las comunidades rurales, siempre de acuerdo con los enfoques de la RPF. La finalidad del proyecto era conseguir una fuerte conexión entre la investigación tecnológica, el manejo y la política.

Recuadro 1.6 Principales colaboradores del proyecto ReForLan

Bournemouth University (BU), School of Applied Sciences, Poole, Dorset, UK
Coordinador: Profesor Adrian Newton

Pontificia Universidad Católica de Chile (PUC), Santiago, Chile
Contacto: Prof. Juan J. Armesto

Universidad Austral de Chile (UACH), Facultad de Ciencias Forestales, Chile
Contacto: Prof. Antonio Lara

Universidad Nacional del Comahue (UNCO), Laboratorio Ecotono, Bariloche, Argentina
Contacto: Dra. Andrea Premoli

Fundación Proyungas (FPY), Tucumán, Argentina
Contacto: Dr. Lucio R. Malizia

El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal, Chiapas, México
Contacto: Dr. Mario González-Espinosa

Instituto Politécnico Nacional (IPN), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Oaxaca, México
Contacto: Dr. Rafael F. del Castillo

Instituto de Ecología (IE), Xalapa, Veracruz, México
Contacto: Dra. Guadalupe Williams-Linera

Universidad de Alcalá (UAH), Departamento de Ecología, Madrid, España
Contacto: Prof. José M. Rey Benayas

Università degli Studi di Trento (UNITN), Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università degli Studi di Trento, Trento, Italia
Contacto: Dr. Davide Geneletti

Otros colaboradores asociados incluyen el Centro de Monitoreo para la Conservación Mundial del PNUMA, Cambridge, Reino Unido (contacto Dr. Lera Miles), la Universidad de Concepción, Concepción, Chile (contacto Dr. Cristian Echeverría) y la Universidad Veracruzana, Xalapa, México (contacto Dra. Claudia Álvarez Aquino).

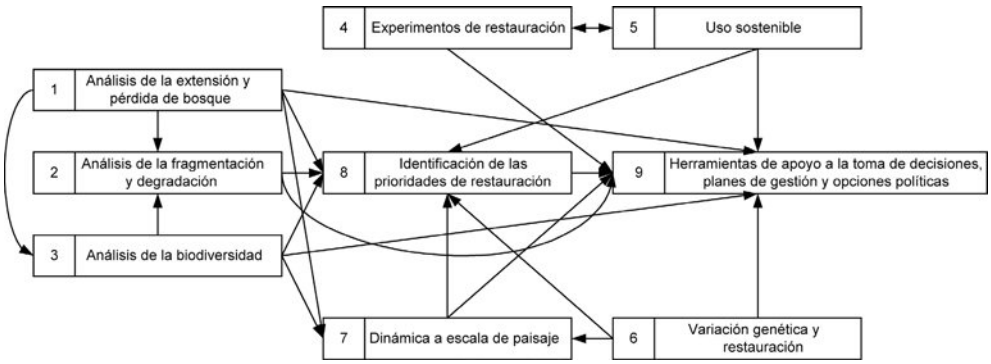
Los objetivos específicos del proyecto fueron:

- Identificar oportunidades para mejorar la productividad económica la producción sostenible, con especial énfasis en la identificación de incentivos para apoyar la restauración de bosques secos por parte de las comunidades locales;
- Analizar el sistema de uso de los recursos a nivel local, regional e internacional a través de un enfoque integrado, mediante el desarrollo de un programa comparable de investigación en siete zonas de estudio distribuidas en las regiones secas de México, Chile y Argentina;

- Usar la información recopilada mediante técnicas participativas para informar de la planificación y ejecución de las estrategias de manejo sostenible para los recursos forestales de las regiones secas;
- Desarrollar herramientas adecuadas de apoyo a la toma de decisiones, incluyendo sistemas de información, criterios e indicadores de sostenibilidad y rehabilitación, junto con el estudio de intentos prácticos de restauración, para apoyar las políticas y el manejo de los ecosistemas forestales de las regiones secas; y
- Diseminar los resultados a través de publicaciones científicas, informes de investigación e internet, fortaleciendo la capacidad de investigación de las organizaciones colaboradoras tanto en Europa como en América Latina, así como proporcionar formación y recursos educativos.

La investigación se ha llevado a cabo mediante una serie de nueve paquetes de trabajo interconectados (**Figura 1.1**), los cuales forman la base de la estructura de este libro. Este libro perfila los resultados de esta investigación, pero también presenta resultados adicionales proporcionados por otros proyectos llevados a cabo en la región que fueron invitados a participar.

Figura 1.1 Interrelaciones de los diferentes elementos (Paquetes de Trabajo) del proyecto ReForLan.

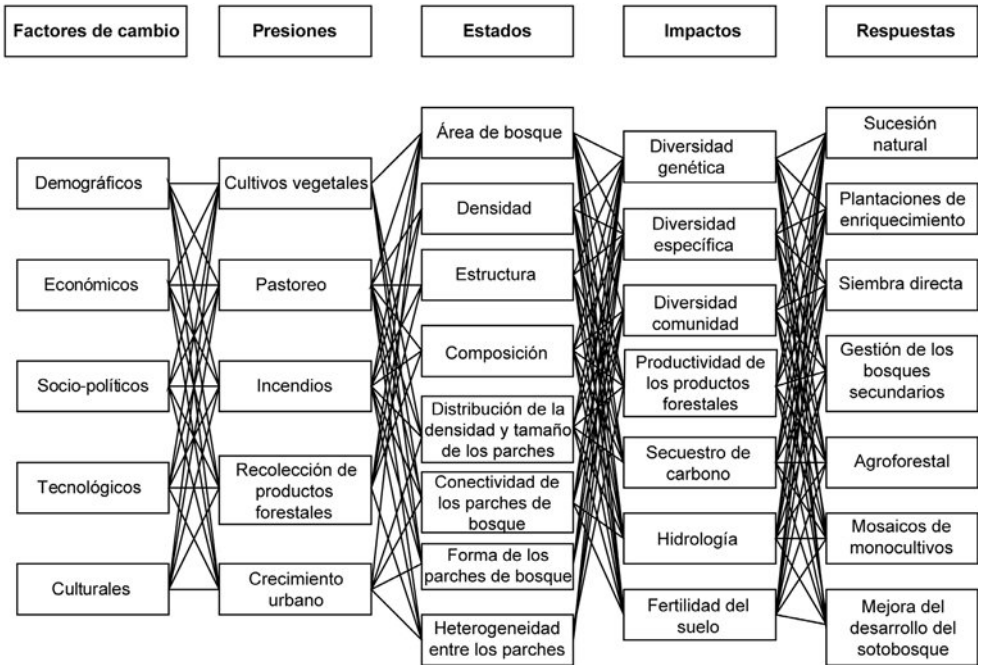


En general, la investigación tuvo el objetivo de identificar cómo los ecosistemas forestales de las zonas secas podían ser restaurados de tal manera que se vieran beneficiadas tanto la biodiversidad como las formas de subsistencia de las comunidades locales, y contribuir de esta manera a los objetivos del desarrollo sostenible. Para ello, al inicio del proyecto se desarrolló un marco conceptual que proporcionó una base para organizar e integrar las actividades de investigación (Newton, 2008). Éste se basó en considerar la restauración forestal como una repuesta potencial a la degradación ambiental causada por las prácticas de uso insostenible. Estas opciones de respuesta pueden ser englobadas de manera útil dentro del marco DPSIR (es decir, Factores de cambio – Presiones – Estado – Impacto – Respuestas), desarrollado por la Agencia Europea del Medio Ambiente para ayudar a analizar el proceso de desarrollo sostenible (EEA, 1998). El marco DPSIR se basa en el hecho de que diferentes actividades de la sociedad (factores de cambio) causan una presión en el medio ambiente, que puede promover cambios cuantitativos y cualitativos en el estado de las variables ambientales. Tales cambios pueden dar lugar a una variedad de diferentes impactos en los recursos naturales y en los servicios que proporcionan a las comunidades humanas. La sociedad tiene que responder a estos cambios de una manera apropiada para conseguir un

desarrollo sostenible. De acuerdo al marco DPSIR, se pueden desarrollar diferentes indicadores de sostenibilidad relacionados con los factores de cambio, las presiones, el estado, el impacto y las variables respuesta. El desarrollo de tales indicadores fue uno de los resultados del proyecto.

El enfoque de la investigación estuvo basado en la aplicación del marco DPSIR a la restauración de los recursos forestales de las zonas secas (**Figura 1.2**). Los factores de cambio subyacentes que son responsables de los patrones insostenibles de uso del suelo pueden ser agrupados en demográficos, económicos, socio-políticos, tecnológicos y culturales (Geist *et al*., 2006; Geist y Lambin, 2001). Por ejemplo, algunos factores clave que sustentan los patrones actuales de cambio en el uso y en la cobertura del suelo en las regiones secas de América Latina incluyen el contexto político actual, la estructura y función de las cadenas del mercado de los productos agrícolas y forestales, tanto nacionales como internacionales, y los procesos de globalización. Estos factores influyen en los tipos de cultivo y de ganadería, lo que puede tener un gran efecto en la cantidad y condición de los recursos forestales. Las variables clave que describen el estado de los recursos forestales incluyen el área del bosque, el tamaño y conectividad entre los parches de bosque y la composición y estructura de las masas forestales (**Figura 1.2**). La manera en que las actividades humanas influyen en estos patrones determinará su impacto en los procesos ecológicos clave, tales como la dispersión, el crecimiento, la supervivencia, la competencia, la sucesión y el flujo genético, que afectarán a la biodiversidad y a la provisión de los servicios ambientales de los que las comunidades humanas dependen (**Figura 1.2**). La severidad y amplitud de la degradación ambiental, y sus impactos en la biodiversidad y la provisión de servicios ambientales, determinarán tanto la necesidad como el ámbito de actuación de la restauración como una opción de respuesta.

Figura 1.2 Diagrama esquemático que ilustra el contexto de la restauración forestal como una respuesta a las prácticas insostenibles en el uso del suelo, de acuerdo al marco DPSIR (ver texto).



Áreas de estudio

La investigación se centra en siete regiones secas de América Latina donde los bosques nativos han sido sometidos a una intensa presión humana durante las últimas décadas, dando como resultado una fuerte deforestación y degradación. Cada una de estas regiones se caracteriza por tener una alta biodiversidad, de reconocida importancia para la conservación a nivel internacional, así como muchos endemismos y especies amenazadas. Estas regiones también se caracterizan por la presencia de importantes poblaciones rurales en crecimiento, que a menudo incluyen comunidades indígenas, quienes dependen de los recursos del bosque nativo para la obtención de productos forestales. El manejo sostenible de los recursos forestales en estas regiones tiene, por tanto, gran importancia para la subsistencia de las comunidades locales. Aunque los procesos de degradación del bosque en estas regiones son similares, el contexto político y socioeconómico varía, dejando espacio para el análisis comparativo.

Figura 1.3 Localización de las áreas de estudio incluidas en el proyecto ReForLan.

Las áreas donde la investigación ha sido principalmente llevada a cabo son (**Tabla 1.1**):

- *La zona central de Chile, incluyendo el Valle Central y la Cordillera de la Costa,* con una extensión de unos 13.175 km² que cubre parte de Valparaíso, Libertador, Bernando, O'Higgins y las regiones administrativas metropolitanas. Esta área está incluida dentro de la zona bioclimática mediterránea, caracterizada por veranos secos e inviernos húmedos con una fuerte variabilidad interanual. La temperatura media es de 13,2°C y la precipitación media de 531 mm, con una altitud que va desde el nivel del mar hasta los 2.260 m s.n.m. La vegetación, constituida por zonas de matorral y bosques esclerófilos de hoja perenne, forma un mosaico espacial heterogéneo que se distribuye principalmente por las laderas y redes de drenaje. La región es conocida por ser uno de los 25 "hotspots" a nivel mundial (Myers *et al*., 2000). La tala de bosques y los usos del suelo han provocado profundas modificaciones en el paisaje desde mediados del siglo XVI. La agricultura se concentra principalmente en los valles, donde las principales actividades son los viñedos y frutales así como las cosechas de maíz y trigo. Los recursos forestales se basan principalmente en la extracción de leña de los bosques nativos, así como en la ganadería extensiva en las zonas de matorral y bosque. Las plantaciones forestales están principalmente localizadas en la zona de la costa. En el área de estudio viven cerca de 5,2 millones de habitantes, que representan aproximadamente al 34% de la población chilena.
- *El sur de Argentina,* se localiza en el ecotono bosque-estepa en el noroeste de la Patagonia. El área de estudio lo conforma un rectángulo de unas $2{,}8 \times 10^6$ ha cuyos límites son: NO: 38°44', 71°25'; NE: 38°46', 70°48'; SO: 43°05', 71°35'; SE: 43°05', 70°55'. Se realizó una clasificación de la vegetación de la zona, y tras restar el área de pastizal al área total, el área de bosque representó unas $0{,}93 \times 10^6$ ha aproximadamente. La roca madre del suelo está determinada por la superposición de la topografía glacial y numerosas capas de ceniza volcánica junto con sedimentos de rocas volcánicas y piroclásticas. Los suelos dominantes son ácidos y alofánicos (andisoles). Debido al efecto de la sombra de lluvia que provoca la cordillera de los Andes en los vientos del oeste, la precipitación media anual disminuye, en tan sólo 100 km, de los 3.000 mm en la división central a los 400 mm en las estribaciones orientales. Aproximadamente el 60% de la precipitación se produce durante el inverno (de mayo a agosto). Sólo el 5% de la población Argentina vive en la Patagonia, que está considerado como uno de los lugares menos poblados del planeta, con 1,8–5 habitantes por km² (estadísticas nacionales del INDEC, Census 2001). En las primeras décadas del siglo XX, la economía regional se basaba prácticamente en la industria ovejera, que se extendió de manera vigorosa. Las características fisiográficas del área la hacen ideal para la localización de ranchos ganaderos. Sin embargo, esta actividad económica ha decrecido en las últimas décadas, dándose un giro del pastoreo con ovejas al pastoreo con ganado bovino. El uso de los bosques, los lagos, los ríos y las amplias praderas son las únicas oportunidades de subsistencia que tiene la población rural.
- *En el norte de Argentina,* la investigación se llevo a cabo en un área de unas 800.000 ha, que corresponde a los bosques premontanos estacionalmente secos (el extremo inferior y más seco de los bosques de Yungas) y de transición hacia los bosques del Chaco seco. Esta área se localiza en el departamento de San Martín de la provincia Salta. Según Brown y Pacheco (2006), el extremo noroeste de esta área hace frontera con Bolivia, el extremo sur con el rio Bermejo y el este alcanza el límite de Yungas. La precipitación varía desde los 1.000 mm al año en el lado oeste a los 700 mm al año en el este, con una marcada estacionalidad determinada por la concentración de lluvias durante el periodo de verano (noviembre a marzo). Las temperaturas máximas se dan en esta estación, y pueden exceder los 40ºC

(Brown y Kapelle, 2001). Según las estadísticas nacionales (INDEC), el departamento de San Martín tiene unos 139.204 habitantes, con una densidad poblacional de 8,6 habitantes por km² (Census 2002). El área de estudio ocupa alrededor del 50% de este departamento, e incluye a la mayoría de las ciudades más importantes del área. Las áreas de bosque son críticas para mantener la biodiversidad regional, los servicios ambientales (como el riego y la estabilidad del suelo) y el desarrollo sostenible del sector forestal. Estos bosques son también muy importantes para las comunidades rurales y suburbanas ya que las proporcionan madera, caza, plantas medicinales, miel y otros productos. Sin embargo, en las últimas décadas, la deforestación y la agricultura han sido las principales actividades asociadas a los cambios en el uso del suelo en esta área, al igual que en el resto de áreas forestales premontanas y de transición hacia los bosques del Chaco seco.

- *El centro de Veracruz, México*, cubre un área total de unas 160.699 ha y se localiza a lo largo de la planicie costera, desde los 0 a los 800 m. Los límites del área de estudio (esquina superior izquierda: 19°21'20" y 96°50'52,36"; esquina inferior derecha: 19°05'51,43" y 96°06'31,37") fueron determinados siguiendo el siguiente criterio: (1) el área debería estar centrada alrededor del municipio del Paso de Ovejas, (2) debería incluir las principales sub-cuencas (cinco en total; CONABIO, 1998) que comprenden los límites norte y sur del área de estudio y (3) debería incluir la costa del Golfo de México y los 800 m de contorno que corresponden a los límites altitudinales del bosque tropical seco caducifolio existente en la región (Rzedowski, 2006). El clima se define como cálido sub-húmedo (las temperaturas medias mínimas y máximas varían de los 14 a los 36°C, respectivamente), con precipitaciones (800–1.200 mm) que se dan principalmente durante el verano (95%) y que son seguidas por los 4–5 meses de la estación seca (García, 1990). La topografía es muy heterogénea, con cañones pronunciados que marcan los límites de 119 microcuencas. La zona costera está principalmente formada por material litoral depositado por el viento, excepto en la parte central, la cual está dominada por suelos de areniscas y conglomerados. Los tipos de suelo son muy diversos pero están dominados por feozem háplico, litosoles y variedades de vertisoles pélicos. Todos o parte de los 12 municipios y 15 localidades urbanas están localizadas dentro de la región de estudio. Aunque las propiedades privadas dominan la región, las 151 propiedades comunales (*'ejidos'*) son también muy importantes, ocupando el 41% del área de estudio.
- *El Valle Central de Chiapas, México,* también conocido como depresión central de Chiapas, se localiza en la parte central del estado. Los límites del ecotono del bosque seco de la depresión son: 17°39'28"N y 14°32'00"S; 90°22'28"E y 94°14'13"O, y tiene una extensión de 13.974 km² (Olson *et al.,* 2001). Este valle seco tiene más de 200 km de largo y unos 70 km de ancho. Los estratos de roca están compuestos principalmente por calizas y pizarras marinas (Breedlove, 1981; Challenger, 1998). Los suelos dominantes son luviosoles y litosoles, y rendsinas en las partes elevadas (SEMARNAT, 1998). El factor que más influye en el clima de la región es la topografía. Las tierras altas del norte y centro de Chiapas protegen el valle de los efectos de los vientos 'alisios' y de los vientos del 'norte' procedentes del Golfo de México. La Sierra Madre de Chiapas produce un efecto de sombra de lluvia en los vientos húmedos procedentes del océano Pacífico, lo que reduce la precipitación en la zona. La región, por tanto, tiene un régimen de precipitación en verano de carácter convectivo (Challenger, 1998). Según la base de datos WorldClim, la temperatura media anual de la ecoregión varía desde los 22 a los 25,2ºC, y la precipitación anual lo hace desde los 750 a los 1.500 mm. La mayor parte del valle estuvo originalmente cubierto por bosques tropicales caducifolios; sin embargo, el cultivo extensivo y el pastoreo

Tabla 1.1 Características de las áreas de estudio que se investigaron en el proyecto ReForLan.

País	Áreas de estudio	Localización: lat. y long.	Altitud (m)	Precipitación (mm)	Suelo / Geología	Tipo de bosque	Usos del suelo	Propiedad de la tierra	Características del bosque	Amenazas principales
México	Chiapas	14°32'00" y 90°22'28"; 17°39'28" y 94°14'13"	350–1.200	750–1.500	Luvisoles y litosoles, rendzinas en sitios altos	Tropical seco	Agricultura, ganadería, cría en granjas, extracción forestal	Ranchos, ejidos de tierras comunales	Bosque secundario perturbado. Remanentes forestales degradados en las pendientes	Agricultura, ganado vacuno, incendios
	Centro Veracruz. Acazonica, Paso de Ovejas, Puente Nacional, Emiliano Zapata	19°21'20" y 96°50'52.36"; 19°17'06.36" y 96°26'27.10"	40–800	800–1.200	Principalmente cambisoles y vertisoles con considerable roca expuesta	Tropical seco	Cría de ganado, agricultura de secano, agricultura de regadío, plantaciones de árboles frutales	Propiedad privada; ejidos	Fragmentado dentro de un paisaje compuesto por bosque secundario, zonas agrícolas y pastos. Un tercio del área de estudio está clasificada como bosque secundario perturbado (22%) y bosque (9,26%)	Ganado vacuno, agricultura
	Oaxaca Mixteca Oaxaqueña, Valle Central, Sierra Madre de Oaxaca	18°13'28"N –98°20'36"O a 18°12'30"N, –96°25'16"O y 16°44'10"N, –96°26'43"O a 16°45'15"N, –98°20'55"O	1.400–3.120	500–1.000	Litosoles, vertisoles, acrisoles y roca expuesta	Tropical seco	Agricultura, explotación forestal, cría en granjas de ganado ovino, bovino y caprino	Principalmente comunal	Bosque tropical caducifolio, bosque de encinos, bosque de pinos, pastizales y zonas de matorral. Pequeños remanentes de bosque en las lomas; es uno de los casos más extremos de degradación ambiental en México. Fuerte erosión del suelo	Agricultura, plantaciones forestales, ganadería, erosión del suelo
Chile	Valle Central	33°58'S, 70°58'S	200–1.200	700–1.000	Formaciones del Cretácico y Terciario, principalmente granodioritas, tonalitas y adamelitas	Esclerófilo, seco caducifolio	Agricultura, recolección de leña, cría de ganado, minería	Principalmente propiedad privada	Bosque seco esclerófilo endémico de Chile; es uno de los cinco bosques con clima mediterráneo del mundo. Numerosos endemismos, suelo muy degradado	Recogida de leña, ganadería, expansión urbana, agricultura

Tabla 1.1 Características de las áreas de estudio que se investigaron en el proyecto ReForLan. (cont.)

País	Áreas de estudio	Localización: lat. y long.	Altitud (m)	Precipitación (mm)	Suelo / Geología	Tipo de bosque	Usos del suelo	Propiedad de la tierra	Características del bosque	Amenazas principales
	Cordillera de la Costa	33°S,71°30'S,	0–1.900	200–450	Alfisoles e inceptisoles derivados de roca granítica y terrazas marinas, respectivamente	Esclerófilo y xerofítico, especies vegetales como *Cactus* spp	Agricultura, pastos, minería, plantaciones comercial de bosque	Propiedad pública y propiedad privada	Especies de hoja dura; pseudo-sabana. Numerosos endemismos, suelo muy degradado	Agricultura, plantaciones de árboles exóticos, cambio en la cubierta vegetal, minería, erosión del suelo, expansión urbana
Argentina	Noroeste de Salta y las Provincias Jujuy	22°−24°S, 63.5°−65°O	350–750	500–900	Sierras subandinas	Andino subtropical premontano estacional seco (Yungas) Chaco seco	Agricultura, tala, ganadería extensiva	Propiedad privada; tiene la mayor concentración de grupos étnicos (9) de Argentina	Muy estacional. El Chaco es la mayor área remanente de bosque seco neotropical y alberga la mayor proporción de especies de hoja caduca de toda Sudamérica. La transformación del bosque en tierras de cultivo ha creado una brecha agrícola de 5–25 km de ancho entre el Chaco seco y el bosque premontano Andino	Agricultura, cambio en la cobertura vegetal del suelo, tala selectiva e incendios
	Suroeste; norte Patagonia	39°30' y 43°35'S	350–1300	600–1000	Andisoles pobremente desarrollados de ceniza volcánica	Ecotono bosque-estepa Bosque de coníferas monoespecífico	Cría en granjas de ganado ovino, bovino y caprino, plantaciones de especies exóticas	Propiedad privada	Parches aislados de bosque de coníferas. Remanentes del bosque en laderas y barrancos. Alta frecuencia de incendios	Ganado vacuno, ovejas, cabras, plantaciones de pinos exóticos, incendios

han dado lugar a grandes extensiones de bosques espinosos y sabanas (Breedlove, 1981; Challenger, 1998). El bosque seco del Valle Central está completamente rodeado de áreas de montaña con bosque húmedo, de tal manera que la región se encuentra aislada de otras áreas de vegetación xérofítica. La flora incluye una serie de elementos del centro de México, pero parece carecer de muchas especies que comúnmente se encuentran en la flora de las zonas secas de Oaxaca. Otra faceta interesante de la flora de esta región es la presencia de muchas especies que sólo se encuentran en las regiones secas de la península del Yucatán (Breedlove, 1981). La ciudad de Tuxtla Gutiérrez, capital del estado, se localiza en el área de estudio y es uno de los centros urbanos más grandes del sur de México, con una población de 490.455 habitantes. La densidad de la población rural varía en el área, pero generalmente está por debajo de los 20 habitantes por km^2. Esta cantidad es relativamente baja en comparación con el estado de Chiapas.

- *Oaxaca, México,* la investigación se centra en la Mixteca Alta, que pertenece a las montañas y los valles de la región fisiográfica de Oaxaca. Esta región se localiza al noroeste del valle central de Oaxaca, y se caracteriza por una compleja topografía de cañones, mesetas, valles y montañas, con arroyos y ríos que desembocan en el océano Pacífico a través del río Balsas. El área de estudio comprende unos 11.637 km^2. Los límites del área fueron determinados por la inclusión de todos los municipios con al menos el 90% de su área localizada dentro de la Mixteca Alta. La altitud varía entre los 700–3.200 m. La precipitación se concentra durante los meses de verano, principalmente en forma de lluvias cortas pero intensas que propician la erosión del suelo, con una estación seca que se extiende desde noviembre hasta abril. La precipitación media anual es de 692 mm y la temperatura media de 22 ºC. La geología superficial es compleja: gneis precámbricos, esquistos paleozoicos, areniscas y pizarras jurásicas y calizas, limonitas y areniscas del Cretácico. Los tipos de vegetación son variables: bosques mixtos de pino y encino, bosques de pino, bosque tropical seco y arbustos (CONABIO, 1998). La fabricación artesanal y la agricultura (maíz, frijoles y trigo) son las principales actividades económicas. Las zonas de cultivo principalmente se concentran en los valles, y en menor extensión en las montañas. La población total en el área de estudio asciende a los 340.000 habitantes (el 9,8% de la población del estado).

Referencias bibliográficas

Aldrich, M., Belokurov, A., Bowling, J., Dudley, N., Elliott, C., Higgins-Zogib, L., Hurd, J., Lacerda, L., Mansourian, S., McShane, T. 2004. Integrating forest protection, management and restoration at a landscape scale. WWF International, Gland, Switzerland.

Aldrich, M., Sengupta, S. 2005. Forest landscape restoration – seeing the bigger picture. En: IUCN, WWF (eds.), Arborvitæ: The IUCN/WWF Forest Conservation Newsletter. Issue 28. IUCN/WWF, Gland, Switzerland.

Allen, W.H. 1988. Biocultural restoration of a tropical forest. BioScience 38: 156–161.

Ashmole, M., Ashmole, P. 2009. The Carrifran Wildwood Project. Ecological restoration from the grassroots. Borders Forest Trust, Jedburgh.

Bekele-Tesemma, A., Ababa, A. 2002. Forest landscape restoration: initiatives in Ethiopia. Disponible en: http://assets.panda.org/downloads/ethiopiaflr.pdf (Consultado el 17 de noviembre de 2009). IUCN/WWF, Gland, Switzerland.

Breedlove, D.E. 1981. Flora of Chiapas. Part I. Introduction to the flora of Chiapas. Academy of Science. San Francisco, USA.

Brown, A.D., Kappelle, M. 2001. Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. En: Kappelle, M., Brown, A.D. (eds.), Bosques nublados del neotrópico. Editorial INBIO, San José, Costa Rica: pp. 25–40.

Brown, A.D., Pacheco, S. 2006. Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. En: Brown, A.D., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., Corchera, J. (eds.), La situación ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina: pp. 28–31.

Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. CONABIO, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre, S.C., México, D.F, México.

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1998. Subcuencas hidrológicas. Secretaría de Recursos Hidráulicos, Jefatura de Irrigación y control de Ríos, Dirección de Hidrología, México D.F., México.

Dudley, N., Aldrich, M. (eds.). 2007. Five years of implementing forest landscape restoration – lessons to date. WWF International, Gland, Switzerland.

Dudley, N., Mansourian, S., Vallauri, D. 2005. Forest Landscape Restoration in context. En: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.), Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer, New York, USA: pp. 3–7.

Ecott, T. 2002. Forest Landscape Restoration. Working examples from five ecoregions. WWF International, Gland, Switzerland.

EEA. 1998. Europe's Environment – The 2nd Assessment. European Environment Agency. Oficina para la publicación de las Comunidades Europeas.

FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. Informe principal. FAO, Rome.

FRIS. 2007. Forest Restoration Information Service, Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. Disponible en: http://www.unep-wcmc.org/forest/restoration/docs/CostaRica.pdf (Consultado el 26 de abril de 2007).

FRIS. 2009. Forest Restoration Information Service (FRIS): Database. Disponible en: http://www.unep-wcmc.org/forest/restoration/fris/database.aspx. (Consultado el 21 de octubre de 2009).

García, E. 1990. Climas, 1: 4000 000. IV.4.10 (A). Atlas Nacional de México. Vol. II. Instituto de Geografía, UNAM, México D.F., México.

Geist, H., Lambin, E., Palm, C., Tomich, T. 2006. Agricultural transitions at dryland and tropical forest margins: actors, scales and trade-offs. En: Brouwer, F., McCar, B.A. (eds.), Agriculture and climate beyond 2015. Springer, Dordrecht, The Netherlands: pp. 53–73.

Geist, H.J., Lambin, E.F. 2001. What drives tropical deforestation. LUCC Report series 4: 116.

Geist, H.J., Lambin, E.F. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. BioScience 54: 817–829.

Gentry, A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A. Medina, E. (eds.), Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, Cambridge, UK: pp. 146–194.

Global Partnership on Forest Landscape Restoration. 2009. Introduction to the demonstration portfolio. Available from: http://www.unep-wcmc.org/forest/restoration/globalpartnership/portfolio.htm (Accessed on 21 October 2009).

Governments of Brazil and the United Kingdom. 2005. Forest landscape restoration implementation: Report to the 5th session of the UN forum on forests. Global Partnership on Forest Landscape Restoration, Petrópolis, Brazil.

Higgs, E.S. 1997. What is good ecological restoration? Conservation Biology 11(2): 338–348.

Hobbs, R.J., Norton, D.A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. Restoration Ecology 4(2): 93–110.

ITTO and IUCN. 2005. Restoring forest landscapes: an introduction to the art and science of forest landscape restoration. ITTO and IUCN, Yokohama, Japan.

IUCN. 2008a. About Forest landscape restoration. Disponible en: http://www.iucn.org/about/work/programmes/forest/fp_our_work/fp_our_work_thematic/fp_our_work_flr/fp_forest_landscape_about/ (Consultado el 15 de octubre de 2009). IUCN, Gland, Switzerland.

IUCN. 2008b. Learning from Landscapes. Disponible en: http://cmsdata.iucn.org/downloads/a_avspecial_learning_from_landscapes.pdf (Consultado el 15 de octubre de 2009). IUCN, Gland, Switzerland.

Janzen, D.H. 1987. How to grow a tropical national park: basic philosophy for Guanacaste National Park, northwestern Costa Rica. Cellular and Molecular Life Sciences 43: 1037–1038.

Janzen, D.H. 1988a. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. Annals of the Missouri Botanical Garden 75: 105–116.

Janzen, D.H. 1988b. Tropical dry forests the most endangered major tropical ecosystem. En: Wilson, E.O. (ed.), Biodiversity. National Academy Press, Washington: pp. 130–137.

Janzen, D.H. 2002. Tropical dry forest: Area de Conservación Guanacaste, northwestern Costa Rica. En: Perrow, M.R., Davy, A.J. (eds.), Handbook of ecological restoration. Vol. 2, Restoration in practice. Cambridge University Press.

Jordan, W., Gilpin, M., Aber, J. (eds.). 1987. Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge.

Kalacska, M., Sanchez-Azofeifa, G.A., Calvo-Alvarado, J.C., Quesada, M., Rivard, B., Janzen, D.H. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. Forest Ecology and Management 200: 227–247.

Killeen, T.J., Jardim, A., Mamani, F., Rojas, N. 1998. Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chiquitania region of Santa Cruz, Bolivia. Journal of Tropical Ecology 14: 803–827.

Lamb, D., Gilmour, D. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN and WWF International, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Maginnis, S., Rietbergen-McCracken, J., Jackson, W. 2007. Introduction. En: Rietbergen-McCracken, J., Maginnis, S., Sarre, A. (eds.), The forest landscape restoration handbook. Earthscan, London, UK: pp. 1–4.

Mansourian, S. 2005. Overview of forest restoration strategies and terms. En: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.), Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer, New York, USA: pp. 8–13.

Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. 2005. Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer, New York, USA.

Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. Journal of Biogeography 33: 491–505.

Mooney, H.A., Bullock, S.H., Medina, E. 1995. Introduction. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.), Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, Cambridge, UK: pp. 1–8.

Murphy, P.G., Lugo, A.E. 1995. Dry forests of Central America and the Caribbean. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.), Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, Cambridge: pp. 9–34.

Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Da Fonseca, G., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853–858.

Newton, A.C. 2008. Restoration of dryland forests in Latin America: the ReForLan Project. Ecological Restoration 26 (1): 10–13.

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: 933–938.

Pfund, J.L., Stadtmüller, T. 2005. Forest landscape restoration (FLR), InfoResources Focus, 2/05 InfoResourses, Zollikofen, Switzerland.

Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, G.A., Alvarez-Anorve, M., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espirito-Santo, M.M., Fagundes, M., Fernandes, G.W., Gamon, J., Lopezaraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Morellato, L.P.C., Powers, J.S., Neves, F.D., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R., Sanchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. Forest Ecology and Management 258: 1014–1024.

Rietbergen-McCracken, J., Maginnis, S., Sarre, A. 2007. The forest landscape restoration handbook. Earthscan, London, UK.

Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital. Nacional Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F., México.

Saint-Laurent, C. 2005. Optimizing synergies on forest landscape restoration between the Rio conventions and the UN forum on forests to deliver good value for implementers. Review of European Community & International Environmental Law 14: 39–49.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2010. Global Biodiversity Outlook 3. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal. 94pp.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 1998. Mapa de suelos dominantes de la República Mexicana. Scale 1:4 000 000. México D.F., México.

Spilsbury, R. 2010. Deforestation crisis (can the Earth survive?). The Rosen Publishing Group, New York.

UNDP. 2004. Sharing innovative experiences. Examples of the successful conservation and sustainable use of dryland biodiversity. Disponible en: http://tcdc.undp.org/sie/experiences/vol9/content9new.asp. (Consultado el 19 de octubre de 2009). UNDP, New York.

UNEP. 2007. GEO4 Global Environment Outlook: environment for development. UNEP, Nairobi, Kenya.

WWF, IUCN. 2000. Forests reborn: A workshop on forest restoration. En: WWF/IUCN International Workshop on Forest Restoration: July 3–5, Segovia, Spain. IUCN, Segovia, Spain.

Pastoreo en las zonas áridas del centro de Chile. Foto: J. Birch

2 EVALUACIÓN DE LA EXTENSIÓN ACTUAL Y PÉRDIDA RECIENTE DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES EN ZONAS SECAS

J.M. Rey Benayas, L. Cristóbal, T. Kitzberger, R. Manson, F. López-Barrera, J. Schulz, R. Vaca, L. Cayuela, R. Rivera, L. Malizia, D. Golicher, C. Echeverría, R. del Castillo, J. Salas

Introducción

Uno de los factores más importantes del cambio global que afecta a los sistemas ecológicos es el cambio en la cobertura del suelo (Vitousek, 1994). A nivel mundial, los paisajes naturales – es decir, aquellos poco o nada influenciados por las actividades humanas – están siendo rápidamente transformados en paisajes urbanos o agrícolas (Foley *et al*., 2005; Feranec *et al*., 2010; López y Sierra, 2010). Debido a la importancia que las características de la cobertura del suelo tienen sobre el clima, los ciclos biogeoquímicos, la hidrología, la diversidad de especies y el bienestar de la sociedad, la identificación de los factores que afectan al cambio en el uso del suelo es una prioridad tanto para la investigación como para el desarrollo de estrategias de manejo sostenible (Turner *et al*., 1993; Ojima *et al*., 1994; Millennium Ecosystem Assessment, 2005a). En los últimos años, la degradación y los cambios de usos del suelo en las zonas secas han recibido una atención especial. Los bosques de las zonas secas son muy proclives a la degradación y a la desertificación, dada la limitada productividad primaria y la baja capacidad de recuperación tras una perturbación humana que caracterizan estos tipos de bosques (Millennium Ecosystem Assessment, 2005b). A pesar de ello, estos ecosistemas juegan un papel crucial en la prestación de servicios tales como la regulación climática y el ciclo del agua (Maass *et al*., 2005; Lemons, 2006).

Para desarrollar propuestas de conservación y restauración de los bosques de zonas secas a escala regional, es fundamental conocer su extensión actual, así como comprender los principales cambios históricos y recientes a los que han sido sometidos (Schulz *et al*., 2010). Para llevar a cabo este objetivo, es necesario evaluar los procesos que están provocando estos cambios, descubrir las amenazas de estos ecosistemas y desarrollar estrategias alternativas que disminuyan dichas amenazas (Angelsen y Kaimowitz, 1999; Geist y Lambin, 2002; Lambin *et al*., 2003; Antrop, 2005; Olander *et al*., 2008). Entre los cambios en la cobertura del suelo más frecuentemente investigados están los relacionados con el patrón de distribución de los bosques, desde una escala local a una global. A escala global, la cobertura forestal está disminuyendo debido principalmente a la expansión de la agricultura (Foley, 2005; FAO, 2010). Entre las actividades asociadas a la deforestación y degradación de los bosques a esta escala se incluyen las plantaciones forestales industriales (a menudo compuestas por especies no nativas), la tala para leña y el pastoreo del ganado (Lara y Veblen, 1993; Kahn y McDonald, 1997; Geist y Lambin, 2002). Sin embargo, a escalas locales y regionales, el abandono de la tierra como consecuencia de la migración desde las zonas rurales a la ciudad, puede contribuir a la restauración pasiva de grandes extensiones de bosque original (Aide y Grau, 2004; Pascarella *et al*., 2000; Grau y Aide, 2008; Parés-Ramos *et al*., 2008). Estos procesos a nivel del paisaje apenas han sido cartografiados y cuantificados, y los cambios de trayectoria entre distintos tipos de cobertura del suelo para determinados tipos de bosque aún no han sido examinados en detalle.

Nos planteamos el desarrollo de este objetivo en áreas seleccionadas de Chile, Argentina y México, utilizando protocolos de investigación estandarizados (**Recuadro 2.1**). La ventaja principal de estudiar lugares tan diferentes es que éstos incluyen una variedad de características ecológicas, socioeconómicas y culturales. Utilizamos datos de teledetección para medir y hacer un seguimiento del cambio en la cobertura del suelo, ya que esta técnica permite capturar una visión sinóptica instantánea de una amplia extensión de la superficie terrestre y proporcionar mediciones repetidas de la misma zona de manera regular (Donoghue, 2002). La detección y el seguimiento de los cambios en la cobertura del suelo son especialmente útiles en aquellas regiones donde no existe información cartográfica con suficiente resolución espacial como para examinar estos cambios. Para investigar las posibles causas del cambio en la cobertura del bosque, se desarrolló una base de datos para cada área de estudio mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG). Esta base de datos estaba formada por imágenes de satélite así como por variables biofísicas y socioeconómicas. Esta información fue analizada estadísticamente para deducir los factores más probables que afectaban al cambio en la cobertura forestal y para comprobar una serie de hipótesis específicas relacionadas con los factores responsables de la deforestación. Por ejemplo, esperábamos que la tasa de pérdida de bosque (i) estaría positivamente asociada con la densidad poblacional y la accesibilidad (es decir, proximidad a carreteras y ríos) y (ii) sería mayor en los lugares más adecuados para el desarrollo agrícola como aquéllos con pendientes suaves (Pfaff, 1999; Lambin *et al*., 2003).

Como parte de la contribución al proyecto internacional ReForLan (Newton, 2008), detallamos a continuación la primera evaluación multi-regional de usos y cambios de cobertura del suelo, con especial atención a la pérdida de bosque, en las zonas secas de América Latina durante un periodo de 30 años (1970s–2000s). Los resultados presentados deberían ser útiles para planificar la restauración y conservación de los bosques secos en las áreas de estudio y en otras zonas de la región. Además, los resultados constituyen un ejemplo de investigación que necesita ser llevada a cabo en otras regiones del mundo.

Recuadro 2.1 Metodología utilizada para evaluar la cantidad y los factores de cambio de la superficie forestal

En este estudio se consideraron un total de seis áreas: la parte central de Chile (el Valle Central y la Cordillera de la Costa que se extiende hasta el océano Pacífico), el sur de Argentina (noroeste de la Patagonia), el norte de Argentina (Provincia de Salta), el centro de Veracruz (en el centro de México hacia la Costa del Golfo), la depresión central de Chiapas y una zona de Oaxaca (en el centro de México hacia la costa del Pacífico).

Análisis del cambio de la cobertura y uso del suelo

Datos de teledetección

Obtuvimos una serie temporal de imágenes de satélite para analizar los cambios en la cobertura y en el uso del suelo en las áreas de estudio (**Tabla 1**). Todas las imágenes fueron pre-procesadas, incluyendo correcciones geométricas, atmosféricas y topográficas. Las imágenes fueron corregidas geométricamente mediante el uso de protocolos estandarizados basados en mapas de puntos de control en el terreno y las carreteras. Para eliminar los efectos atmosféricos y las variaciones en la radiación solar, se llevó a cabo una corrección atmosférica para transformar las imágenes de "radianza" originales en imágenes de reflectancia usando un algoritmo basado en el modelo de reflectividad de Chávez (Chávez, 1996). También, cuando fue necesario, se llevaron a cabo correcciones topográficas para reducir el efecto de las sombras en las zonas montañosas. Para ello empleamos una gran variedad de métodos. Para el centro de Chile y Oaxaca se empleó la corrección C propuesta por Teillet *et al.* (1982), usando un modelo digital de elevación (MDE) interpolado a partir de curvas de nivel de 25 m para imágenes TM y ETM+. Para el centro de

Recuadro 2.1 (cont.)

Veracruz, se empleó el modelo NASA STRM con una resolución de 3 arc segundos por pixel (aprox. 80 m). Para comparar imágenes con diferente tamaño de pixel, la malla MSS original fue re-muestreada a una resolución de malla TM (30 m) en la mayor parte de las áreas de estudio.

Tabla 1 Series temporales de imágenes de satélite Landsat y SPOT usadas para analizar los cambios en la cobertura y uso del suelo en las áreas de estudio seleccionadas de América Latina.

Área de estudio	Año/Sensor	Año/Sensor	Año/Sensor	Año/Sensor
Centro de Chile	1975 MSS	1985 TM	1999 TM	2008 ETM+
Sur de Argentina	1973 MSS	1985 TM	1997 TM	2003 ETM+
Norte de Argentina	1976/77 MSS	1987 TM	1993 TM	2006 TM
Centro de Veracruz (Mx)	1973 MSS	1990 TM	2000 ETM+	2007/08 SPOT
Chiapas (Mx)	---*	1990 TM	2000 ETM+	2005 ETM+
Oaxaca (Mx)	1979 MSS	1989 TM	2000 ETM+	2005 SPOT

*Los resultados de la clasificación del año 1975 no fueron tenidos en cuenta debido a inconsistencias relacionadas con la resolución Landsat MSS.

Clasificación de la cobertura y uso del suelo

En todas las áreas de estudio se intentó seguir un protocolo común de clasificación de la cobertura y uso del suelo, el cual distinguía ocho clases principales: (1) bosque, (2) matorral, (3) pastizal, (4) suelo desnudo, (5) zonas agrícolas, (6) plantaciones forestales, (7) áreas urbanas y (8) agua. Sin embargo, estas clases predefinidas fueron modificadas según las condiciones locales de cada área de estudio. Los mapas de cobertura fueron producidos mediante una clasificación supervisada para todas las áreas de estudio excepto para el norte de Argentina, donde la técnica usada fue una clasificación ISODATA no supervisada.

Para clasificar las imágenes se tomaron puntos en el campo con un GPS, con el objetivo de ajustar la señal espectral de las clases de uso del suelo seleccionadas (198 en el centro de Chile, 311 en el sur de Argentina, 1.071 en el centro de Veracruz y 50 en Oaxaca). Esta información fue complementada con imágenes de alta resolución obtenidas de 'Google Earth' y orto-fotos aéreas para tener en cuentas las zonas con accesibilidad restringida, así como con puntos de control de mapas de vegetación y usos del suelo. Además, durante los estudios de campo, se llevaron a cabo entrevistas no formales con los propietarios y gestores de las propiedades para obtener información de los usos del suelo tanto en el pasado como en la actualidad.

En las áreas del centro de Chile y Oaxaca, se utilizó un enfoque de crecimiento regional o 'region-growing' con la función 'seed' (semilla). La señal de separación de las clases iniciales fue evaluada mediante la distancia Bhattacharyya en todas las imágenes. Basándose en esta distancia, las clases fueron iterativamente unidas hasta conseguir una separación entre firmas razonablemente alta (distancia Bhattacharyya >1,9). Para el norte de Argentina, las clasificaciones usaron nueve iteraciones y una convergencia de 0,95. Para el centro de Veracruz, se crearon polígonos por medio de un algoritmo de crecimiento regional, el cual combina pixeles considerados similares basándose en los valores de las bandas de espectro disponibles para cada imagen, así como de los datos derivados de los índices de forma, textura y escala. Para el centro de Chiapas, las clasificaciones fueron llevadas a cabo usando un proceso iterativo desarrollado para clasificar imágenes Landsat multi-temporales en paisajes tropicales complejos (Harper *et al.* 2007). Se produjo una clasificación unificada para los tres años analizados. El principal método usado fue el de clasificación de máxima verosimilitud, ya que se ha comprobado que es un método robusto y un clasificador consistente para clasificaciones multi-temporales (Yuan *et al.* 2005). Sin embargo, el clasificador Secuencial Máximo A-Posteriori (las siglas en inglés son SMAP, en GRASS 6.4) produjo los mejores resultados en Chiapas. Posteriormente se utilizó un proceso de post-clasificación para combinar las clases iniciales y para discriminar mejor las clases confusas en cada área de estudio. Pueden encontrarse más detalles sobre los métodos y programas de clasificación utilizados en Rey Benayas *et al.* (2010a), Schulz *et al.* (2010), Cristóbal *et al.* (en prep.), Gowda *et al.* (2011), Manson *et al.* (en prep.), Rivera *et al.* (en prep.) y Vaca *et al.* (en prep.).

Recuadro 2.1 (cont.)

Evaluación de la precisión

La evaluación de la precisión de los resultados de la clasificación se llevo a cabo mediante el uso de puntos de control independientes tomados en el campo (280 en el centro de Chile, 432–520 en el sur de Argentina, 157 en el norte de Argentina y 300 en Oaxaca), así como de puntos de control derivados de 'Google Earth' y orto-fotos (>400 en el centro de Veracruz y >2500 en Chiapas). Basándonos en estos puntos, se generaron matrices de confusión e índices Kappa de agregación para cada clase (Rosenfeld y Fitzpatrick-Lins, 1986). Debido a que en el centro de Veracruz no existían fuentes de datos independientes tales como clasificaciones previas u orto-fotos, desarrollamos un Índice Ecológico de Congruencia (IEC) que sigue una lógica similar a la del índice Kappa; así, los acontecimientos congruentes e incongruentes fueron considerados como transiciones en la cobertura del suelo entre dos periodos de tiempo factibles o no factibles según el conocimiento ecológico actual de los patrones del uso del suelo y las tasas de sucesión de la vegetación en la región. La exactitud de las clasificaciones para las distintas áreas de estudio se muestra en la **Tabla 2**.

Tabla 2 Precisión de las clasificaciones (%) en las diferentes áreas de estudio e imágenes. La secuencia de imágenes (columnas) son las mismas que en la **Tabla 1**.

Área de estudio	Serie 1	Serie 2	Serie 3	Serie 4
Centro de Chile	68,5	77,3	78,9	89,8
Sur de Argentina	69,3	80,7	85,0	86,0
Norte de Argentina	68,2	82,5	85,3	83,4
Centro de Veracruz (Mx)*	93,4	94,0	74,8	82,0
Chiapas (Mx)	—	74,1**		
Oaxaca (Mx)	92	90	93,3	93,5

*Según el Índice de Congruencia Ecológica (IEC) y no Kappa para las Series 1–3 (1973–2000).

**Debido a que se realizó una clasificación única para los tres años analizados, llevamos a cabo solamente un análisis de validación.

Identificación de los cambios

La distribución espacial de la cobertura y los cambios en el uso del suelo se investigó utilizando las imágenes de teledetección previamente clasificadas. Esto se hizo con el objetivo de obtener una matriz de direcciones de cambio entre las distintas clases de cobertura del suelo (Lu *et al.*, 2004) en cada área de estudio. Los cambios fueron analizados mediante tabulación cruzada, tal como propusieron Pontius *et al.* (2004), para cuantificar los cambios netos, ganancias, pérdidas y persistencias, así como los cambios de trayectoria entre las categorías. En Chiapas, la clasificación se combinó con los resultados de la serie IV (2007–2009) de los mapas de Usos del suelo y Vegetación elaborados por el INEGI (scale 1:250.000).

Factores de cambio de la cobertura forestal

Análisis SIG y variables explicativas

Para analizar los factores que favorecen un cambio en la cobertura forestal creamos mapas binarios que representaban bosque frente a otro tipo de coberturas. Los puntos donde los cambios (deforestación) se produjeron o no fueron determinados mediante la superposición o solapamiento de los mapas de cobertura binarios para las dos fechas que abarcaban el periodo de tiempo estudiado en cada área de estudio. En el sur de Argentina, debido a que detectamos reforestación y no deforestación, analizamos los factores que influyen en la reforestación con coníferas exóticas en vez de los que influyen en la deforestación.

A partir de este punto seguimos un protocolo común (Echeverría *et al.*, 2006), el cual incluyó la selección aleatoria de una malla de puntos de muestreo separados por una distancia mínima de 1.000 m para extraer los valores de la variable respuesta (cambio vs. no cambio) y de las variables

Recuadro 2.1 (cont.)

explicativas (biofísicas y socioeconómicas), con el propósito de reducir los problemas derivados de la auto-correlación espacial. Para el análisis seleccionamos varias variables biofísicas y socioeconómicas que pueden influir en el cambio de cobertura forestal: (1) elevación (m), (2) pendiente (º), (3) insolación o radiación, (4) precipitación media anual (mm), (5) calidad del suelo, (6) distancia a ríos y lagos (m), (7) distancia desde el borde del bosque (sólo para pérdida de bosque), (8) distancia desde el bosque (sólo para la ganancia de bosque en el sur de Argentina), (9) distancia a asentamientos humanos (ciudades y pueblos) con distinto número de habitantes (m), (10) densidad de población humana (nº/km^2), (11) distancia desde diferentes tipos de carreteras (por ejemplo primaria o secundaria, asfaltada o no asfaltada) (m), (12) distancia desde la frontera agrícola (m), (13) distancia desde las infraestructuras de riego (m) y (14) distancia desde los pastos para el ganado (m). Para todas las variables explicativas se extrajeron los valores usando puntos de muestreo aleatorios previamente seleccionados con los cambios de bosque a no bosque, para cada uno de los cuatro periodos analizados. Sin embargo, no todas esas variables fueron usadas en cada área de estudio ya que la disponibilidad de la información dependió de las condiciones locales.

Construcción de los modelos

Se llevaron a cabo regresiones logísticas para explorar los efectos de las variables explicativas descritas en la deforestación de todas las áreas de estudio con la excepción de Chiapas, donde se uso otro método (ver más adelante). Para ajustar los modelos, empezamos usando el conjunto de variables explicativas descritas. Antes de empezar el proceso de selección del modelo, se llevaron a cabo tests de correlación de Pearson o Spearman para identificar aquellas variables explicativas que estaban muy correlacionadas. Para evitar la multi-colinealidad en los análisis se seleccionó una única variable representativa del conjunto de variables muy correlacionadas (característicamente $r>0,7$). Se usó un correlograma espacial, basado en el índice de Moran, para explorar la auto-correlación de los datos a distintas distancias geográficas. En todos los casos este índice fue bajo. En el sur de Argentina, el efecto de cada variable predictiva en la existencia del fenómeno de reforestación fue evaluado mediante modelos logísticos univariantes. En Chiapas, se ajustaron una serie de modelos generalizados aditivos (GAMs) de tipo binomial usando el paquete R 'MGCV' (Wood, 2004). Estos modelos permiten la modelización de respuestas no lineales.

Selección de modelos

Se desarrollaron modelos multivariantes espacialmente explícitos para cada uno de los tres periodos de tiempo analizados y para el periodo conjunto en la mayoría de las áreas de estudio. En el centro de Chile y en el norte de Argentina, se llevaron a cabo modelos de regresión basados en el Criterio de Información de Akaike (1974) (AIC) para determinar el conjunto de variables explicativas que mejor se ajustaban para cada periodo. La medida del grado de ajuste de los modelos lineales generalizados, incluyendo las regresiones logísticas, que se usó se llama 'devianza'. La reducción de la devianza (D^2) fue estimada como D^2 = (Devianza nula – Devianza Residual)/Devianza nula. En el sur de Argentina, la selección del modelo logístico multivariante final para explicar la reforestación se llevó a cabo usando procedimientos 'forward' o hacia adelante, 'backward' o hacia atrás y 'best subset' (la mejor muestra) con el SIG Landchange Modeler (Idrisi, 2006); a partir de este punto se generó y evaluó un modelo espacial de reforestación potencial mediante la curva ROC (Características operativas del Receptor). En el centro de Veracruz, aquellas variables explicativas con $p \leq 0,10$ en los modelos logísticos univariantes se usaron para construir el modelo de regresión logística múltiple final que mejor explicara la pérdida de bosque no perturbado en la región de estudio. En Chiapas, para complementar los análisis GAM y proporcionar una interpretación directa de la intensidad de los factores de cambio, se utilizaron modelos de 'recursive partitioning' o partición recurrente implementado en el paquete 'rpart' de R (Therneau y Atkinson, 2009). Los modelos de partición recurrente permiten estudiar efectos interactivos entre las variables investigadas.

Cambios principales en la cobertura del suelo como resultado de la intensificación del uso del suelo

Tal como demuestra la cartografía y la cuantificación de las imágenes de teledetección (**Figura 2.1**), así como los análisis de trayectorias de cambio entre las diferentes coberturas de suelo (**Figura 2.2**), se detectaron grandes cambios en la cobertura y tipos de uso de suelo durante el periodo de tiempo analizado en cada área de estudio. Los cambios observados entre las clases de cobertura de suelo difirieron significativamente en las distintas áreas y periodos estudiados. Se detectaron las siguientes grandes tendencias: (1) degradación de bosque hacia matorral (en el centro de Chile y sur de Argentina) o hacia bosque secundario (en el norte de Argentina y Veracruz), (2) transformación del matorral y del bosque secundario en tierra agrícola, pastos o suelo desnudo (en el centro de Chile, Veracruz y Chiapas), (3) transformaciones directas de bosque en tierra agrícola o pastos (en el Norte de Argentina y Chiapas), (4) transformaciones durante diferentes periodos entre bosque y matorral y entre matorral y pastos en el sur de Argentina y (5) transformación durante diferentes periodos entre bosque y bosque secundario y de pastizales a terreno agrícola en Veracruz. En general, estos cambios indican una intensificación del uso del suelo en todas las áreas de estudio durante el periodo de tiempo estudiado. La pérdida de cobertura de vegetación natural, principalmente bosque y matorral, es el cambio principal que se ha observado. Oaxaca presentó, de lejos, los patrones más complejos de trayectorias de cambio, con intercambios alternativos entre vegetación natural y suelo desnudo o zonas agrícolas. La transformación a áreas urbanas fue menos importante en comparación con otros cambios en todas las áreas excepto en Chiapas. Del mismo modo, la expansión de las plantaciones forestales fue relativamente alta en el centro de Chile y el sur de Argentina, pero fue de menor importancia en otras áreas de estudio en comparación con los cambios indicados anteriormente.

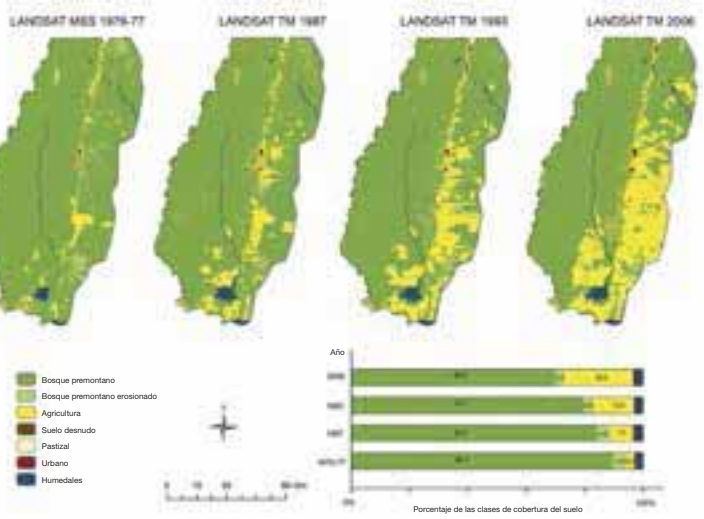


Figura 2.1 Mapas de cobertura de suelo basados en la clasificación de imágenes de teledetección del área de estudio en el norte de Argentina para los años 1976–77, 1987, 1993 y 2006 y comparación de la extensión de cada clase de cobertura de suelo estimada mediante el porcentaje del área de estudio (Cristóbal *et al.*, en preparación). Los mapas que cuantifican los cambios en la cobertura y uso del suelo, la extensión de bosque actual y la pérdida de bosque en todas las áreas pueden ser consultados en Rey Benayas *et al.* (2010a y 2010b).

Uso del suelo en la Reserva de la Biosfera de La Sepultura, Chiapas, México. Foto: N. Tejedor

Viñedos en el valle de Casablanca, Chile. Foto: C. Echevarría

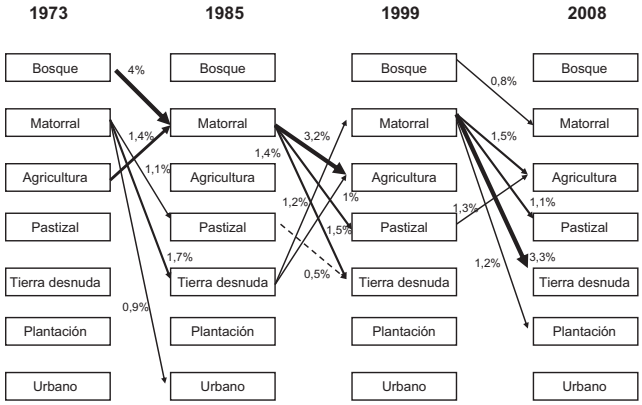


Figura 2.2a

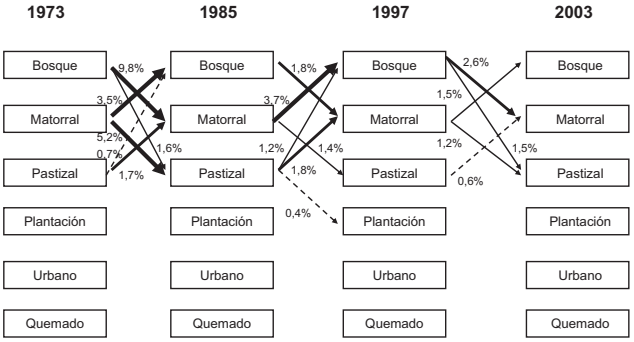


Figura 2.2b

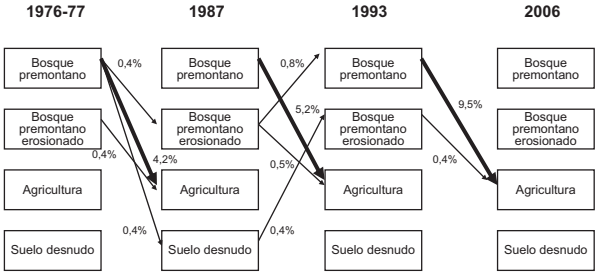


Figura 2.2c

Figura 2.2 Principales trayectorias de cambio y su contribución al cambio neto estimada como el porcentaje del área de estudio en (a) centro de Chile (las líneas gruesas corresponden a un cambio neto >3,2%, las intermedias corresponden a cambios netos entre 1,6–3,2% y las finas corresponden a cambios netos <1,6%; sólo están representadas las contribuciones al cambio neto >10.000 ha o del 0,8% del área de estudio) (Schulz *et al.*, 2010); (b) sur de Argentina (las líneas gruesas corresponden a un cambio neto >3,2%, las intermedias corresponden a cambios netos entre 1,6–3,2%, las finas corresponden a cambios netos entre 0,8–1,6% y las discontinuas corresponden a cambios netos entre 0,4–0,8%); (c) norte de Argentina (las líneas gruesas corresponden a un cambio neto >5%, las intermedias corresponden a cambios netos entre 1–5% y las finas corresponden a un cambio neto <1%; sólo están representadas las contribuciones al cambio neto >3.200 ha o del 0,4% del área de estudio); (d) Chiapas, México (las líneas gruesas corresponden a un cambio neto >0,3% y las líneas discontinuas corresponden a un cambio neto <0,1%, el 0,1% del área de estudio corresponde aproximadamente a 1.600 ha); (e) Oaxaca, México (las líneas gruesas corresponden a un cambio neto >6%, las intermedias corresponden a un cambio neto entre 6–1,6% y las finas corresponden a un cambio neto <1,6%; sólo están representadas las contribuciones al cambio neto >350 ha o del 0,03% del área); (f) Veracruz, México (las líneas gruesas corresponden a un cambio neto ≥3,2% y las finas corresponden a un cambio neto <3,2%; sólo están representadas las contribuciones al cambio > 2.400 ha o del 1,6% del área de estudio).

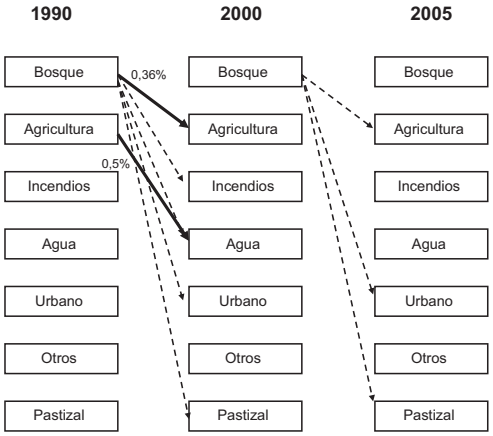


Figura 2.2d

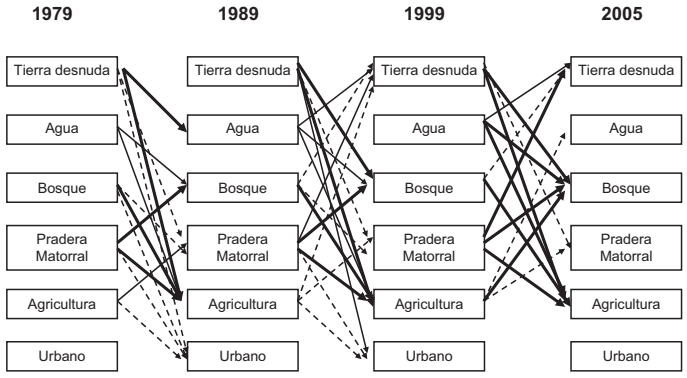


Figura 2.2e

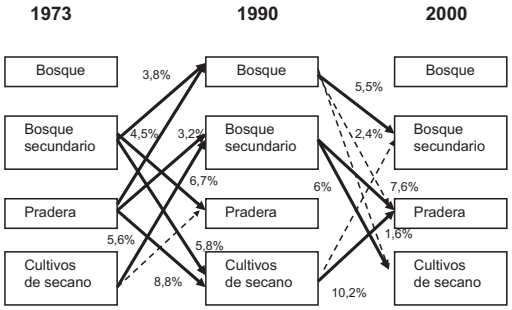


Figura 2.2f

Figura 2.2 (cont.)

Los cambios en la cobertura y tipos de uso del suelo indican una intensificación del uso del suelo en todas las áreas de estudio, tal como se deduce de la cartografía, la cuantificación de las imágenes obtenidas mediante teledetección y los análisis de trayectorias de cambio entre los tipos de cobertura. Los mayores cambios observados incluyen una reducción en la cobertura de la vegetación natural, es decir, de bosques y matorrales, y un gran aumento de los tipos de cobertura inducidos por los humanos, como son los cultivos, pastizales, suelo desnudo, áreas urbanas y plantaciones forestales con especies exóticas. Más allá de esta regularidad consistente, los cambios observados – cuando se dieron – fueron de diferente intensidad en las distintas áreas estudiadas. La transformación del bosque en los tipos de cobertura más influenciados por el humano, como los campos agrícolas, se produjo con o sin otros tipos de cobertura de suelo intermedios.

Los cambios de cobertura del suelo en el área de clima mediterráneo de la zona central de Chile revelan una tendencia general hacia la reducción continua de bosque y matorral que, a su vez, ha conducido a un aumento en los servicios ecosistémicos de provisión como son los alimentos y la producción de madera, probablemente a expensas de la biodiversidad y de los servicios hidrológicos (Schulz *et al.*, 2010; **Recuadro 2.2**). Este proceso ha supuesto una modificación progresiva de los bosques hacia una vegetación de tipo arbustivo, la vegetación predominante en este paisaje semiárido, y hacia una pérdida relativamente alta de matorrales como consecuencia de su transformación en agricultura y plantaciones madereras y, en menor medida, de la urbanización. Este proceso puede ser explicado por un aumento de la demanda local como consecuencia del crecimiento poblacional y por la política de libre mercado iniciada tras la crisis económica de Chile, a principios de la década de los 70s del siglo pasado (Silva, 2004). Además, el fuerte aumento de la agricultura ha sido estimulado por una combinación de diferentes factores, como son la liberación del mercado, los incentivos a los nuevos cultivos orientados a la exportación, la introducción de nuevas tecnologías de riego y las mejoras en la red de infraestructuras (Valdés y Foster, 2005).

Al contrario que en el centro de Chile, en el norte de Argentina observamos una abrupta transformación de bosques en tierras agrícolas, dándose en esta zona una de las mayores tasas de transformación en tierras agrícolas de todo el país. En la década de los 70s del siglo XX, casi el 95% del área estaba cubierta de bosques y el 90% por algún tipo de cobertura arbórea. Las áreas deforestadas consistían principalmente en pastos y tierras de cultivo en rotación en las comunidades rurales y en las pequeñas áreas de bosques premontanos donde el regadío era posible. Desde la década de los 80s, el cultivo de soja empezó a ser muy provechoso (Adelman, 1994; Brown y Malizia, 2004; Gasparri y Grau, 2009) y grandes extensiones de bosque fueron transformadas con una tasa de >20.000 ha por año (**Recuadro 2.3**). Del mismo modo, en el centro de Veracruz (México), tras un periodo de ligero aumento del área forestal en las décadas anteriores, ésta disminuyó fuertemente a partir de 1990 debido al establecimiento de poderosos incentivos forestales (Procampo) que promovían la transformación del bosque a zonas de pasto para el ganado y tierras de cultivo (Klepeis y Vance, 2003; Montero-Solano, 2009). Este programa fue originalmente aplicado a las superficies plantadas con frijol, algodón, maíz, sorgo, soja o trigo; sin embargo, los agricultores apoyados por el programa pudieron usar sus tierras para sembrar otros tipos de cultivo, la cría de ganado o la silvicultura. Actualmente Procampo está siendo eliminado en el marco de las disposiciones del TLCAN (después de 15 años) y parece que la cobertura forestal está empezando a aumentar de nuevo.

Recuadro 2.2 Cambios en la cubierta vegetal de las cadenas montañosas del centro de Chile (1955–2008)

C. Villablanca, J. Hernández, C. Smith-Ramírez, J. Schulz

El bosque esclerófilo es la formación vegetal más característica del área de clima mediterráneo del centro de Chile. Los árboles y arbustos esclerófilos tienen hojas duras adaptadas a los veranos largos y secos, así como a las heladas ocasionales que puede haber por las mañanas. Este tipo de vegetación se distribuye principalmente en las laderas orientadas al sur y en los arroyos, donde se concentra la humedad del suelo. Las especies más comunes de árboles que aparecen en la parte más seca del gradiente ambiental de la vegetación esclerófila chilena son el quillay (*Quillaja saponaria*), el maitén (*Maytenus boaria*) y el litre (*Lithrea caustica*). En los lugares más húmedos, como los arroyos y las laderas abrigadas, se encuentran árboles como el peumo (*Cryptocarya alba*), la patagua (*Crinodendron patagua*), el belloto del norte (*Beilschmiedia miersii*), la pitra (*Myrceugenia exsucca*) y el canelo (*Drimys winteri*) (Donoso, 1995).

Los bosques esclerófilos chilenos se caracterizan por tener una elevada riqueza de especies y de endemismos (Villagrán, 1995). El alto grado de endemismos y la cada vez mayor amenaza debida a los cambios en la cobertura del suelo ha significado la inclusión de estos bosques como uno de los 25 '*hotspots*' de biodiversidad del mundo (Myers *et al.*, 2000). A pesar de ello, las actividades económicas y el aumento poblacional en el centro de Chile han provocado un alto impacto en los recursos naturales, produciendo grandes pérdidas de biodiversidad. Los bosques esclerófilos han sido erradicados y degradados en grandes áreas del centro de Chile, especialmente en el Valle Central (ver **Recuadro 2.4**), así como en la Cordillera Andina y en la Cordillera de la Costa. La deforestación y los cambios en el uso del suelo son el resultado de la expansión de las tierras de cultivo y de las plantaciones silvícolas, así como de la expansión urbana (Armesto *et al.*, 2010; Schulz *et al.*, 2010). Al mismo tiempo, las masas forestales que aún existen son usadas para la extracción de leña y de tierra y el pastoreo por parte del ganado pero, sobre todo, están sujetas a una alta frecuencia de incendios de origen antropogénico. El ramoneo de los arbustos y de las plántulas de los árboles por parte de los conejos, caballos y cabras es el principal factor que impide la recuperación del bosque esclerófilo en las tierras abandonadas (Fuentes *et al.,* 1983).

El objetivo de este estudio fue evaluar los cambios en la cobertura del suelo que han ocurrido en la segunda mitad del siglo XX en la región climática mediterránea del centro de Chile. Elegimos el periodo comprendido entre 1955 y 1975 como un antecedente de los patrones descritos por Schulz *et al.* (2010) durante el periodo 1975–2008 en la misma región. El área de estudio fue el paisaje que rodea las colinas y los valles de Casablanca (2.740,2 km^2, 32º50'00'' – 33º27'00''S y 71º36'00'' – 70º58'00''O (desde el nivel del mar a los 2.190 m s.n.m.) y las colinas de Cantillana (4.304,18 km^2, 33°38'00'' – 34º15'00''S y 71°27'00'' – 70º38'00''O, desde los 145 a los 2.280 m s.n.m.) (**Figura 1**). Se documentó la riqueza y composición de las especies de plantas en parches de vegetación esclerófila mayores de 60 ha. Se excluyeron las áreas que habían sido deforestadas antes de 1955. Estas áreas se encuentran en el sur y el este, en el valle entre Casablanca y las colinas de Cantillana. Estimamos la cobertura de la vegetación que había en 1955 usando fotografías aéreas, distinguiéndose ocho clases diferentes de cobertura: bosques, matorral, tierras de cultivo, áreas urbanas, suelo desnudo, pastizales de origen antropogénico y plantaciones forestales con especies exóticas. Posteriormente comparamos nuestros resultados para 1955 con los mapas de cobertura de vegetación de 1975, obtenidos mediante imágenes Landsat. De esta manera identificamos y cuantificamos los cambios principales en el tipo de cobertura durante este periodo de 20 años. Para estimar los cambios entre 1955 y 1975 utilizamos el 'Land Change Modeller' incluido en el programa IDRISI; usamos las imágenes Landsat para estimar los cambios en la cobertura de suelo entre 1975 y 2008.

Los cambios que aquí se reportan son notables ya que las zonas de matorral del centro de Chile han sido consideradas extremadamente persistentes. La dinámica de los cambios de la cobertura de suelo durante estas dos décadas del siglo XX se muestra en la **Tabla 1** y en las **Figuras 2** y **3**. Entre 1955 y 2008 se han perdido 71.290,75 ha de bosque. De la cobertura de bosque total que existía en 1955, el 64,2% (143.160,96 ha) estaba localizada por debajo de los 700 m. La riqueza de plantas es mayor en Cantillana y en Casablanca por debajo de los 600 m (Universidad de Chile,

Recuadro 2.2 (cont.)

2007). Sin embargo, las áreas de mayor riqueza de especies fueron remplazadas por otro tipo de cobertura de suelo durante la primera mitad del siglo XX o incluso antes.

El porcentaje de cambio en la cobertura de bosque esclerófilo desde 1955 a 1975 fue relativamente bajo en comparación con el periodo 1975–2008, cuando la cobertura de vegetación natural se perdió mucho más rápidamente (Schulz *et al*., 2010). La cobertura de bosque disminuyó un 8,5% en las áreas de estudio entre 1955 y 1975; sin embargo, esta disminución fue de un 45% entre 1975 y 2008. La cobertura de matorral aumentó un 5,5% entre 1955 y 1975; sin embargo, ésta disminuyó un 22,7% en el periodo comprendido entre 1975 y 2008. Probablemente este descenso fue una consecuencia de la expansión de las zonas agrícolas y del desarrollo de la industria de exportación agrícola en Chile, coincidiendo con la apertura a los mercados internacionales. El desarrollo de nuevos métodos de riego durante la década de los 80 del siglo XX fue responsable de la expansión de los terrenos cultivados por encima de los 500 m en las colinas costeras; esta expansión tuvo un efecto negativo en la diversidad de plantas de muchos parches de bosque y matorral esclerófilo que aún existían.

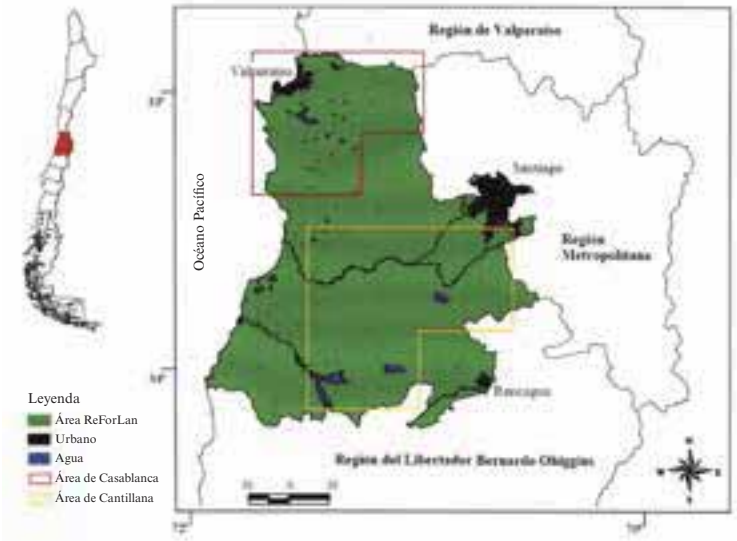


Figura 1 Área de estudio en las Colinas de Casablanca y Cantillana (las líneas rojas y amarillas indican el área cartografiada).

Tabla 1 Dinámica de cambio en la cobertura de suelo, en hectáreas, en las áreas de Casablanca (CB) y Cantillana (C).

Ha	Bosque	Matorral	Tierras agrícolas	Suelo urbano	Suelo desnudo	Agua	Pastizales	Plantaciones forestales
CB 1955	59.905,51	148.625,93	9.634,07	5.574,85	3.120,80	1.690,97	39.440,08	5.031,51
CB 2008	25.549,62	104.176,17	28.550,01	17.471,10	34.329,55	801,46	39.043,49	20.238,92
C 1955	83.255,45	147.079,46	119.254,14	3.062,85	14.056,02	1.425,32	44.688,32	401,11
C 2008	46.320,59	136.973,54	133.873,81	6.971,57	42.607,54	4.115,66	32.685,24	578,71

Recuadro 2.2 (cont.)

Figura 2 Cambio en la cobertura del suelo en Casablanca entre 1955 y 2008.

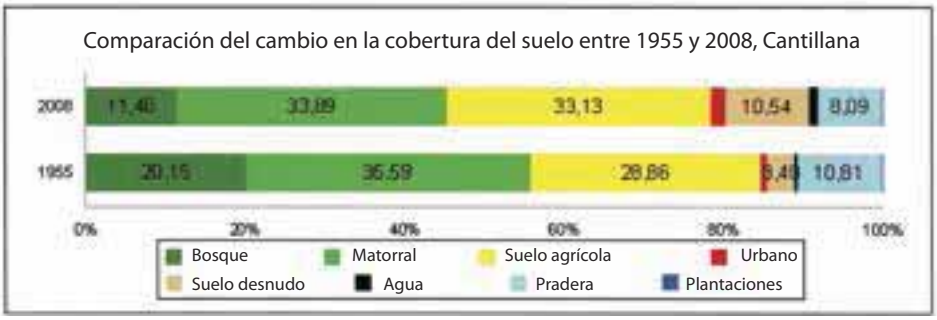


Figura 3 Cambio en la cobertura del suelo en Cantillana entre 1955 y 2008.

Recuadro 2.3 Cambios en el uso del suelo en la Reserva de la Biosfera de las Yungas y su área de influencia, Argentina (1975–2008)

S. Pacheco, L. Cristóbal, K. Buzza

La Reserva de la Biosfera de las Yungas (RBYungas) fue creada en el noroeste de Argentina en 2002 bajo el auspicio del programa Hombre y Biosfera (MAB) de la UNESCO. La RBYungas es una de las mayores reservas del país, con una extensión de cerca de 1.350.000 ha, e incluye los territorios provinciales de Jujuy y Salta. La reserva fue creada con el objetivo de implementar actuaciones que propiciaran la conservación y el manejo de la región de las Yungas (bosque subtropical de montaña) de una forma sostenible.

La RBYungas incluye principalmente bosque subtropical de montaña, particularmente en el sector latitudinal del norte, el cual está funcionalmente conectado con el sector central de las Yungas y con el bosque del Chaco en las áreas de alrededor. Como resultado de la actividad agrícola, estos ambientes han sido fragmentados; los parches de bosque que aún existen están ocasionalmente conectados por áreas boscosas que funcionan como corredores. El objetivo de este estudio fue describir el proceso de cambio en el uso del suelo en los sectores norte y central de las Yungas y su transición al Chaco, con especial énfasis en la RBYungas durante el periodo 1975–2008.

Recuadro 2.3 (cont.)

La identificación de las áreas transformadas se llevó a cabo mediante una interpretación visual de las imágenes de satélite Landsat. Desarrollamos una serie temporal de un área de más de cinco millones de ha localizadas en Jujuy y Salta. Los años analizados fueron 1975, 1985, 2005 y 2008. Calculamos el área total deforestada y la tasa de transformación anual en los cuatro años. Además, cada año identificamos los tipos de cultivos, determinamos su pendiente y establecimos la ecoregión que había sido transformada en cada caso. En la RBYungas determinamos el área deforestada para cada año y la superficie restante que podía ser transformada.

La superficie transformada en el área de estudio aumentó casi un 13% entre 1975 y 2008 (**Tabla 1**). Durante la década de los 70s del siglo XX, las áreas transformadas estuvieron principalmente concentradas en las áreas llanas del bosque premontano, en la zona oeste del área de estudio. Durante la década de los 80s, la expansión de la frontera agrícola empezó en el lado este de la región, principalmente en la provincia de Salta, ocupando ambientes del Chaco (**Figura 1**).

Figura 1 Distribución espacial de las áreas transformadas en el área de estudio y la RBYungas en los años 1975, 1985, 2005 y 2008.

Las actividades productivas desarrolladas durante la década de los 70s incluyeron la caña de azúcar, el tabaco y otros cultivos agrícolas. Aunque durante 1985 estas tres actividades continuaron siendo importantes, la producción de soja combinada con frijol representó casi el 70% de la producción. En 2005 estos dos nuevos cultivos ya representaban casi el 50% de la producción. En los cuatro años analizados, el 90% de la transformación ocurrió en las laderas con pendiente inferior al 5%. En las áreas de mayor pendiente, el bosque fue convertido en plantaciones forestales, pastizales y parcelas agrícolas de pequeño tamaño.

Recuadro 2.3 (cont.)

Tabla 1 Área transformada en los diferentes años y tasa de transformación anual en la zona de estudio durante el periodo 1975–2008.

Año	Área transformada (ha)	% de la RBYungas	Tasa de transformación anual (ha)
1975	359.143	6,7	
1985	611.295	11,5	25.215 (1975–1986)
2005	908.845	17	14.878 (1998–2004)
2008	1.034.486	19,4	41.880 (2004–2008)

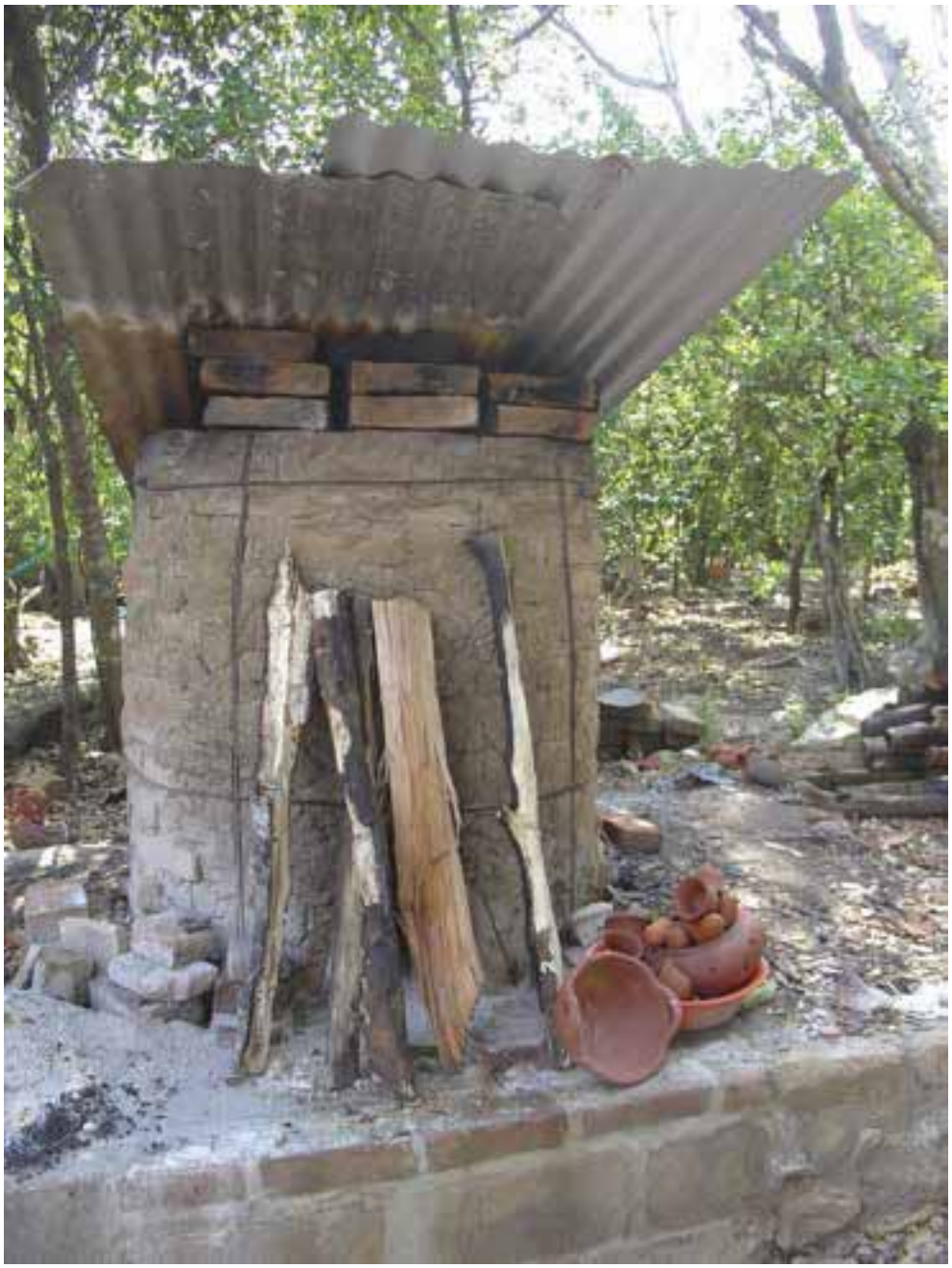
Transformación en la RBYungas

En 1975, el 4% de la RBYungas estaba transformada en tierras agrícolas que principalmente se concentraban en las zonas más llanas; esta transformación alcanzó el 6,5% en 2008. Esto representa un incremento en la tasa de transformación anual desde las 930 ha en el periodo 1975–1985 hasta las 3.274 ha en el periodo 2005–2008 (**Tabla 2**). Casi el 90% de la superficie de la RBYungas está formada por áreas escarpadas con una pendiente de más del 5%. Sólo 150.000 ha corresponden a zonas llanas adecuadas para el uso agrícola. Si analizamos el área transformada teniendo en cuenta sólo la disponibilidad de zonas llanas, se observa que más del 50% de esta superficie fue transformada en el 2008 (**Tabla 2**).

Tabla 2 Superficie transformada en los diferentes años y tasa de transformación anual para la RBYungas durante el periodo 1975–2008.

Año	Área transformada (ha)	% de la RBYungas	% de áreas llanas en la RBYungas	Tasa de transformación anual (ha)
1975	53.597	4,0	34,2	
1985	62.725	4,7	39,4	930 (1975–1986)
2005	77.164	5,7	49,2	722 (1998–2004)
2008	86.987	6,5	55,3	3,274 (2004–2008)

Estos resultados muestran que la transformación del bosque premontano ha ido aumentando durante los últimos años. Este proceso empezó con la siembra de la caña de azúcar, la cual requiere riego, en áreas con pendientes menores del 5%; el resultado fue la práctica desaparición de los bosques de las zonas llanas a nivel regional. Desde la década de los 80s se produjo una expansión de las fronteras agrícolas hacia las zonas más secas del Chaco. Esta expansión fue favorecida por los avances tecnológicos, el aumento en la precipitación durante el último siglo y la incorporación de la soja como cultivo que no requería riego. De esta manera, más del 50% de las superficies llanas de la RBYungas fue transformada en tierras agrícolas. Hoy en día, la RBYungas permanece conectada con las áreas naturales que la rodean a través de laderas que aún están cubiertas por bosque. Actualmente, los gobiernos locales han implementado planes de uso del suelo que separan las áreas de producción de aquellas que deben ser protegidas, con el propósito de mantener la conexión funcional entre los diferentes ambientes de la región.



Leña junto a un horno de alfarero, Chiapas, México. Foto: B. Ferguson

En Chile, ha habido una fuerte expansión de las plantaciones madereras, principalmente como consecuencia de los subsidios del gobierno, introducidos en 1974, para favorecer la siembra de árboles que estimularon la plantación de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* (Aronson *et al.,* 1998). Sin embargo, la expansión de las plantaciones madereras no produjo grandes transformaciones de bosque nativo, tal como ocurrió en el sur de Chile (Echeverría *et al*., 2006) y en la región sur de Argentina. En esta última, la deforestación fue principalmente debida a los incendios naturales y antropogénicos; en muchos casos, el bosque no volvió a regenerarse, convirtiéndose en zonas estables de pastizal o matorral (Mermoz *et al*., 2005). Además, las zonas de bosque seco en esta región se encuentran en un estado de pequeña pero constante transformación en plantaciones con coníferas exóticas. Por otro lado, en el sur de Argentina, la rápida expansión de las áreas urbanas coincidió con la abolición de los límites urbanos por el Ministerio de Vivienda y Urbanismo en 1979 y con la liberación del mercado del suelo urbano (Kusnetzoff, 1987).

Cambios en la extensión forestal

La pérdida de bosque fue consistentemente detectada en todas las áreas de estudio, variando desde una tasa anual de –1,7% en la zona del centro de Chile a una tasa insignificante de –0,12% en el Valle Central de Chiapas, con una tasa promedio de –0,78% en todas las áreas de estudio (**Tabla 2.1**). Algunas áreas han experimentado una proporción relativamente alta de pérdida de bosque (del 15% al 9% en el centro de Chile, del 90% al 70% en el norte de Argentina y del 11,3% al 6,56% en el centro de Veracruz), mientras que otras áreas han sufrido una deforestación relativamente pequeña (del 13% al 11% en el sur de Argentina y del 59% al 57% en Oaxaca, México) o prácticamente no han sufrido ningún cambio en su extensión forestal (32% del área de estudio en Chiapas en las dos fechas de referencia, ya que el 68% de la superficie forestal ya se había perdido en la región al inicio del periodo de estudio).

Tabla 2.1 Porcentaje de cobertura forestal detectada en la década de los 70s del siglo XX (1990 para Chiapas*) y mitad de la primera década del siglo XXI (ver **Tabla 1** y **Recuadro 2.1** para las fechas exactas) y tasas de deforestación anual en cada área de estudio. **Se refiere a la cobertura forestal inalterada durante el periodo 1973–2000 donde todas las imágenes usadas eran Landsat y, por tanto, con mejor resolución espacial.

Área de estudio	% de cobertura forestal al principio o mediamos de la década de los 70s	% de cobertura forestal durante la primera década del siglo XXI	% tasa anual de cambio
Centro de Chile	43,3	33,9	–1,7
Sur de Argentina	17,3	16,4	–0,17
Norte de Argentina	94,0	73,0	–1,3
Veracruz (Mx)	11,3	6,56	–1,22**
Oaxaca (Mx)	59,3	56,6	–0,18
Chiapas (Mx)	32,1*	31,5	–0,12

Sin embargo, la pérdida de bosque varió considerablemente en los periodos analizados en la mayor parte de las áreas estudiadas. Así, en el norte de Argentina se detectaron tasas elevadas de pérdida de bosque (>5%) en todos los periodos analizados. En el centro de Chile la pérdida de bosque aumentó en todos los periodos, excepto en el comprendido entre 1985 y 1999, cuando prácticamente no hubo cambios. En el

centro de Veracruz se detectó un aumento de la cobertura forestal con una tasa anual del 0,6% entre 1973 y 1990, aunque posteriormente, entre 1990 y el 2000, la pérdida de superficie forestal en este área sufrió un aumento considerable, con una tasa anual de deforestación del 4,33%.

El análisis de las trayectorias de cambio reveló que los patrones de transformación de cobertura forestal también variaron en las diferentes áreas de estudio. En el centro de Chile y sur de Argentina la transformación de bosque a zonas agrícolas estuvo mediada por un estado intermedio de matorral (**Figura 2.2**). En Veracruz se observó una tendencia parecida, desde bosque primario a zonas agrícolas, pero con un estado intermedio de bosque secundario. Sin embargo, en el norte de Argentina y Oaxaca, y en menor medida en Chiapas, la mayor parte de la pérdida de bosque se originó como un resultado directo de su transformación en tierras agrícolas. La pérdida de extensión forestal estuvo parcialmente mitigada por la regeneración natural del bosque como consecuencia del abandono de las tierras de cultivo en todas las áreas estudiadas (**Figura 2.3**).

Mientras que la pérdida de bosque fue un resultado consistentemente observado y debido a la intensificación del uso del suelo, las tasas anuales de deforestación variaron bastante en las áreas estudiadas y en los diferentes periodos de tiempo de una misma área. La mayor tasa de deforestación se observó en Chile; sin embargo, ésta es relativamente baja en comparación con las observadas en los bosques templados del centro-sur de Chile (Echeverría *et al.,* 2006). Este fenómeno puede deberse probablemente al hecho de que la región central de Chile ha estado densamente poblada desde las primeras colonizaciones europeas y a que las principales transformaciones de la cobertura forestal tuvieron lugar mucho antes de 1970 (Conacher y Sala, 1998; **Recuadro 2.4**). Los datos históricos del centro de Veracruz sugieren que la cobertura forestal de las zonas secas ya había sido eliminada (<33% de cobertura) al menos desde el comienzo del siglo pasado, después de las reformas agrarias llevadas a cabo tras la revolución mexicana (**Recuadro 2.5**). Del mismo modo, la mayor deforestación en Chiapas también se dio tiempo atrás (Challenger, 1998) y ha disminuido en tiempos recientes (**Recuadro 2.6**). Nuestros resultados sugieren que esta región ha sido sometida a un nivel de deforestación histórica comparable al de otras ecoregiones de bosque seco en México. Challenger y Dirzo (2009) observaron que la pérdida de bosque seco a nivel de todo el país, entre 1976 y 1993, ascendió a 177.000 ha al año (tasa de deforestación anual del 1,6%) y se redujo a 44.416 ha al año (tasa de deforestación del 0,5%) en las siguientes décadas (1993–2002). Las tasas de deforestación encontradas en nuestra área de estudio en Oaxaca fueron ligeramente menores a las de otras áreas con vegetación similar en Oaxaca y en México (Aguilar *et al*., 2000; Velázquez *et al*., 2003; Díaz-Gallegos *et al*., 2008). Sin embargo, Cayuela *et al*. (2006) encontraron una tasa de deforestación anual del 4,8% en las tierras altas de Chiapas en el periodo comprendido entre 1990 y el 2000.

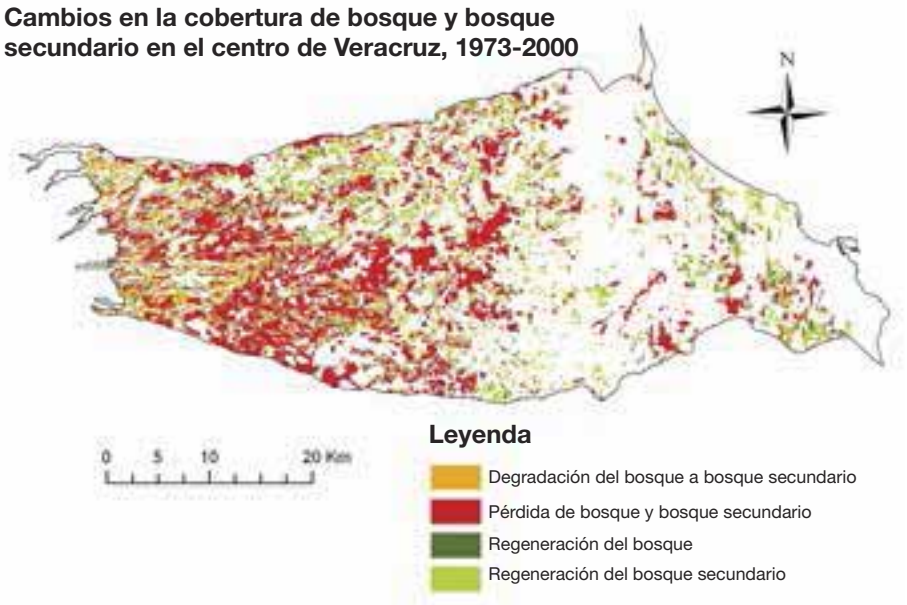


Figura 2.3 La extensión y distribución del bosque primario en un momento determinado es un balance entre la pérdida, la degradación y la regeneración del bosque. Esta figura ilustra la distribución de estos procesos en el caso del paisaje de Veracruz, México, durante el periodo 1973–2000. Se pueden encontrar mapas similares para todas las zonas de estudio en Rey Benayas *et al.* (2010b).

Recuadro 2.4 Distribución histórica del bosque seco en el centro de Chile durante la conquista española en el siglo XVI

C. Echeverría, R. Fuentes, R. Torres, P. Camus

La reconstrucción del paisaje histórico mediante fuentes documentales es útil para (i) evaluar la dinámica de los cambios históricos de uso del suelo, (ii) definir el potencial de los ecosistemas forestales de zonas secas y (iii) situar las prácticas de manejo de los recursos de los pueblos indígenas y otras comunidades en un contexto histórico (Prieto *et al.*, 2003). La zona costera del centro de Chile, que se extiende desde las ciudades de Santiago a Valparaíso, presenta signos evidentes de la degradación que ha sufrido desde el siglo XVI. Tradicionalmente, los historiadores chilenos han presentado una imagen idílica de un territorio cubierto por bosques maravillosos (Barros-Arana, 2000). Sin embargo, recientemente se ha demostrado que en estos tiempos ya existían grandes áreas deforestadas en Chile (Camus, 2002). Las fuentes de documentación primaria ofrecen una descripción valiosa del pasado, ya que narran las primeras impresiones que los colonos europeos tuvieron al poner sus ojos, por primera vez, en el paisaje.

La reconstrucción y la cartografía de los bosques secos que existieron durante el siglo XVI, al inicio de la colonización europea, son clave para entender bien los patrones históricos y actuales de los cambios en el uso del suelo, así como para desarrollar las estrategias de restauración a seguir en el centro de Chile. El objetivo de este ejercicio fue, por tanto, reconstruir una imagen de la vegetación existente entre Santiago y Valparaíso con una aproximación espacialmente explícita que integra en un SIG tanto información de fuentes documentales como factores ambientales.

Las descripciones visuales de la vegetación fueron obtenidas a partir de notas de campo tomadas por los viajeros durante sus viajes por la región. Estas descripciones fueron recogidas de comentarios de fuentes históricas primarias y secundarias escritas durante el siglo XVI. La

Recuadro 2.4 (cont.)

mayoría de las descripciones visuales usadas en el presente estudio fueron tomadas en el valle de Casablanca, la zona de Colina y la ruta del río Aconcagua. Las principales fuentes de documentación primaria usadas fueron extraídas de los registros mantenidos por el Cabildo de Santiago, registros y mediciones del terreno, crónicas, cartas y diarios de viaje. Sin embargo, también fueron tenidas en cuenta descripciones más detalladas de las fuentes de documentación secundarias cuando claramente se referían a las descripciones de la vegetación que existía antes de la llegada de los españoles. Las descripciones visuales de naturalistas como Charles Darwin y Edward Poeppig también fueron usadas para la modelización de la distribución de especies en la ruta Aconcagua-Valparaíso y sus alrededores. Descartamos aquellas descripciones que no tuvieron una referencia espacial precisa. Por tanto, no usamos las descripciones botánicas de Claudio Gay.

Las descripciones y carreteras usadas por los viajeros fueron espacialmente trazadas en un mapa de elevación con una resolución de 30 m. Posteriormente, los requerimientos ambientales tales como la orientación y la elevación de los puntos descritos en relación a la composición de la vegetación fueron obtenidos mediante una revisión de la literatura (Donoso, 1982; Donoso, 1995). Esta información fue usada para generar mapas digitales de disponibilidad de hábitat para cada categoría de vegetación (grupo de especies o especies individuales en algunos casos), mediante una combinación de intervalos de elevación con categorías de orientación (**Tabla 1**). Las orientaciones hacia el norte y el sur son los principales factores ambientales que determinan los patrones de la distribución de especies en los paisajes de zonas secas de esta parte de Chile (Donoso, 1995). Las colinas orientadas al sur se caracterizan por niveles más bajos de radiación/insolación y, por tanto, por mayores niveles de humedad del suelo y del aire en comparación con las colinas orientadas al norte.

En algunos casos, las fuentes documentales proporcionaban localizaciones específicas de algunas especies que actualmente están amenazadas, como *Jubaea chilensis* (Grau, 2004) y *Porlieria chilensis.* Esto permitió cartografiar la distribución histórica a nivel de especie. De manera similar, algunas descripciones históricas mencionaban la abundante presencia de espinales, una pseudo-sabana perturbada dominada por *Acacia caven*, a lo largo del área de estudio. Esta información permitió cartografiar diferentes sub-categorías de *espinales*. Adicionalmente, las fuentes documentales también contenían descripciones detalladas de algunas de las principales ciudades que actualmente existen en el área de estudio, como son Santiago, Valparaíso y Quillota, lo que permitió su cartografiado.

Tabla 1 Equivalencia de los significados y descripciones históricas para cada categoría de vegetación detectada.

Tipo de vegetación	Altitud (m s.n.m.) y orientación	Muestra de los textos originales descritos por los viajeros durante el siglo XVI	Referencias históricas
Pastizal	> 200 Norte y Este	"Las únicas plantas que cabría mencionar eran arbustos pequeños e inaparentes, que ostentaban sólo de vez en cuando todavía en temporada desfavorable una miserable flor y que se presentaban semisecos y polvorientos"	Poeppig, 1960
Espinal abierto	200 – 350 Norte y Este > 300 Sur y Oeste	" … Todos los campos estaban desiertos, solo se veían cubiertos de ciertos arboles espinosos que hacen mui incómodo el camino"	Frezier, 1902
	350 – 450 Norte y Este 300 – 350 Sur y Oeste	" … me encuentro otra vez en tierras salvajes cubiertas en forma muy rala por acacias y algarrobos cuya compañía, empezaba yo a sospechar, no iba a perder en esta tierra"	Schmidtmeyer, 1947

Recuadro 2.4 (cont.)

Table 1 (cont.)

Tipo de vegetación	Altitud (m s.n.m.) y orientación	Muestra de los textos originales descritos por los viajeros durante el siglo XVI	Referencias históricas
Espinal denso	350 – 450 Norte y Este 300 – 350 Sur y Oeste	" … Numerosos troncos mejor talados a uno o dos pies del suelo, donde ensanchaban su espacio estéril no parecían mejorar su perspectiva, pero indicaban que este valle había estado cubierto tupidamente por ellos antiguamente … "	Schmidtmeyer, 1947
	350 – 450 Norte y Este 300 – 350 Sur y Oeste	" … noto sobre la vertiente septentrional no crecen sino zarzas … "	Darwin, 1945
Bosque esclerófilo	350 – 450 Norte y Este 350 – 1.000 Sur y Oeste	" … He visto algunos lugares bonitos, que consisten en pequeñas colinas y cañadas de formas suaves, cubiertas de varias clases, mas vegetación que la vista hasta ahora y de verdor ás agradable"	Schmidtmeyer, 1947
	350 – 450 Norte y Este 350 – 1.000 Sur y Oeste	Santiago " … es un hermoso y grande llano como tengo dicho. Tiene a cinco y seis leguas montes de muy buena madera que son unos árboles muy grandes que sacan muy buenas vigas. hay otros árboles que se llaman canela"	De Bibar, 1966
	350 – 1.000 Sur y Oeste	Estero de Pocochay como "Maquilemu", o "bosque de maquis".	De Lillo, 1942
	350 – 1.000 Sur y Oeste	" … la vertiente meridional está cubierta de un bambú que llega a alcanzar hasta15 pies de altura"	Darwin, 1945
Jubaea chilensis	500 – 2.000 Norte	"Hay palmas y solamente las hay en esta gobernación en dos partes, que es en el río de Maule hay un pedazo que hay de estas palmas, y en Quillota las hay en torno de siete y ocho leguas"	De Bibar, 1966
	500 – 2.000 Norte	"En algunos lugares se encuentran palmeras y quedo muy asombrado al hallar una de ellas a 4.500 pies de altitud … "	Darwin, 1945
Asentamientos indígenas	>200	La población vivía sobre todo en ese Sector, llamado también "Camino de Coquimbo, pues este seguía por Calera a la cuesta del Melón y se juntaba en La Ligua con el de la costa, para continuar al Norte"	Keller, 1960

La reconstrucción (cartografía) de la vegetación reveló que en el pasado existió un mayor número de especies repartidas en una área mayor (**Figura 1**). En el siglo XVI, el bosque esclerófilo ocupaba un área de aproximadamente 115.000 ha, principalmente orientadas hacia el sur. Los espinales cubrían aproximadamente 670.000 ha en zonas llanas y orientadas al norte. A nivel municipal, el 21% del área total del municipio de Casablanca estuvo ocupado por bosque esclerófilo y el 66% por espinales. En Quilpué, estos valores fueron del 18% y 68%, respectivamente, y en Melipilla del 34% y 67%, respectivamente.

Recuadro 2.4 (cont.)

A nivel de especies, la reconstrucción de la distribución de *J. chilensis* reveló que esta zona estuvo cubierta por aproximadamente 17.000 ha de esta especie, un área mucho mayor que la actual (**Figura 1**). La especie estuvo distribuida en dos poblaciones principales, una población costera, alrededor de la actual ciudad de Viña del Mar, y otra en las montañas de La Campana (**Figura 1**). Los bosques de *Nothofagus macrocarpa* cubrían la mayor parte de las cumbres de las colinas de Roble y de Cantillana (**Figura 1**), con un área total de 33.800 ha. Hacia el este, *Porlieria chilensis* ocupaba un área aproximada de 5.100 ha en las colinas de todo el área de Santiago (**Figura 1**).

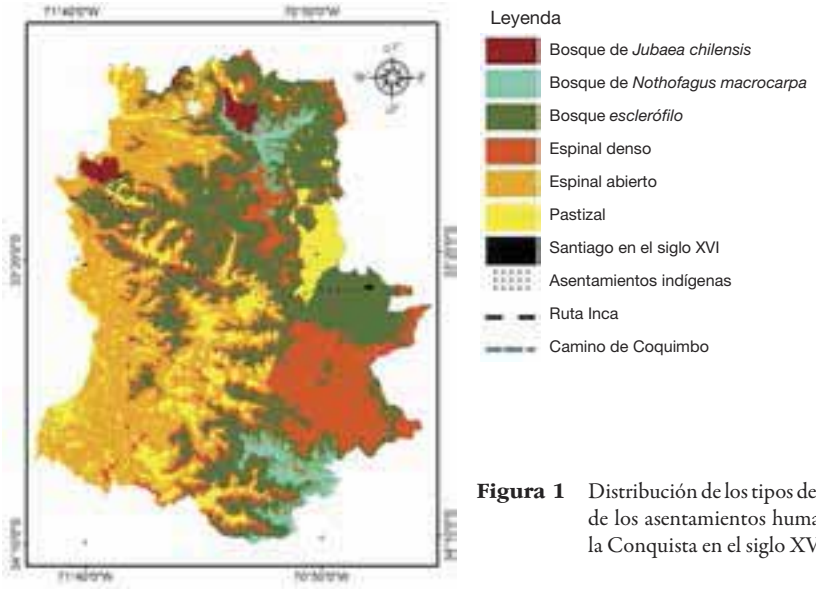


Figura 1 Distribución de los tipos de vegetación y de los asentamientos humanos durante la Conquista en el siglo XVI.

Aunque el área cubierta por los bosques durante el siglo XVI era mayor que la existente hoy en día, a los ojos de la recién llegada población española al centro de Chile, las especies de árboles ya tenían que ser escasas en ese momento. El Cabildo, por lo tanto, tuvo que haber emitido diferentes directivas regulando la tala de árboles. Uno de los principales asentamientos indígenas del siglo XVI estaba establecido en el actual valle Quillota y ocupaba aproximadamente 1.800 ha (**Figura 1**). Santiago fue el principal asentamiento español durante la Conquista, y se extendía sobre unas 320 ha (**Figura 1**). Algunas fuentes documentales también proporcionan evidencias de las principales perturbaciones que afectaron a la vegetación en el centro de Chile durante el siglo XVIII, después de la fundación de Santiago. El establecimiento de Santiago resultó en una expansión de las áreas urbanas y de las zonas de pasto para el ganado en el valle central durante el siglo XVIII. Además, esta expansión dio lugar a un gran consumo de especies de árboles y matorral (Cunill, 1995).

Nuestros resultados demuestran que, durante el siglo XVI, el paisaje del centro de Chile estuvo dominado por diferentes tipos de vegetación. Los bosques esclerófilos y algunas especies fueron más abundantes en las laderas orientadas al sur, mientras que los espinales cubrían grandes áreas en las laderas orientadas al norte y en las zonas llanas del área de estudio. La presencia de estos tipos de vegetación, inducidas por los humanos, revela que la vegetación original había sido previamente perturbada por la población indígena. Todo esto indica que la vegetación de las zonas secas ha sido profunda e irreversiblemente transformada desde la Conquista hasta el presente, subrayando la necesidad de una restauración ecológica. Los análisis históricos presentados aquí pueden ser usados como fuente de información para los planes de restauración.

Recuadro 2.5 Reconstrucción histórica de los patrones de uso del suelo desde 1920 a 1960 en las tierras comunales de El Paso de Ovejas, Veracruz, México

J. Ortiz, F. López-Barrera, J. Callejas, R.H. Manson

El bosque primario de la municipalidad de El Paso de Ovejas sufrió pocas alteraciones tras la llegada de los conquistadores españoles. Sin embargo, durante el siglo XIX estas tierras pasaron a manos del manejo militar, mercaderes e inversores extranjeros. La mayor parte de la cobertura forestal existente en las zonas bajas del municipio, donde el regadío era cada vez más frecuente, fueron gradualmente reemplazadas por plantaciones comerciales como la caña de azúcar. Al contrario, las zonas altas, colinas, laderas y cañones, que estuvieron mucho más aislados de las infraestructuras y carreteras, sufrieron relativamente pocas alteraciones en la cobertura de su vegetación natural hasta las primeras décadas del siglo XX, cuando empezaron a ser usadas como zonas de pasto.

El aumento de la densidad poblacional fue un factor que también contribuyó de manera significativa a estos cambios. En 1799, los censos registraban una población de apenas 100 personas. Un siglo después, este número había aumentado hasta las 3.572. Los cabeza de familia eran hombres que trabajan la tierra de grandes propiedades privadas (haciendas) como peones, aparceros y jornaleros. Cada familia tenía permiso para usar una pequeña parte de las tierras cultivables para sembrar alimentos básicos como maíz, frijoles y chiles, y para criar animales domésticos como cerdos o gallinas.

Tras la revolución mexicana y el establecimiento de la Constitución de 1917, estas haciendas fueron desmanteladas como parte de las reformas agrarias. Inicialmente, las tierras más productivas fueron transformadas en tierras comunales, conocidas como ejidos, que fueron divididas entre los campesinos que habían trabajado en las haciendas durante largo tiempo. Bajo el sistema de los ejidos, la tierra fue mantenida en fidecomisos colectivos para las comunidades campesinas, a las que se las permitió usarla para la agricultura y la extracción de recursos naturales. En los primeros treinta años del siglo XX, la población de El Paso de Ovejas se duplicó hasta alcanzar más de 7.350 personas. Este crecimiento poblacional continúo durante las dos décadas siguientes. Durante la década de los años 70s, la población se duplicó de nuevo alcanzando un total de 15.271 personas, debido tanto al crecimiento intrínseco de la población en las tierras comunales como a la llegada de nuevos inmigrantes. Los mayores aumentos se dieron en la población masculina, específicamente en el grupo de edad comprendido entre los 25 y los 29 años.

La combinación del rápido crecimiento poblacional en las tierras comunales, incluyendo aquellas usadas para el cultivo y la cría de ganado, así como las consideradas demasiado infértiles para la agricultura, creo una presión considerable en esta nueva forma de propiedad de la tierra. El sistema de ejidos es uno de los principales legados de la revolución mexicana y fue incorporado en la Constitución de 1917. Los miembros de los ejidos vivían en comunidades. A estos se les asignó tierra para vivienda, además de parcelas de tierra separadas para los cultivos. A medida que el tamaño de las familias crecía, aumentó la presión sobre las parcelas de tierra que les habían asignado, lo que resultó en una transformación en los usos del suelo. Los bosques fueron talados para combustible o madera y con la finalidad de crear espacios para los cultivos y pastizales.

Además de estos cambios en la propiedad de la tierra y en la demografía de la población, la transformación de la cobertura forestal hacia otros tipos de uso del suelo estuvo promovida activamente por las políticas públicas y por la asistencia técnica y financiera proporcionada a los ejidos por el Estado y los gobiernos Federales. En 1920 se estableció a nivel nacional la Ley de Tierras Ociosas, lo que desencadenó una deforestación a gran escala en todo México. Los objetivos de la ley eran aumentar el volumen de cultivos para alimentar a la población mexicana que crecía rápidamente. Esta ley fue seguida por la creación del Banco Nacional de Crédito Ejidal (1935), la organización de agricultores de la Confederación Nacional de Campesinos (1938), la creación de la Oficina Agrícola y de la Oficina Mexicana de Fertilizantes (1943), el establecimiento del Plan Nacional para la Agricultura (1953) y la formación de la Organización Nacional de los Productores de Semillas (1960), que en general facilitaron la transformación de la cobertura forestal a otros tipos de uso del suelo.

Recuadro 2.5 (cont.)

Como resultado, el resto de la cobertura forestal estuvo cada vez más limitada a las zonas más inaccesibles (laderas de gran pendiente o suelos rocosos alejados de las carreteras y ciudades). Los patrones de uso del suelo en los 23 ejidos de la municipalidad de El Paso de Ovejas desde 1927 a 1968 se describen en la **Tabla 1**. Estos datos fueron obtenidos mediante la revisión de documentos y mapas históricos del Registro Agrario Nacional de México. Los datos muestran que la cobertura de bosque era inexistente (13 ejidos) o limitada (del 19% al 35%) en la mayoría de los ejidos; sólo dos tenían una cobertura de bosque de más del 40% del área total del terreno (principalmente bosque secundario; **Tabla 1**).

Este estudio muestra que, en algunas áreas tropicales de México, la mayor parte de la deforestación, degradación y fragmentación de la cobertura forestal ocurrió probablemente antes de 1920. Estos patrones de cambio en el uso del suelo son difíciles de detectar usando los métodos actuales basados en imágenes obtenidas por satélite y en los datos de imágenes disponibles desde el inicio de la década de los 70s. Por ejemplo, en el El Paso de Ovejas la extensión de bosque primario fue sólo del 2,06% en 1973 y aumentó al 6,28% en 1990 (Montero *et al.*, en prep). Estos resultados subrayan la importancia de una perspectiva histórica de largo plazo para entender e interpretar los patrones actuales de uso del suelo y el impacto global de las políticas públicas en los patrones de uso de suelo en la región.

Tabla 1 Registros históricos del tipo de uso de suelo presente en las 23 tierras comunales (ejidos) en el centro de Veracruz, México, incluyendo el año cuando fueron creadas, el área y el porcentaje de cobertura de los diferentes tipos de uso de suelo.

Nombre del ejido	Año	Extensión (ha)	Agricultura de secano	Agricultura de regadío	Pastizales	Bosque primario y secundario	Urbano
Acazónica	1927	1.610	14,7		72,9	12,4	
Tierra Colorada	1928	150	100				
Plan de manantial	1928	312	79,2		20,8		
Palmaritos	1928	482	24,1	52,5	23,4		
Paso de Ovejas	1930	1.617	100				
Bandera de Juárez	1930	472	11,0		10,6	78,4	
Loma del Nanche	1930	262	64,9			35,1	
Puente Jula	1930	168	100				
Cerro de Guzmán	1931	359	54,3		21,4	24,2	
Mata Grande	1931	100	76,0		24,0		
Paso Panal	1932	370	100				
Patancán	1932	180	100				
La Víbora	1935	279	100				
Cantarranas	1935	1.124	66,2			33,8	
El Angostillo	1936	900	80,0			20,0	
Cocuyo	1936	428	80,4			19,6	
El Mango	1937	211	100				
Mata Mateo	1937	714	52,9			47,1	
Mata Grande	1941	260	67,7		32,3		
Rancho Nuevo	1958	630	82,5		15,9		1,6
El Angostillo	1964	900	75,2			22,6	2,2
Acazónica	1964	2.182	48,1		40,6	9,2	2,1
Loma del Nanche	1968	156			100		
Media		602,87	68,57	2,28	15,74	13,15	0,26
Desviación estándar		554,98	31,17	10,94	25,85	20,09	0,69

Masa de *Austrocedrus chilensis*, Nahuel Huapi, Argentina. Foto: A.C. Newton

Matorral y vegetación de estepa, Nahuel Huapi, Argentina. Foto: J. Birch

Recuadro 2.6 Afinando los mapas de vegetación potencial de grano grueso para estimar la pérdida histórica de bosque en el trópico de México

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

La pérdida histórica de bosque es una cuestión relevante en áreas con una larga historia de degradación. En estas áreas, la mayor parte de la deforestación ocurrió antes del desarrollo de las técnicas de teledetección. En tales circunstancias, los mapas de vegetación potencial pueden ser usados como base para estimar la pérdida histórica de bosque (por ejemplo Trejo y Dirzo, 2000), ya que éstos representan el área que hipotéticamente debería estar cubierta por bosque en ausencia de perturbaciones humanas (Bredenkamp *et al.*, 1998; Moravec, 1998). Sin embargo, la resolución de la mayor parte de los mapas de vegetación potencial disponibles es de grano demasiado grueso para aplicarse en el mundo real, lo que causa preocupación (Bredenkamp *et al.*, 1998; Hartley *et al.*, 2004).

Un método típico para construir un mapa de vegetación potencial incluye identificar los remanentes de vegetación con un carácter natural o próximo al natural (Zerbe, 1998). Se puede asumir que la vegetación encontrada en estos remanentes puede extenderse potencialmente a un área geográfica más amplia con condicones ambientales similares (Moravec, 1998; Zerbe, 1998). Las imprecisiones de los mapas con frecuencia se deben a la resolución de grano grueso de los mapas disponibles de variables predictoras (van Etten, 1998). Los mapas de escala de grano grueso pueden pasar por alto la variabilidad en regiones montañosas y otras áreas en las que gradientes ambientales de grano fino determinan el tipo de vegetación observado (Franklin, 1995). Con el objetivo de usar los mapas de vegetación de manera efectiva, su resolución debe ser ajustada a las necesidades de las investigaciones biológicas y ecológicas aplicadas (Araújo *et al*., 2005; McPherson *et al.*, 2006). Para muchas aplicaciones, es necesario usar datos con una resolución espacial fina (≤1 km^2), ya que éstos permiten capturar la variabilidad ambiental que puede perderse parcialmente con resoluciones de grano más grueso (Hijmans *et al.*, 2005). La generación de un mapa de grano fino de la vegetación potencial en un área amplia representa un desafío. Se sabe que el clima condiciona la formación de los diferentes tipos de vegetación (Woodward, 1987). Así, cuando el grano de los mapas de vegetación potencial es más grueso que el grano de las capas climáticas, una posible solución es usar el clima para re-escalar los mapas de vegetación potencial mediante modelos estadísticos.

Aquí ilustramos el uso de la información climática para re-escalar los mapas de vegetación potencial de grano grueso con referencia al estado de Chiapas, una región en el sur de México históricamente afectada por la actividad humana. El objetivo de este estudio fue definir la distribución original del área ocupada por los diferentes tipos de vegetación tropical en la región. Hasta la fecha, una fuente muy reconocida de información para conocer la distribución potencial de los tipos de vegetación de México es el mapa de vegetación potencial de Rzedowski (1990) (Olson *et al*., 2001). Este mapa está representado a una escala de 1:40.000.000, que claramente es limitada para ser usada como base para estimar con precisión la pérdida histórica de bosque (Trejo y Dirzo, 2000). En respuesta a este problema, re-escalamos el mapa de distribución potencial de Rzedowski para Chiapas, desde una escala de 1:40.000.000 a una malla con una resolución de 1 km^2, usando modelos aleatorios de bosques basados en el clima.

Para obtener valores de la variable dependiente (clases de vegetación potencial), extrajimos sistemáticamente puntos del mapa de vegetación potencial de Rzedowski situados a 1 km. de distancia entre ellos. No obtuvimos muestras de la vegetación acuática ya que esta es 'azonal', es decir, que no está afectada por el clima. Una vez que el mapa de vegetación potencial final fue generado, la distribución de la vegetación acuática fue definida explícitamente basándose en un mapa de suelos desarrollado para México a escala 1:1.000.000 (INIFAP y CONABIO, 1995). En cada punto extrajimos valores de 55 variables climáticas obtenidas de la base de datos *WorldClim* (Hijmans *et al.*, 2005). El conjunto de datos consistía en 36 mallas de temperatura media mínima mensual, temperatura máxima y precipitación y un conjunto de 19 variables bioclimáticas.

Recuadro 2.6 (cont.)

El análisis fue realizado con 1.000 árboles. Como una parte de su proceso, el modelo de bosques aleatorios construye sucesivos árboles independientes usando una muestra *bootstrap* de la colección de datos, cada una de las cuales es un voto (Breiman, 1996). Al final, el conjunto de votos se usa para generar una mayoría por votación simple para la predicción, o puntuaciones que proporcionan las estimaciones probabilísticas básicas, que pueden ser usadas para una votación ponderada (Fawcett, 2006). Usamos las reglas de predicción de votos por mayoría para generar un mapa re-escalado de vegetación potencial. Validamos el modelo usando 255 parcelas de inventario muestreadas cerca de los puntos de transición entre los diferentes tipos de vegetación, ya que éstas son las áreas más imprecisas en la escala original. Usamos los resultados de la validación para obtener pistas de la representación adquirida para las diferentes clases de vegetación y para el modelo global. Posteriormente usamos curvas ROC (Características Operativas del Receptor) para seleccionar los umbrales de decisión (umbrales de corte basados en las estimaciones de probabilidad), los cuales abarcan los límites de distribución de las clases con bajo acuerdo y maximizan la exactitud global de la predicción (Fawcett, 2006). Finalmente, generamos un mapa de vegetación potencial usando los umbrales de decisión para estas clases. Tanto el mapa de vegetación potencial original como el mapa climáticamente re-escalado se muestran en la **Figura 1**. El Índice Kappa de acuerdo mostró un aumento de la precisión del 0,40 para el mapa de Rzedowski (95% intervalo de confianza de 32,5–48,7) al 0,80 para los mapas derivados climáticamente (95% intervalo de confianza de 73,8–86,0%). La precisión global aumentó desde el 55,5% al 85,9%. En todos los casos, el índice Kappa estimado para cada clase de vegetación aumentó. Los modelos aleatorios de bosques basados en el el clima pueden ser útiles para aumentar la resolución espacial y la precisión de los mapas de vegetación potencial de grano grueso en áreas montañosas con fuertes gradientes ambientales, donde la importancia de la variabilidad climática se ve oscurecida por una resolución de grano grueso. En conclusión, el método propuesto es adecuado para generar mapas que pueden ser usados apropiadamente como base para la estima de la pérdida histórica del bosque.

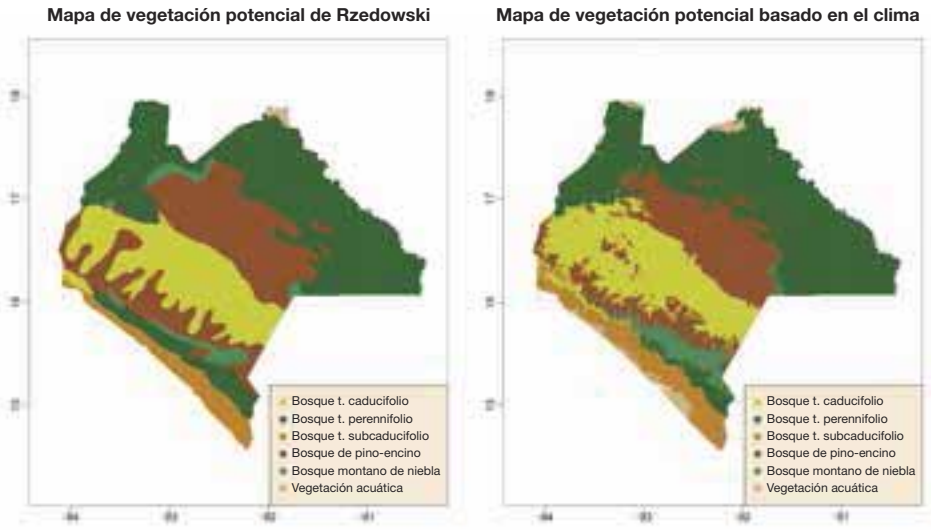


Figura 1 Mapa de vegetación potencial de Rzedowski para Chiapas comparado con el mapa basado en el clima desarrollado con un análisis de *Random Forest* (t. = tropical).

La pérdida de los bosques primarios se debe principalmente a su transformación directa en tierras de cultivo o zonas de pasto, o bien a la degradación a la que son sometidos por la constante presión del pastoreo, recolección de leña y producción de carbón (Balduzzi *et al*., 1982; Fuentes *et al*., 1986; Armesto *et al*., 2007). Además, la recuperación sucesional del bosque está frecuentemente limitada por la presión continua, la disponibilidad de agua, la erosión del suelo, la falta de banco de semillas, los incendios provocados por los humanos y por una capacidad limitada de regeneración de las especies forestales (Balduzzi *et al*., 1982; Fuentes *et al*., 1986; Conacher y Sala, 1998; Armesto *et al*., 2007).

Encontramos que la pérdida de extensión forestal está parcialmente mitigada por el rebrote del bosque tras el abandono de las tierras de cultivo. En el centro de Chile, detectamos recuperación del bosque en cerca del 2,7% del área de estudio, una tasa similar a la documentada en otras áreas mediterráneas (Serra *et al.,* 2008). La recuperación del bosque en el centro de Veracruz podría ser explicada parcialmente por un efecto relacionado con la comparación de datos de diferentes tipos de satélite, pero también por una disminución del área agrícola. Esta disminución podría estar favorecida por la reducción de los subsidios en la última década y el aumento de la competencia de los EEUU tras el Tratado de Libre Comercio de América del Norte (TLCAN) (Pascual y Barbier, 2007). En Oaxaca, la migración humana puede explicar la disminución en la superficie de tierras de cultivo observada desde 1989 hasta 1999 (INEGI, 2000). La deforestación en esta región estuvo concentrada en unos pocos parches y en una dinámica de cambios de uso que es aparentemente rápida, ya que el manejo de los cultivos tradicionales implica un periodo continuo de cultivo de unos 5–10 años seguido de un periodo de barbecho de unos 10–15 años.

Factores del cambio forestal

Identificamos un número de variables biofísicas y socioeconómicas que estuvieron asociadas a los cambios en la extensión forestal en nuestras áreas de estudio (**Tabla 2.2**). Curiosamente, el cambio en la extensión forestal en cada área fue explicado por una combinación única de variables, de tal manera que la misma variable puede tener tanto un efecto negativo como uno positivo en las diferentes áreas, es decir, en contextos ecológicos, socio-económicos y culturales diferentes (**Recuadros 2.2–2.7**). Para el periodo de tiempo conjunto tenido en cuenta en esta investigación, las variables biofísicas que provocaron los efectos más fuertes en el cambio de la extensión forestal fueron la pendiente, la insolación y la distancia desde algún remanente de bosque. Algunas de estas variables influyeron en los cambios de forma contraria (pérdida o ganancia de bosque) en las diferentes áreas de estudio. Así, mientras la probabilidad de que un área sufriera pérdida de bosque fue mayor en las laderas suaves, de acuerdo con nuestra hipótesis, la insolación mostró diferentes impactos en Chiapas (correlación positiva), el centro de Chile y Oaxaca (correlación negativa). La proximidad a asentamientos humanos y a tierras de cultivo disminuyó la probabilidad de deforestación en la mayoría de las áreas de estudio – un ejemplo de 'efecto cortina' – de forma contraria a nuestra hipótesis. Del mismo modo, no se encontró que la densidad humana tuviera un impacto importante en la deforestación. La distancia de los bosques a las carreteras tuvo diferentes efectos en las diferentes áreas de estudio (**Tabla 2.2**), de tal manera que se confirmó nuestra hipótesis de forma parcial.

Tabla 2.2 Síntesis de los resultados de los modelos de selección múltiple para explicar los efectos de diferentes variables biofísicas y socio-económicas en la transformación de la cobertura de bosque a cobertura de no-bosque. La significancia de las variables está representada por códigos, siendo +++/––– = 0,0001, ++/–– = 0,001 y +/– = 0,01.

Variable	C. Chile	N. Argentina	C. Veracruz	Chiapas	Oaxaca
Elevación				–	+ + +
Pendiente	–	– – –	– – –	– – –	
Insolación	– – –			+ + +	– – –
Precipitación		– – –		–	
Distancia a ríos		+ + +			
Distancia a bosque[1]	+ + +				– – –
Distancia a asentamientos	+[2]	+ +[3]		+ + +[4]	+ + +
Densidad poblacional					
Distancia a carreteras	+ + +	– – –			+
Distancia a zonas agrícolas	+ + +	+ +			+ + +
Distancia a pastizal			– –		

[1]Distancia dentro del límite del bosque para el área de estudio del centro de Chile; [2]Ciudades >20.000 habitantes; [3]Ciudades <20.000 habitantes; [4]Acceso a las ciudades >5.000 habitantes

Recuadro 2.7 Diferentes grupos de factores de cambio en las regiones estudiadas

En la región central de Chile, el modelo logístico de regresión para bosque-no bosque reveló, en los cuatro periodos estudiados, que la probabilidad de que un área experimente pérdida de bosque era muy significativa (p <0,001) y estaba positivamente relacionada con la distancia desde el borde de bosque más cercano, es decir, la deforestación progresa desde el interior de los fragmentos hacia los bordes del bosque, y propicia espacios sin árboles dentro del bosque. Esta variable tuvo la mayor devianza parcial de los cuatro modelos resultantes, representando al menos la mitad de la devianza explicada por los modelos finales, obtenidos mediante el procedimiento de selección de pasos sucesivos o '*stepwise*'. Para todo el periodo de estudio, las principales variables que explicaron la deforestación, tras la distancia desde el borde más cercano, fueron la distancia desde las carreteras y la distancia desde los cultivos agrícolas, estando ambas positivamente correlacionadas con la probabilidad de deforestación, mientras que la insolación y la pendiente lo estuvieron de manera negativa y fueron menos relevantes en términos de varianza explicada.

En el norte de Argentina, la probabilidad de pérdida de bosque estuvo muy relacionada (p <0,001) con la pendiente (correlación negativa) y con la distancia desde los ríos (correlación positiva) en todos los periodos estudiados. Otras variables explicativas significativas fueron la distancia desde las carreteras y la precipitación media anual, mostrando que la deforestación comenzaba cerca de las carreteras y en zonas con una precipitación relativamente elevada (para bosques secos), y se alejaba de estas condiciones ideales hacia las áreas actuales más alejadas de las carreteras y con menor precipitación. La distancia desde las ciudades y desde las fronteras agrícolas mostró un efecto positivo significativo, con mayores tasas de deforestación en las áreas de mayor accesibilidad y presencia humana.

En el centro de Veracruz, los modelos de regresión univariante indicaron que sólo cuatro variables estuvieron negativamente correlacionadas con la probabilidad de transformación del bosque. Estas incluyeron, en orden decreciente de importancia, la pendiente, la distancia desde los pastizales, la distancia desde las infraestructuras de riego y la orientación. Cuando éstas

Recuadro 2.7 (cont.)

mismas variables eran incorporadas a un modelo de regresión logístico multivariante, el modelo resultante era muy significativo según el análisis de la devianza, aunque el porcentaje de devianza explicada fue relativamente bajo (19,4%), La pendiente y la distancia desde los pastizales fueron significativas a un nivel de p <0,001, mientras que la importancia de la distancia desde las infraestructuras de riego (p = 0,063) y la orientación (p = 0,09) disminuyeron.

En Chiapas, el modelo GAM que incluía la elevación y la precipitación anual explicó la mayor proporción de devianza (12,2%). El modelo sin la precipitación explicó el 11,6% de la devianza, y la pendiente fue la variable más fuertemente asociada a la probabilidad de que un pixel tuviera bosque. Tras la pendiente, la radiación fue la segunda variable más importante, tanto cuando era tenida en cuenta de forma independiente como en el modelo multivariante. El acceso a las grandes ciudades (>5.000 habitantes) tuvo mayor poder explicativo, medido por la devianza y la devianza parcial explicada, que el acceso a las ciudades pequeñas (>100 habitantes). La probabilidad de pérdida de bosque estuvo asociada con valores altos de insolación durante los meses de invierno, pendientes suaves, accesibilidad a los principales mercados, elevaciones bajas y precipitación anual baja.

En Oaxaca, la probabilidad de pérdida de bosque fue muy significativa y estuvo positivamente relacionada con la distancia desde los campos de cultivo y la distancia desde las ciudades en los cuatro periodos de estudio. Para el periodo conjunto (1979–2005), las principales variables que explicaron la deforestación, con correlaciones positivas, fueron la elevación y la distancia desde los campos agrícolas, desde las ciudades y desde el bosque, y aquellas con una correlación negativa significativa fueron la insolación y la distancia desde el bosque.

Las áreas de bosque seco en el sur de Argentina están sufriendo un cambio lento pero significativo hacia plantaciones de coníferas exóticas. La reforestación con pinos exóticos durante el periodo 1973–2003 mostró una tendencia significativa a ocurrir en zonas cercanas a las carreteras (p <0,05), áreas urbanas y ciudades >1.000 habitantes. La distancia desde los ríos o lagos parece haber tenido poco poder predictivo en la reforestación. Al contrario de lo que esperábamos, esta tendió a darse a grandes distancias de las ciudades pequeñas. Además, la reforestación ocurrió en zonas con elevación baja y con pendientes suaves y en áreas con una precipitación media anual más alta que la media del área de estudio. Este modelo fue útil para detectar posibles conflictos en el uso del suelo con los procesos de reforestación. Por ejemplo, se ha sugerido que los procesos de reforestación con coníferas exóticas han tenido lugar a expensas del uso potencialmente propicio de la conífera nativa *Austrocedrus chilensis* para la restauración activa o pasiva de los bosques secos. Si comparamos el potencial para la transición hacia la reforestación con la adecuación del hábitat para esta especie, obtenemos el mapa de conflictos de usos del suelo presentado en la **Figura 2.4**.

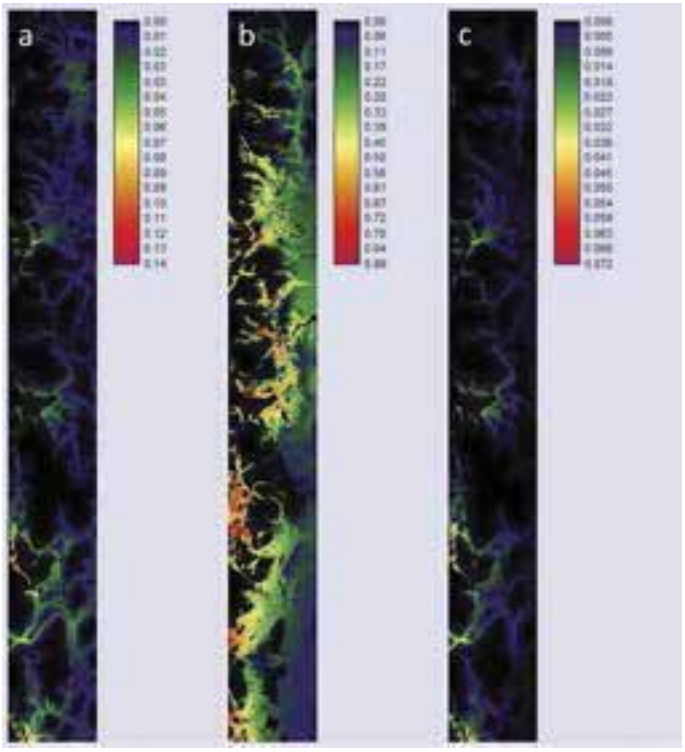


Figura 2.4 Aplicación del modelo logístico multivariante de reforestación para identificar áreas potenciales para la restauración del bosque seco en conflicto con otros tipos de uso del suelo en el sur de Argentina. *Izquierda*: Mapa ilustrando el potencial de reforestación con especies de pino exótico derivado de este estudio. *Centro*: Modelo de adecuación del hábitat para *Austrocedrus chilensis*, la principal especie nativa del bosque seco de la región. *Derecha*: áreas de conflicto que son muy adecuadas para la restauración con bosque seco nativo (o que ya tienen bosque nativo), pero que están en riesgo de ser convertidas en plantaciones de pino exótico. Los valores más altos indican mayor riesgo de transformación.

El análisis diferencial de los factores que influyeron en la deforestación indicó que la tendencia hacia una reducción en la cobertura de la vegetación natural estuvo determinada por una variedad de contextos biofísicos y socioeconómicos que resultaron en diferentes patrones de tipos de uso del suelo. Para el periodo total de tiempo que abarca esta investigación, las variables biofísicas con efectos más fuertes en el cambio en la extensión forestal fueron la pendiente (mayor deforestación en áreas llanas), la insolación y la distancia desde los bosques remanentes. La pendiente y las barreras topográficas asociadas son factores bastante típicos en los estudios de transformación de bosques (Geist y Lambin, 2002). En el centro de Chiapas, los incendios son usados para aclarar el bosque y evitar el rebrote de la vegetación leñosa en los pastizales; por tanto, las laderas que reciben más insolación en la estación seca tienen una mayor probabilidad de ser taladas que las laderas localizadas en las zonas de umbría. Además, Echeverría *et al*. (Capítulo 3) han demostrado que la frecuencia de incendios y su extensión aumenta en estos paisajes forestales, haciendo que sean más vulnerables a la desertificación.

El cambio climático, particularmente en los patrones de precipitación, pueden estar también relacionados con la deforestación (Grau *et al*., 2005). En los últimos años ha habido un aumento en las precipitaciones en el noroeste de Argentina (Villalba, 1995), provocando la expansión de las fronteras agrícolas y contribuyendo de manera

significativa al rápido incremento de la deforestación en esta región. Además, este aumento en las precipitaciones se ha visto acompañado de una mejora tecnológica (por ejemplo, soja genéticamente modificada) y una mayor demanda internacional que ha provocado el aumento del precio de los productos.

En el centro de Chile, la probabilidad de pérdida de bosque fue mayor dentro de las masas forestales que en el borde. Como consecuencia, nuestros análisis también detectaron una mayor probabilidad de deforestación en las zonas más alejadas de las carreteras y los campos agrícolas. Este mismo patrón se ha observado en otros estudios (Ochoa-Gaona y González-Espinosa, 2000) y revela presiones ocultas del pastoreo por ganado y de actividades ilegales de tala, como la recogida de leña y la producción de carbón (Armesto *et al.,* 2007). Tales presiones ocultas no son raras en los países de América Latina (Callieri, 1996; Aubad *et al*., 2008), donde la población rural a menudo depende del consumo de leña en los hogares, así como de la producción ilegal de carbón para la generación de ingresos. En el centro de Veracruz, la rápida expansión de la agricultura de regadío y la cría de ganado ha aumentado claramente la presión sobre los bosques nativos. Los factores relacionados con la actividad humana afectan a la accesibilidad a los fragmentos forestales, tal como ha sido afirmado en otros estudios (Fujisaka *et al.,* 1996; Wassenaar *et al.,* 2007). Los colonos convirtieron la tierra en pastos no sólo para criar ganado sino también para construir caminos sin pavimentar y recoger leña. Una vez que los fragmentos de bosque cercanos a los pastos son degradados, la transformación de éstos a tierras agrícolas u otros pastos es más probable. En el sur de Argentina, la deforestación está presumiblemente provocada por los incendios naturales y antropogénicos, de tal manera que en muchos casos el bosque no vuelve a regenerarse y se convierte en pastizales o matorrales estables (Mermoz *et al*., 2005). Por otro lado, las áreas forestales secas en esta región están sufriendo un cambio pequeño pero constante hacia plantaciones con coníferas exóticas. Esta tendencia, en concierto con otras amenazas tales como los incendios antropogénicos, el pastoreo y la introducción de herbívoros exóticos como liebres y conejos, son los factores que obstaculizan la restauración de los bosques secos que han sido fragmentados durante siglos por las poblaciones nativas y los colonos europeos (Veblen y Lorenz, 1988). Los modelos de cambio de uso y cobertura del suelo pueden ayudar a identificar las zonas objetivo o diana de bajo conflicto para una planificación más racional de los esfuerzos de restauración.

Implicaciones para la planificación y el manejo del paisaje

Las interacciones en los ecosistemas son inherentemente dinámicas y complejas, y cualquier categorización de éstas es una simplificación. Sin embargo, existe la esperanza de comprender estas interacciones sin tales simplificaciones (Ellis y Ramankutty, 2008). El hecho de haber trabajado con múltiples regiones de América Latina nos ha permitido identificar tendencias generales a escala regional, que pueden ser muy útiles para la planificación del paisaje y servir como base para analizar los factores que provocan el cambio en la cobertura del suelo. Sin embargo, la desventaja de este enfoque es que es más complicado identificar y evaluar los patrones y procesos del cambio en el uso del suelo que ocurren a escalas locales en el mundo real (por ejemplo en un campo particular). Por otro lado, las entrevistas informales que fueron llevadas a cabo junto con los muestreos de campo para establecer clasificaciones o para determinar evaluaciones precisas en la mayor parte de las áreas de estudio nos proporcionaron una fuente complementaria de información muy importante para interpretar los cambios detectados a escala regional.

La pérdida y degradación de la vegetación natural reduce la infiltración de las lluvias y la regulación de la escorrentía, lo que provoca la erosión del suelo, deslizamientos de tierra y avalanchas, y tiene un impacto negativo en la recarga de los acuíferos (Conacher y Sala, 1998; Millennium Ecosystem Assessment, 2005b). Además, la cobertura de la vegetación está asociada con los balances hídricos de las cuencas hidrográficas, la conservación de la biodiversidad y la regulación del clima regional (Maass *et al*., 2005; Feddema *et al*., 2005; Foley *et al.,* 2005; Pielke, 2005). Las decisiones sobre el uso del suelo tiene consecuencias para la estructura y la función de los ecosistemas y afecta a la provisión de los bienes y servicios ambientales; estas decisiones también afectan a los humanos más allá de la situación inmediata del uso del suelo (Turner *et al*., 2007). La degradación continua de la cobertura de la vegetación pudo haber tenido un fuerte impacto en los medios de vida y bienestar humanos en los paisajes forestales secos estudiados, ya que cada vez hay mayor demanda de agua para la agricultura (Cai *et al*., 2008) y el consumo humano debido a los grandes aumentos de población.

Los problemas ambientales tales como la degradación, la pérdida de biodiversidad y la disminución de la productividad se acumulan a largo plazo y tienen efectos no lineales a las escalas regional y global (DeFries *et al*., 2004; Foley *et al*., 2005). Consecuentemente, deberían desarrollarse rápidamente estrategias para un uso del suelo adaptado, incluyendo la optimización y la configuración espacial de los usos y la restauración de la cobertura natural de la vegetación en áreas críticas. Estas estrategias deberían ir más allá de la preservación en las áreas protegidas y las restricciones de tala a lo largo de ríos y arroyos (Turner *et al*., 2007). Por ejemplo, Rey Benayas *et al*. (2008) propusieron el modelo de 'islotes forestales en mares agrícolas' como un modo de conciliar la producción agrícola y la conservación o restauración de los bosques nativos. También es necesario un control más estricto del ganado, y establecer directrices para una capacidad de carga adaptada, ya que el ganado también pasta en los bosques. Las repercusiones de la extracción de leña y la producción de carbón insostenibles han sido muy poco cuantificadas en muchas regiones, pero sabemos que tienen un fuerte impacto en la conservación de los bosques (ver Capítulo 6).

La ordenación del territorio a escalas regionales proporciona una oportunidad única para el establecimiento de estrategias generales que pueden, por un lado, aceptar o incluso promover la deforestación en áreas particularmente seleccionadas, y por otro lado, mantener grandes áreas de bosque adecuadas para los usos forestales sostenibles madereros y no madereros y, probablemente en menor medida, áreas con fines de conservación. En el norte de Argentina, las políticas de planificación del uso del suelo han sido implementadas en más de 10 millones de hectáreas de bosque seco, zonificándose diferentes tipos de uso del suelo, desde la tala hasta la conservación. La mayor parte de los bosques corresponden a una categoría intermedia, teóricamente orientada hacia un uso del bosque compatible con su propio mantenimiento a largo plazo. En la práctica, muchos bosques han sido fuertemente degradados y se deberían hacer grandes esfuerzos para encontrar incentivos económicos para los habitantes locales, de tal manera que se logre invertir el proceso de degradación y proporcionar valor a los bosques que aún existen (ver Capítulo 10).

Aparte de la necesidad de ordenación del territorio, la restauración y la rehabilitación son cuestiones muy importantes en las zonas secas (Le Houerou, 2000; Vallejo *et al.,* 2006). La intensificación del uso del suelo a largo plazo puede representar desafíos culturales

únicos para los esfuerzos de restauración, debido a la larga historia de actividad humana, el periodo de tiempo durante el cual los bosques secos han sido reducidos y degradados y las generaciones de habitantes que han crecido acostumbrados a su ausencia en las regiones de estudio (Piegay *et al*., 2005; Hobbs, 2009). En Chile, Holmgren y Scheffer (2001) postularon que se puede dar una oportunidad para la restauración pasiva mediante la exclusión de herbívoros durante los años de Oscilación Sureña de El Niño (ENSO), debido a la mayor disponibilidad de agua durante estos años; esta estrategia podría también ser aplicada en el sur de Argentina, dadas las similares conexiones climáticas con el ENSO. Podría ser especialmente interesante usar estas estrategias para establecer zonas de amortiguamiento y corredores entre los restos de bosque maduro que fueron detectados en este estudio como áreas forestales estables. Además, las formas adaptativas y multifuncionales de uso del suelo, como son los sistemas mixtos agroforestales, deberían ser fomentadas como una alternativa a los monocultivos y las rotaciones pasto-cultivo (Ovalle *et al*., 1996; Aronson *et al*., 1998).

Conclusiones

La investigación descrita en este trabajo ha proporcionado estimaciones cuantitativas de la extensión de bosque y ha categorizado los cambios en la cobertura del suelo en una amplia variedad de paisajes secos en escenarios ecológicos, socioeconómicos y culturales diferentes. Además, la investigación examinó la dinámica y los factores que favorecieron el cambio forestal que han tenido lugar durante los últimos 30 años aproximadamente. Concluimos que la intensificación en el uso del suelo y los límites de la regeneración natural continúan amenazando la cobertura de bosque seco en muchas regiones de América Latina, pero que las tasas de deforestación han disminuido en los últimos años, en consonancia con las tendencias mundiales, en comparación con las tendencias existentes durante la primera mitad del siglo XX. Encontramos que la probabilidad de que un área experimente pérdida de bosque fue mayor en las zonas con pendientes suaves y, sorprendentemente, la proximidad a los asentamientos humanos y los campos agrícolas disminuyeron la probabilidad de deforestación en la mayoría de las áreas. Tales análisis pueden ayudar a identificar aquellas regiones que tuvieron bosque nativo en el pasado y podrían, por tanto, ser consideradas como candidatas para ser restauradas. Además, el análisis de los factores responsables de la pérdida y degradación del bosque puede darnos información sobre el desarrollo de los planes y estrategias de restauración, al identificar los procesos de amenaza que necesitan ser abordados si las acciones de restauración quieren ser exitosas.

Referencias bibliográficas

Adelman, J. 1994. Frontier development: land, labour and capital on the wheatlands of Argentina and Canada, 1890–1914. Oxford Historical Monographs, Clarendon Press, Oxford, UK.

Aguilar, C., Martínez, E., Arriaga, L. 2000. Deforestación y fragmentación de ecosistemas: ¿Qué tan grave es el problema en México? Biodiversitas 30: 7–11.

Aide, T.M., Grau, H.R. 2004. Globalization, migration and Latin American ecosystems. Science 305: 1915–1916.

Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control 19: 716–723.

Angelsen, A., Kaimowitz, D. 1999. Rethinking the causes of deforestation: Lessons from economic models. The World Bank Research Observer 14: 73–98.

Antrop, M. 2005. Why landscapes of the past are important for the future. Landscape and Urban Planning 70: 21–34.

Araújo, M.B., Thuiller, W., Williams, P.H., Reginster, I. 2005. Downscaling European species atlas distributions to a finer resolution: implications for conservation planning. Global Ecology and Biogeography 14(1): 17–30.

Armesto, J.J., Arroyo, K., Mary, T., Hinojosa, L.F. 2007. The Mediterranean environment of Central Chile. En: Velben, T.T., Young, K.R., Orme, A.R. (eds.), The Physical Geography of South America. Oxford University Press, New York, USA: pp. 184–199.

Armesto, J.J., Manuschevich, D., Mora, A., Smith-Ramírez, C., Rozzi, R., Marquet, P.A. 2010. A historical framework for land cover transitions in south-central Chile during the Anthropocene. Land Use Policy 27: 148–160.

Aronson, J., del Pozo, A., Ovalle, C. Avendaño, J., Lavin, A. 1998. Land use changes in Central Chile. En: Rundel, P.W., Montenegro, G., Jaksic, F. (eds.), Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-type Ecosystems. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany: pp.155–168.

Aubad, J., Aragón, P., Oalla-Tárraga, M.A., Rodríguez, M.A. 2008. Illegal logging, landscape structure and the variation of tree species richness across North Andean forest remnants. Forest Ecology and Management 255: 1892–1899.

Balduzzi, A., Tomaselli, R., Serey, I., Villaseñor, R. 1982. Degradation of the Mediterranean type of vegetation in central Chile. Ecologie Méditerranée 7: 223–240.

Barros-Arana, D. 2000. Historia General de Chile. Tomo I. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. Centro de Investigaciones Diego Barros Arana, Dibam.

Bredenkamp, G., Chytry, M., Fischer, H.S., Neuhäuslová, Z., van der Maarel, E. 1998. Vegetation mapping: theory, methods and case studies. Applied Vegetation Science 1: 161–266.

Breiman, L. 1996. Bagging predictors. Machine Learning 24: 123–140.

Brown, A.D., Malizia, L.R. 2004. Las selvas pedemontanas de las Yungas: en el umbral de la extinción. Ciencia Hoy 14: 52–63.

Cai, X., Ringler, C., You, J.Y. 2008. Substitution between water and other agricultural inputs: Implications for water conservation in a River Basin context. Ecological Economics 66: 38–50.

Callierie, C. 1996. Degradación y deforestación del bosque nativo por extracción de leña. Ambiente y Desarrollo 12: 41–48.

Camus, P. 2002. Bosques y tierras despejadas en el período de la conquista de Chile. En Retamal Ávila, Julio (Coordinador): Estudios Coloniales II. Santiago, Chile. Editorial Biblioteca Americana. Universidad Andrés Bello.

Cayuela, L., Rey Benayas J.M., Echevarría, C. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). Forest Ecology and Management 226: 208–218.

Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. CONABIO, Instituto de Biología de la UNAM y Agrupación Sierra Madre, S.C., México, D.F, México.

Challenger, A., Dirzo, R. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En: CONABIO (ed.), Capital natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, D.F, México: pp. 37–73.

Chavez, P.S. 1996. Image-based atmospheric corrections. Revisited and improved. Photogrammetric Engineering Remote Sensing 62: 1025–1036.

Conacher, A.J., Sala, M. 1998. Land degradation in Mediterranean environments of the world: nature and extent, causes and solutions. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, UK.

Cristóbal, L., Pacheco, S., Malizia, L., Echeverría, C., *en preparación*. Deforestation and fragmentation of Yungas Premontane Forest in NW Argentina (1976–2006). Forest Ecology and Management.

Cunill, P. 1995. Transformaciones del espacio geohistórico latinoamericano, 1930–1990, México, Fondo de Cultura Económica.

Darwin, C. 1945. Viaje de un naturalista alrededor del mundo. Buenos Aires, Argentina. Librería El Ateneo.

De Bibar, G. 1966. Crónica y relación copiosa y verdadera de los reinos de Chile (1558). Transcripción paleográfica de Irving A. Leonard. Santiago, Chile. Edición facsimilar y a plana del Fondo Histórico y Bibliográfico José Toribio Medina. 37pp.

DeFries, R.S., Foley, J.A., Asner, G. P. 2004. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. Frontiers in Ecology and the Environment 2: 249–257.

De Lillo, G. 1942. Mensuras de Ginés de Lillo (con introducción de Aniceto Almeyda). En Colección de historiadores de Chile y de documentos relativos a la historia nacional, tomo XLIX. Santiago, Chile. Imprenta Universitaria.

Díaz-Gallegos, J.R., Mas, J.F., Velásquez, A. 2008. Monitoreo de patrones de deforestación en el corredor biológico mesoamericano, México. Interciencia 33: 882–890.

Donoghue, D.N.M. 2002. Remote sensing: environmental change. Progress Physical Geography 26: 144–151.

Donoso, C. 1982. Reseña Ecológica de los bosques mediterráneos de Chile. Revista Bosque, Valdivia, Chile, Universidad Austral 4(2): 117.

Donoso, C. 1995. Bosques Templados de Chile y Argentina. Variación estructura y dinámica. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 483pp.

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.T., Kitzberger,T., Rivera, R., Manson, R., Vaca, R., Cristóbal, L., Machuca, G., González, D., Fuentes, R. 2011. Assessing fragmentation and degradation of dryland forest ecosystems. En: Newton, A.C., Tejedor, N. (eds.), Principles and practice of forest landscape restoration: case studies from the drylands of Latin America. IUCN, Gland, Switzerland.

Ellis, E.C., Ramankutty, N. 2008. Putting people on the map: anthropogenic biomes of the world. Frontiers in Ecology and the Environment 6: 439–447.

FAO. 2010. Global forests resources assessment 2010. Food and Agriculture of the United Nations Organization, Rome, Italy.

Fawcett, T. 2006. An introduction to ROC analysis. Pattern Recognition Letters 27: 861–874.

Feddema, J.J., Oleson, K.W., Bonan, G.B., Mearns, L.O., Buja, L.E., Meehl, G.A., Washington, W.M. 2005. The importance of land-cover change in simulating future climates. Science 310: 1674–1678.

Feranec, J., Jaffrain, G., Soukup, T., Hazeu, G. 2010. Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. Applied Geography 30: 19–35.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, C., Ramankutty, N., Snyder, P.K. 2005. Global consequences of land use. Science 309: 570–574.

Franklin, J. 1995. Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patters in relation to environmental gradients. Progress in Physical Geography 19: 474–499.

Frezier, M. 1902. Relación del viaje por el mar del sur a las costas de Chile y el Perú durante los años de 1712, 1713 i 1714. Santiago, Chile. Imprenta Mejía.

Fuentes, E.R., Jaksic, F.M., Simonetti, J. 1983. European rabbits vs. native rodents in central Chile: Effects on shrub seedlings. Oecologia 58: 411–414.

Fuentes, E.R., Hoffmann, A.J., Poiani, A., Alliende, M.C. 1986. Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. Oecologia 68: 358–366.

Fujisaka, S., Bell, W., Thomas, N., Hurtado, L., Crawford, E. 1996. Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. Agriculture, Ecosystems and Environment 59: 115–130.

Gasparri, N.I., Grau, H.R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). Forest Ecology and Management 258: 913–921.

Geist, H.J., Lambin, E.F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. Bioscience 52: 143–150.

Gowda, J.H., Kitzberger, T., Premoli, A.C. 2011. Landscape responses to a century of land use along the northern Patagonian forest-steppe transition. Plant Ecology (in press).

Grau, J. 2004. Palmeras de Chile: revisión exhaustiva de las dos palmeras endémicas y reseña de las especies introducidas. Ediciones OIKOS. 203pp.

Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. Environmental Conservation 32: 140–148.

Grau, H.R., Aide, M. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. Ecology and Society 13(2): 16. < http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art16/>.

Harper, G.J., Steininger, M.K., Tucker, C.J., Juhn, D., Hawkins, F. 2007. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. Environmental Conservation 34: 325–333.

Hartley, S., Kunin, W.E., Lennon, J.J., Pocock, M.J. 2004. Coherence and discontinuity in the scaling of species distribution patterns. Proceedings of the Royal Society of London, Series B 271: 81–88.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology *25*(15): 1965–1978.

Hobbs, R. 2009. Woodland restoration in Scotland: Ecology, history, culture, economics, politics and change. Journal of Environmental Management 90: 2857–2865.

Holmgren, M., Scheffer, M. 2001. El Niño as a window of opportunity for the restoration of degraded arid ecosystems. Ecosystems 4: 151–159.

Idrisi. 2006. Idrisi Andes. Guide to GIS and Image Processing. Clark Labs, Clark University, Worcester, USA.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2000. XII Censo General de Población y Vivienda, 2000, México, D.F., México.

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias (INIFAP) and Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1995. Edafología. Scales 1:250 000 and 1:1 000 000. México D.F.

Kahn, J.R., McDonald, J.A. 1997. The role of economic factors in tropical deforestation. En: Laurence, W.F., Bierregaard, R.O.J. (eds.), Tropical Forest Remnants Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. The University of Chicago Press, Chicago, USA: pp. 13–18.

Keller, C. 1960. Los orígenes de Quillota. Apartado del Boletín de la Academia Chilena de Historia, N°61. Santiago: p. 19.

Klepeis, P., Vance, C. 2003. Neoliberal policy and deforestation in southeastern Mexico: an assessment of the PROCAMPO program. Economic Geography 79: 221–240.

Kusnetzoff, F. 1987. Urban and housing policies under Chile's military dictatorship 1973–1985. Latin American Perspectives 14: 157–186.

Lambin, E.F., Geist, H.J., Lepers, E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. Annual Review of Environment and Resources 28: 205–241.

Lara, A., Veblen, T.T. 1993. Forest plantations in Chile: a successful model? En: Marther, A. (ed.), Afforestation Policies, Planning and Progress. Belhaven Press, London, UK: pp. 118–139.

Le Houerou, H.N. 2000. Restoration and rehabilitation of arid and semi-arid Mediterranean ecosystems in North Africa and West Asia: A review. Arid Soil Research and Rehabilitation 14: 3–14.

Lemons, J. 2006. Conserving dryland biodiversity: Science and policy. Science and Development Network, Policy Briefs. <http://www.scidev.net/en/policy-briefs/conserving-dryland-biodiversity-science-and-policy.html>.

López, S., Sierra, R. 2010. Agricultural change in the Pastaza River Basin: A spatially explicit model of native Amazonian cultivation. Applied Geography 30, 355–369.

Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E., Moran, E. 2004. Change detection techniques. International Journal of Remote Sensing 25: 2365–2407.

Maass, J., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., García-Oliva, F., Martínez-Yrizar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R., Sarukhán, J. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. Ecology and Society 10(1): 17. <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art17/>.

Manson, R.H., López-Barrera, F., Landgrave, R., *en preparación*. Patterns and drivers of tropical deciduous dry forest transformation in central Veracruz, Mexico.

McPherson, J.M., Jetz, W., Rogers, D.J. 2006. Using coarse-grained occurrence data to predict species distributions at finer spatial resolutions—possibilities and limitations. Ecological Modelling 192(3–4): 499–522.

Mermoz, M., Kitzberger, T., Veblen, T.T. 2005. Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. Ecology 86: 2705–2715.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005a. Ecosystems and human well-being. Current state and trends. Island Press, Washington, D.C., USA.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005b. Ecosystems and human well-being: Desertification synthesis. World Resources Institute, Washington, D.C., USA.

Montero-Solano, J.A. 2009. El papel de las políticas públicas en el cambio de uso de suelo en el centro de Veracruz: hacia la restauración del paisaje forestal, la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sustentable. MSc. Thesis, Universidad Anahuac, Xalapa, Mexico.

Montero-Solano, J.A., Manson, R.H., López-Barrera, F., Ortiz, J., Callejas, J., *en preparación*. Public policy and land use change in central Veracruz: an important factor in efforts to restore a tropical dry forest landscape.

Moravec, J. 1998. Reconstructed natural *versus* potential natural vegetation in vegetation mapping: A discussion of concepts. Applied Vegetation Science 1(2): 173–176.

Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Da Fonseca, G., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853–858.

Newton, A.C. 2008. Restoration of dryland forests in Latin America: The ReForLan project. Ecological Restoration 26: 10–13.

Ochoa-Gaona, S., Gonzalez-Espinosa, M. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. Applied Geography 20: 17–42.

Ojima, D.S., Galvin, K.A., Turner, B.L. 1994. The Global Impact of Land-Use Change. BioScience 44: 300–304.

Olander, L.P., Gibbs, H.K., Steininger, M., Swenson, J.J., Murray, B.C. 2008. Reference scenarios for deforestation and forest degradation in support of REDD: a review of data and methods. Environmental Research Letters 3: 025011.

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: 933–938

Ovalle, C., Avendaño, J., Aronson, J., Del Pozo, A. 1996. Land occupation patterns and vegetation structure in the anthropogenic savannas (espinales) of central Chile. Forest Ecology and Management 86: 129–139.

Parés-Ramos, I.K., Gould, W.A., Aide, T.M. 2008. Agricultural abandonment, suburban growth, and forest expansion in Puerto Rico between 1991 and 2000. Ecology and Society 13(2): 1. < http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art1/>.

Pascarella, J.B., Aide, T.M., Serrano, M.I., Zimmerman, J.K. 2000. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. Ecosystems 3: 217–228.

Pascual, U., Barbier, E.B. 2007. On price liberalization, poverty, and shifting cultivation: An example from Mexico. Land Economics 83: 192–216.

Pfaff, A.S.P. 1999. What drives deforestation in the Brazilian Amazon? Evidence from satellite and socioeconomic data. Journal of Environmental Economics and Management 37: 26–43.

Piégay, H., Gregory, K.J., Bondarev, V., Chin, A., Dahlstrom, N., Elosegi, A., Gregory, S.V., Joshi, V., Mutz, M., Rinaldi, M., Wyzga, B., Zawiejska, J. 2005. Public perception as a barrier to introducing wood in rivers for restoration purposes. Environmental Management 36: 665–674.

Pielke, R.A. 2005. Land use and climate change. Science 310: 1625–1626.

Poeppig, E. 1960. Un testigo en la alborada de Chile (1826–1829). Santiago, Chile. Editorial Zigzag.

Pontius Jr, R.G., Shusasand, E., McEachern, M. 2004. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. Agriculture, Ecosystems and the Environment 101: 251–268.

Prieto, M., Villagra, P., Lana, N., Abraham, E. 2003. Utilización de documentos históricos en la reconstrucción de la vegetación de la Llanura de la Travesía (Argentina) a principios del siglo XIX. Revista Chilena de Historia Natural 76: 613–622.

Rey Benayas, J.M., Bullock, J., Newton, A.C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. Frontiers in Ecology and the Environment 6: 329–336.

Rey Benayas, J.M., Schulz, J., Cayuela, L., Echeverría, C., Salas, J., Kitzberger, T., Cristóbal, T., Manson, R., López-Barrera, F., Vaca, R., Golicher, D., Rivera, R., del Castillo, R. 2010a. Synthetic Report on GIS Analysis and associated regression models of project Restoration of forest landscapes for biodiversity conservation and rural development in the drylands of Latin America (REFORLAN EU INCO PROGRAMME INCO-CT–2006–032132). Material no publicado.

Rey Benayas, J.M., Schulz, J., Echeverría, C., Salas, J., Kitzberger, T., Cristóbal, T., Manson, R., López-Barrera, F., Vaca, R., Golicher, D., Rivera, R., del Castillo, R. 2010b. Synthetic Report on Maps of current forest cover and forest loss, produced in report form of project Restoration of forest landscapes for biodiversity conservation and rural development in the drylands of Latin America (REFORLAN EU INCO PROGRAMME INCO-CT–2006–032132). Material no publicado.

Rivera, G. R., Del Castillo, R. F., Rey Benayas, J. M. En preparación. Patterns of deforestation in the Upper Mixtec Region, Oaxaca, México. Forest Ecology and Management.

Rosenfeld, G., Fitzpatrick-Lins, K. 1986 A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 52:223–227.

Rzedowski, J. 1990. Vegetación Potencial. Atlas Nacional de México. Vol. 2. Scale 1:4,000,000. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Schulz, J., Cayuela, L., Echeverría, C., Salas, J., Rey Benayas, J.M. 2010. Land cover dynamics of the dryland forest landscape of Central Chile. Applied Geography 30: 436–447.

Serra, P., Pons, X., Saurí, D. 2008. Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: A spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. Applied Geography 28: 189–209.

Silva, E. 2004. The political economy of forest policy in Mexico and Chile. Singapore Journal of Tropical Geography 25: 261–280.

Shao, G., Wu, J. 2008. On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data. Landscape Ecology 23: 505–511.

Schmidtmeyer, M. 1947. Viaje a Chile a través de los Andes. En los años 1820 y 1821. Buenos Aires, Argentina. Editorial Claridad.

Teillet, P.M., Guindon, B., Goodeonugh, D.G. 1982. On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. Canadian Journal of Remote Sensing 8: 84–106.

Therneau, T.M., Atkinson, B. 2009. R port by Brian Ripley. rpart: Recursive Partitioning. R package version 3.1–45 (2009) S-PLUS 6.x original at http://mayoresearch.mayo.edu/mayo/research/biostat/splusfunctions.cfm.

Trejo, I., Dirzo, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. Biological Conservation 94: 133–142.

Turner, B.L., Moss, R.H., Skole, D.L. 1993. Relating land use and global land-cover change: A proposal for an IGBP-HDP core project. Report from the IGBP-HDP Working Group on Land-Use/Land-Cover Change. Joint publication of the International Geosphere-Biosphere Programme (Report No. 24) and the Human Dimensions of Global Environmental Change Programme (Report No. 5). Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm, Sweden.

Turner, B.L.II., Lambin, E.F., Reenberg, A. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. Proceedings of the National Academy of Science USA 104, 20666–20671.

Universidad de Chile. 2007. Profundización de la línea de base ambiental y ecológica del sector de mayor valor ecológico del Cordón de Cantillana. Environmetal National Committee (CONAMA). Report. 260 pp.

Vaca, R., Cayuela, L., Golicher, D., *en preparación*. A quantitative analysis of land cover change and degradation in Chiapas, Mexico (1990–2006). Biotropica.

Valdés, A., Foster, W. 2005. Externalidades de la Agricultura Chilena. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile, Chile.

van Etten, E.J.B. 1998. Mapping vegetation in an arid, mountainous region of Western Australia. Applied Vegetation Science 1(2): 189–200.

Vallejo, R., Aronson, J., Pausas, J.G., Cortina, J. 2006. Restoration of Mediterranean woodlands. En: van Andel, J., Aronson, J. (eds.), Restoration Ecology: The New Frontier. Blackwell Publishing, Malden, USA: pp. 193–207.

Veblen, T.T., Lorenz, D.C. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone of northern Patagonia. Annals of the Association of American Geographers 78: 93–111.

Velázquez, A., Durán, E., Ramírez, I., Mas, J.F., Bocco, G., Ramírez, G., Palacio, J.L. 2003. Land use-cover change processes in highly biodiversity areas: the case of Oaxaca, Mexico. Global Environmental Change 13: 175–184.

Villagrán, C. 1995. El Cuaternario en Chile: evidencias de cambio climático. En: Argollo, J., Mourguiart, P.H. (eds.), Cambios cuaternarios en América del Sur: pp. 191–214. ORSTOM, La Paz.

Villalba, R. 1995. Estudios dendrocronológicos en la selva Subtropical de Montaña, implicaciones para su conservación y desarrollo. En: Investigación, conservación y desarrollo en las selvas subtropicales de montaña. In Brown, A.D., Grau, H.R. (eds.), Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina: pp. 59–68.

Vitousek, P.M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. Ecology 75: 1861–1876.

Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P.H., Rosales, M., Ibrahim, M., Steinfeld, H. 2007. Projecting land use changes in the Neotropics: the geography of pasture expansion into forest. Global Environmental Change 17: 86–104.

Wood, S. 2004. mgcv: GAMs with GCV smoothness estimation and GAMMs by REML/PQL. R package version 1: 1–8.

Woodward, F. 1987. Climate and plant distribution. Cambridge University Press, Cambridge. 158pp.

Yuan F., Sawaya, K.E., Loeffelholz, B.C., Bauer, M.E. 2005. Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. Remote Sensing of the Environment 98: 317–328.

Zerbe, S. 1998. Potential natural vegetation: validity and applicability in landscape planning and nature conservation. Applied Vegetation Science 1(2): 165–172.

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 'hotsposts' 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 (33ºS), 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 áreas 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.)

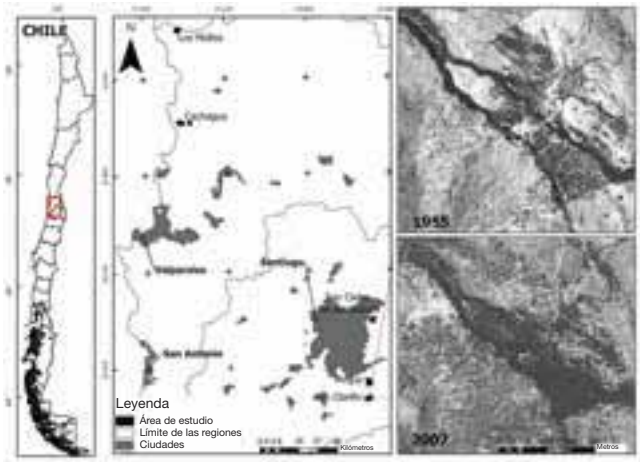


Figura 1 Localización de las cinco zonas de estudio en el centro de Chile (Cachagua, Los Molles, San Carlos de Apoquindo, Pirque). Las imágenes aéreas muestran los cambios en la vegetación entre 1955 y 2007 en Río Clarillo. Las áreas más oscuras representan el bosque perennifolio.

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 Capitulo 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.

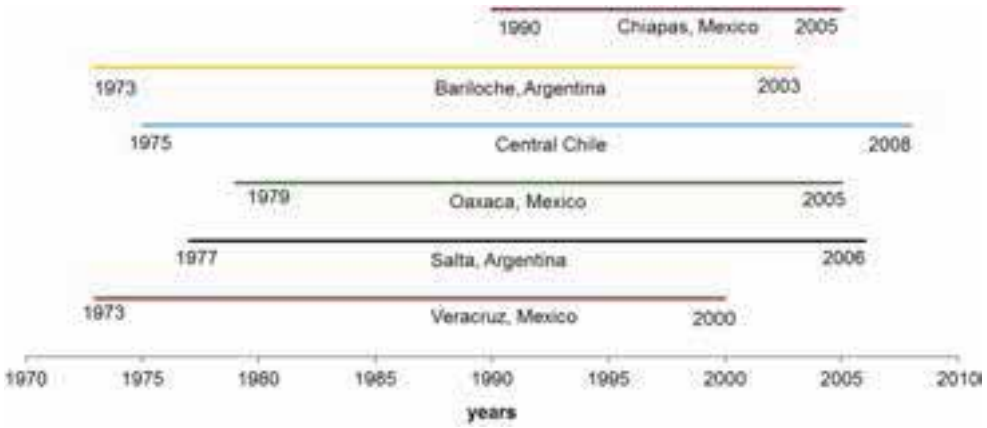


Figura 3.2 Periodos de estudio utilizados en el análisis de fragmentación de cada área de estudio.

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 pixeles clasificados como cobertura arbórea (**Figura 1c**). Este análisis permitió reconocer áreas con una permeabilidad decreciente al movimiento.

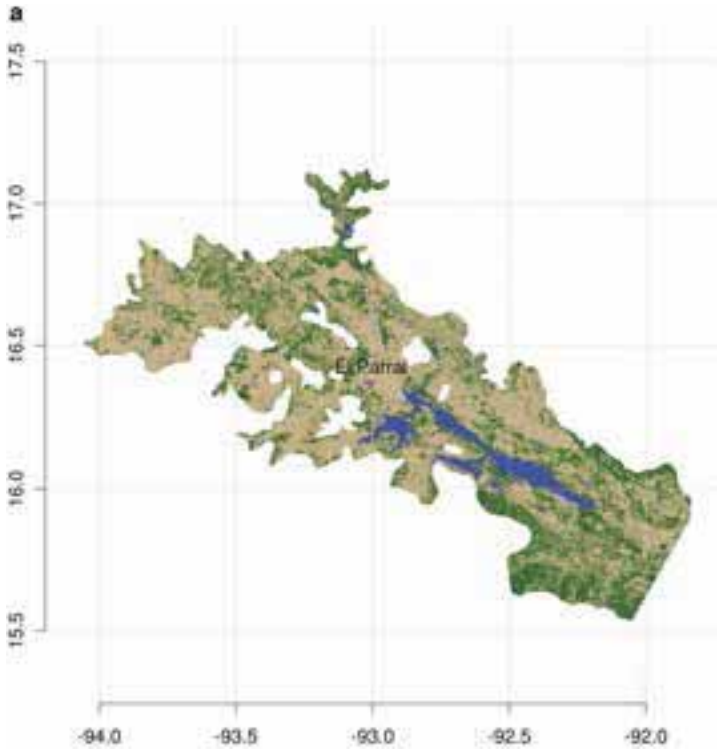


Figura 1a El área de estudio, valle central de Chiapas: las áreas forestales están representadas por el color verde oscuro y la matriz no forestal por el color tostado.

Box 3.2 (cont.)

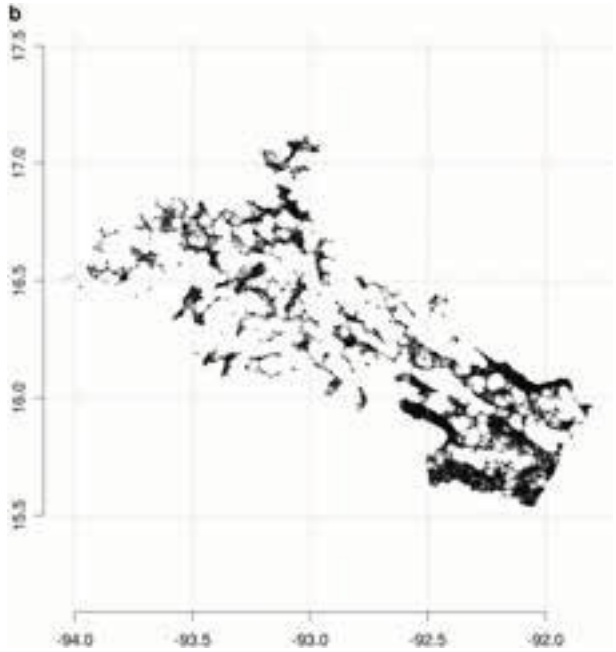


Figura 1b Análisis de conectividad basado en las matrices de distancia: las líneas negras representan distancias euclídeas de menos de 4 km entre los bordes de las zonas de interior de bosque mayores de 5 ha.

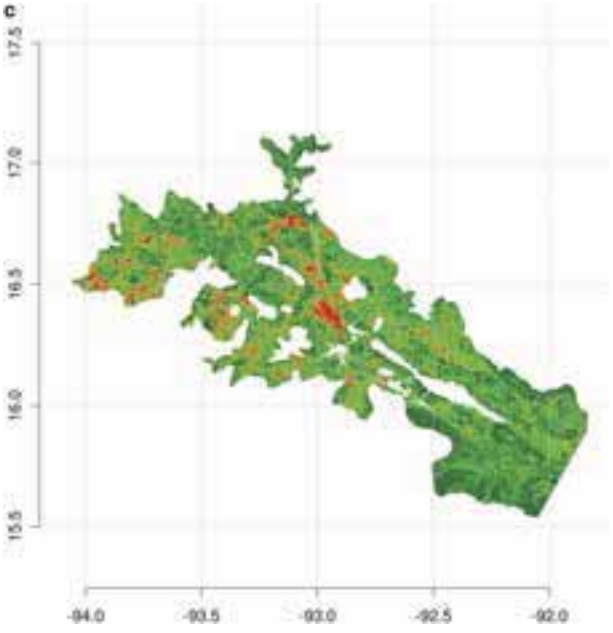


Figura 1c Análisis de conectividad basado en las zonas de amortiguación a diferentes distancias desde un píxel clasificado como cobertura arbórea. Los pixeles con bosque están representados por el color verde oscuro y las zonas de amortiguación de distancia creciente por un gradiente de color: verde 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 pixeles 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 pixeles. 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 desforestación 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.

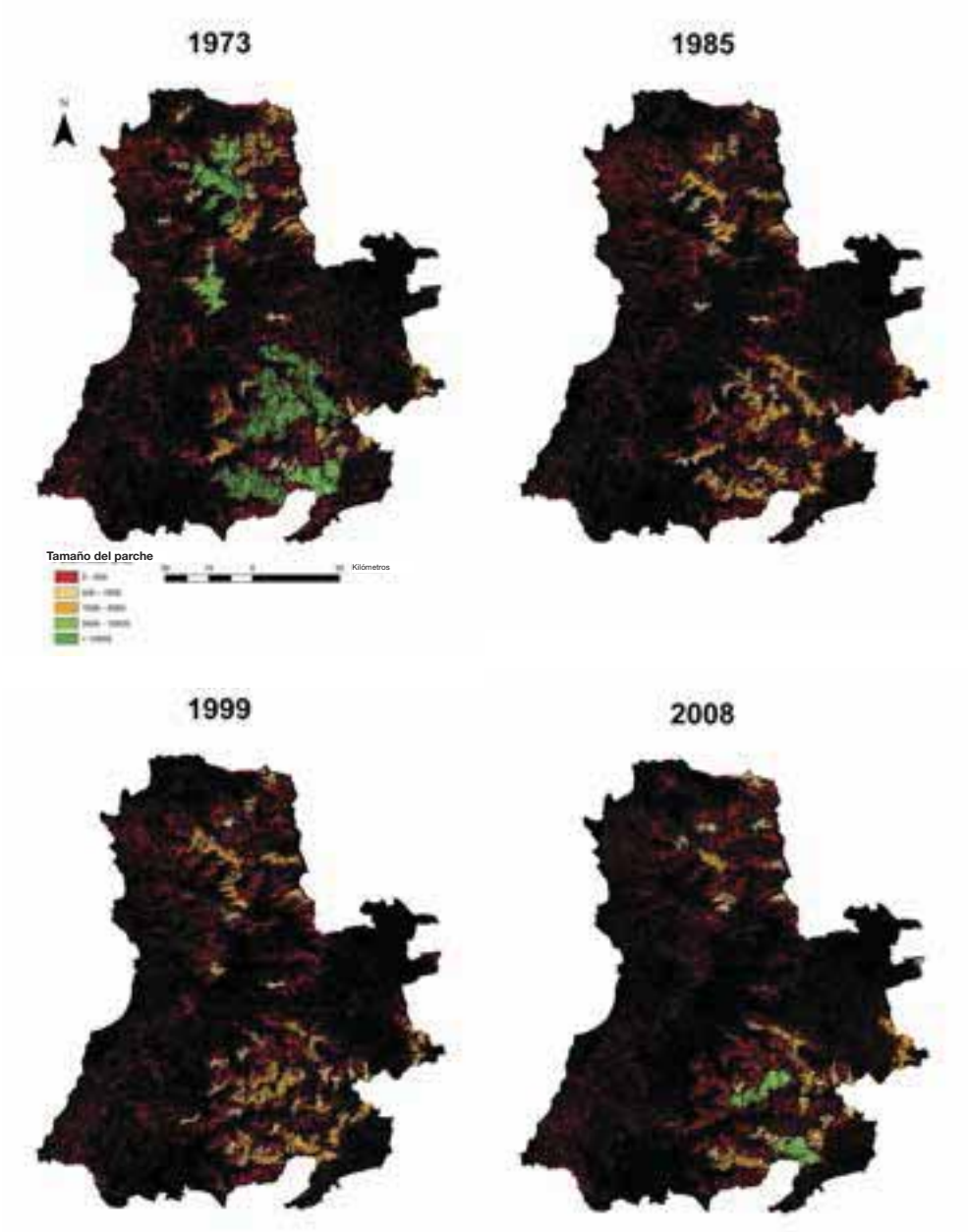


Figura 3a Centro de Chile

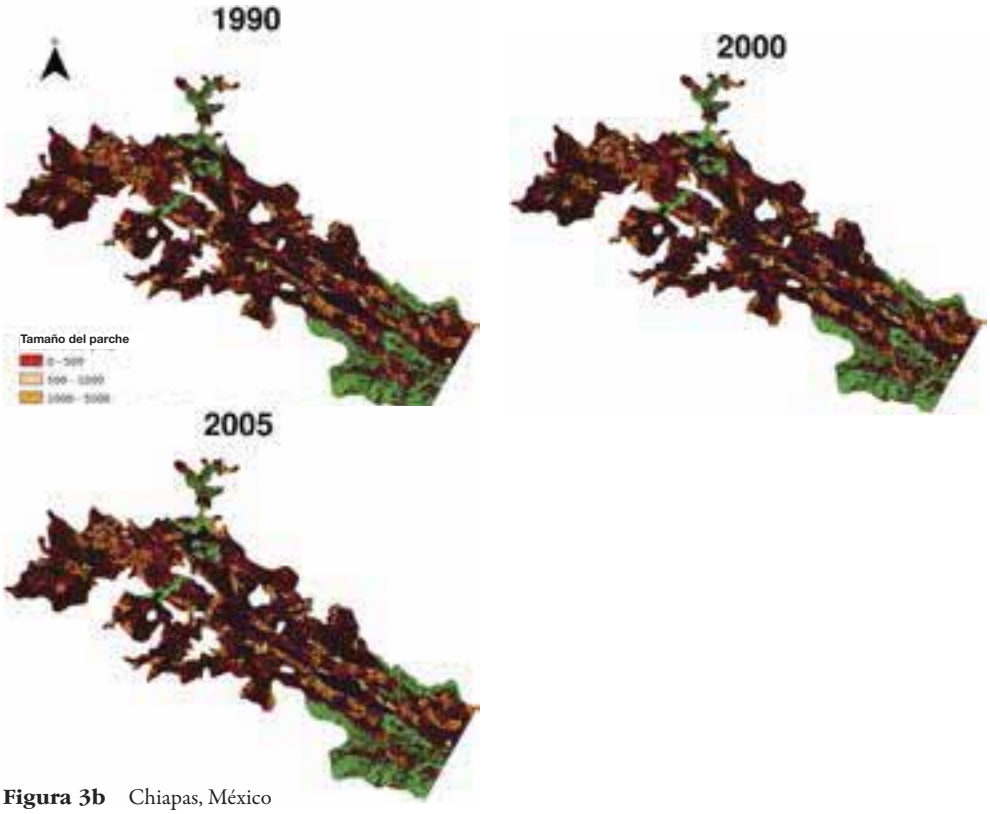


Figura 3b Chiapas, México

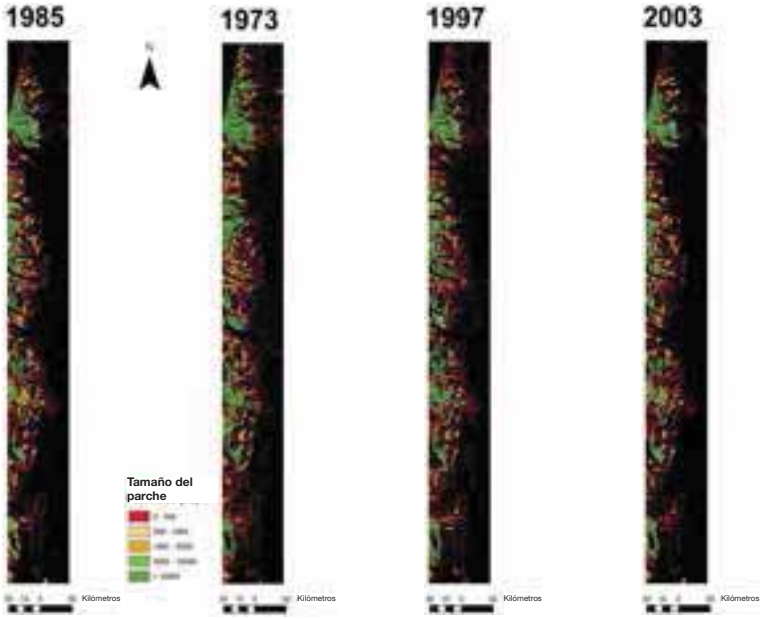


Figura 3c Bariloche, Argentina

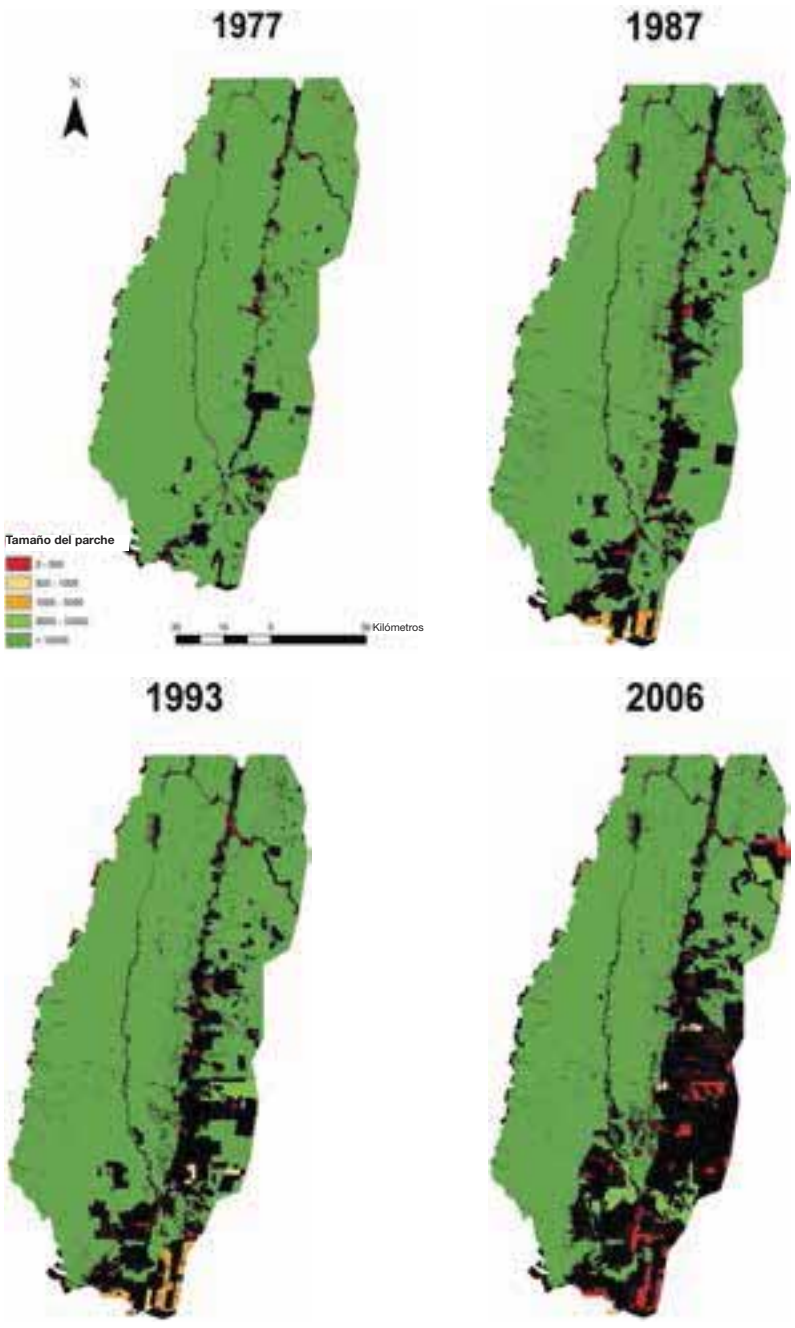


Figura 3d Salta, Argentina

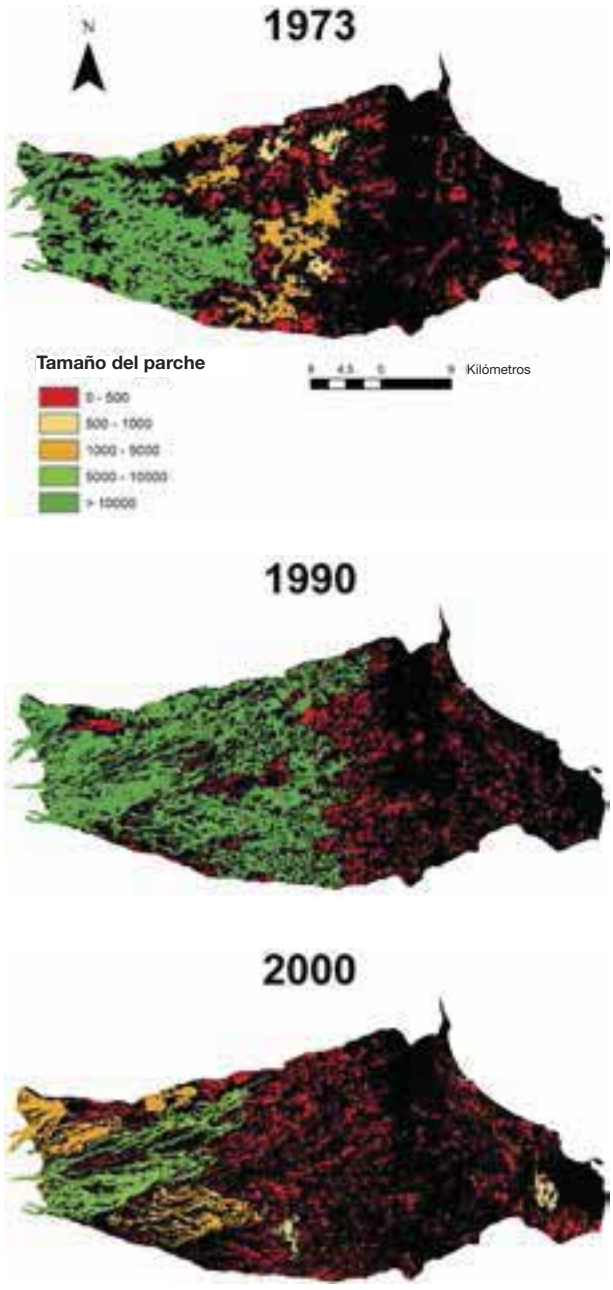


Figura 3e Veracruz, México

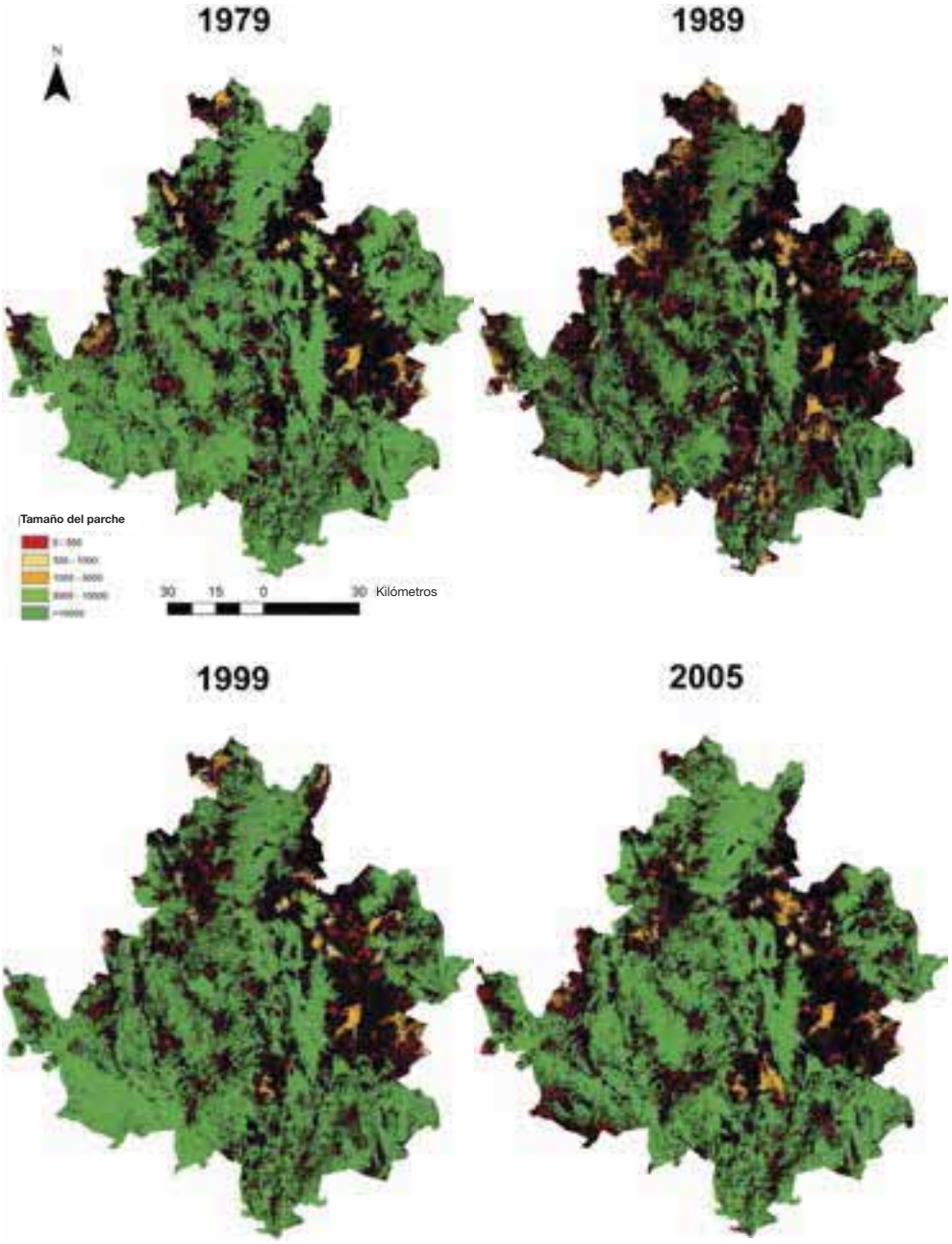


Figura 3f Oaxaca, México

Análisis de los patrones espaciales de los bosques de zonas secas

La mayoría de las áreas de estudio mostró 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

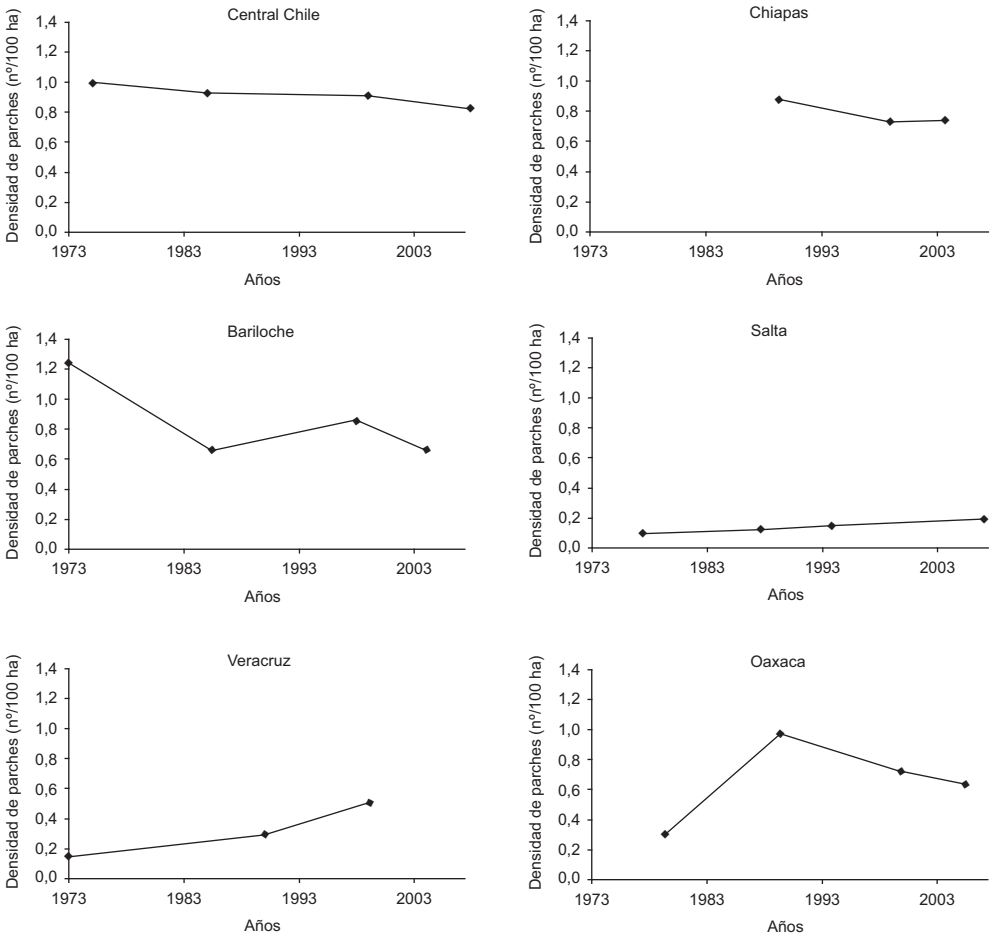


Figura 3.4 Variación temporal de la densidad de parches en las seis áreas de estudio: (a) Centro de Chile, (b) Chiapas, México, (c) Bariloche, Argentina, (d) Salta, Argentina, (e) Veracruz, México, (f) Oaxaca, México.

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**).

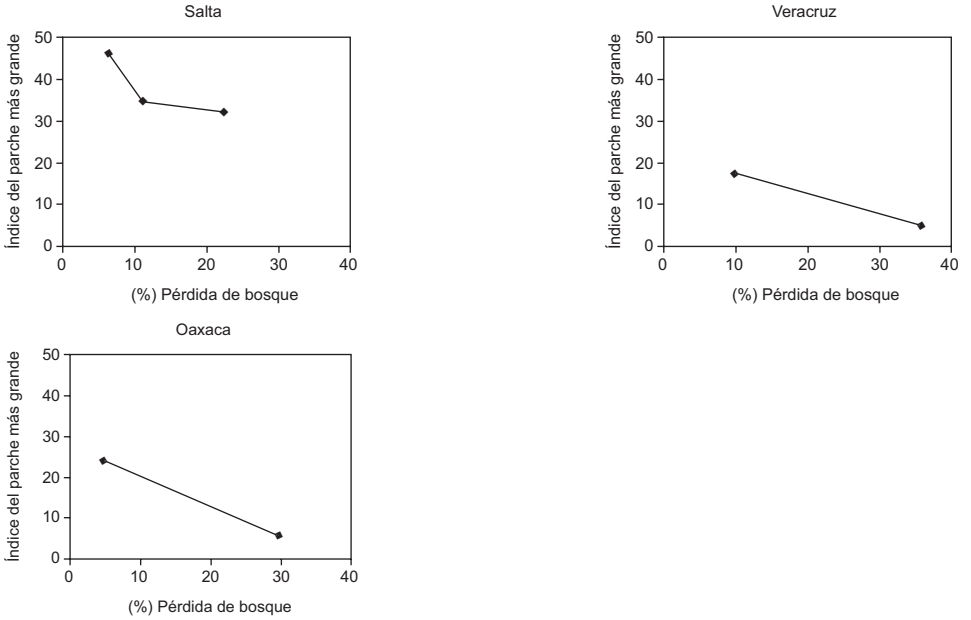


Figura 3.5 Relaciones entre la pérdida de bosque y el índice de parche más grande en las áreas de estudio donde los parches más grandes representan más del 4% del área del paisaje: (a) Salta, Argentina, (b) Veracruz, México, (c) Oaxaca, México.

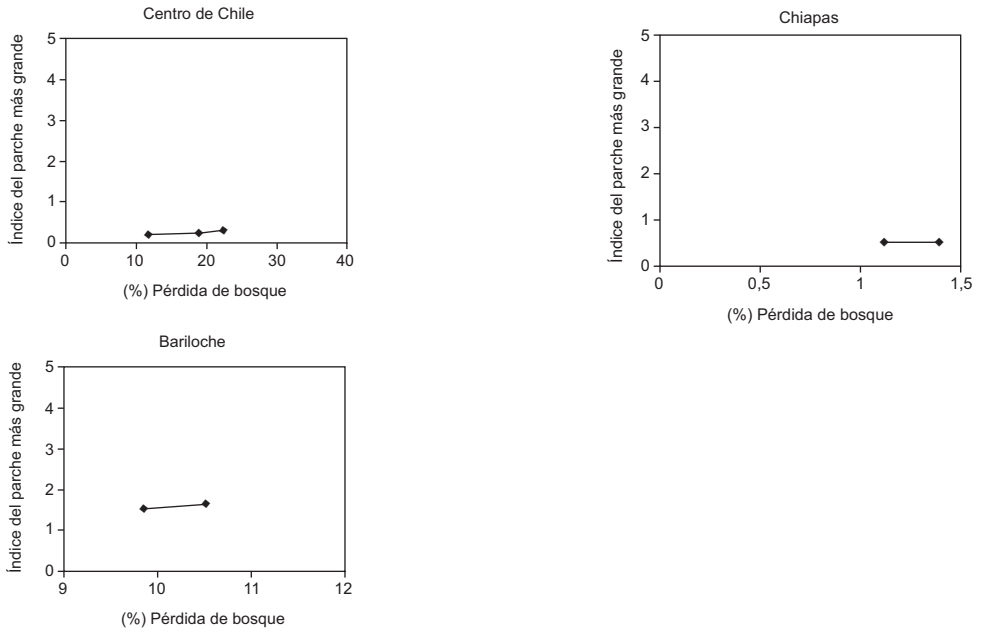


Figura 3.6 Relación entre la pérdida de bosque y el índice de parche más grande en las áreas de estudio donde los parches más grandes representan menos del 4% del área del paisaje. Se usaron diferentes escalas en el eje X para una mayor claridad: (a) centro de Chile, (b) Chiapas, México, (c) Bariloche,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

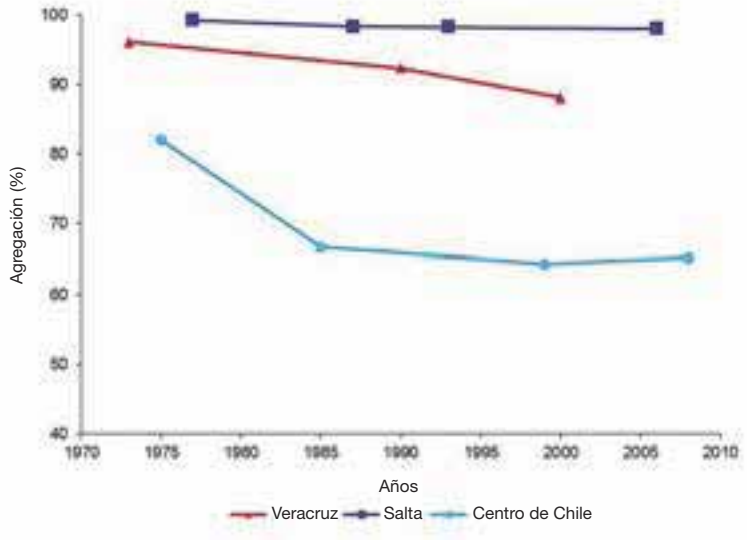


Figura 3.7 Índice de agregación de la cobertura de bosque en las áreas de estudio donde este índice disminuyó (Veracruz, Salta y centro de Chile) o se mantuvo constante (Chiapas).

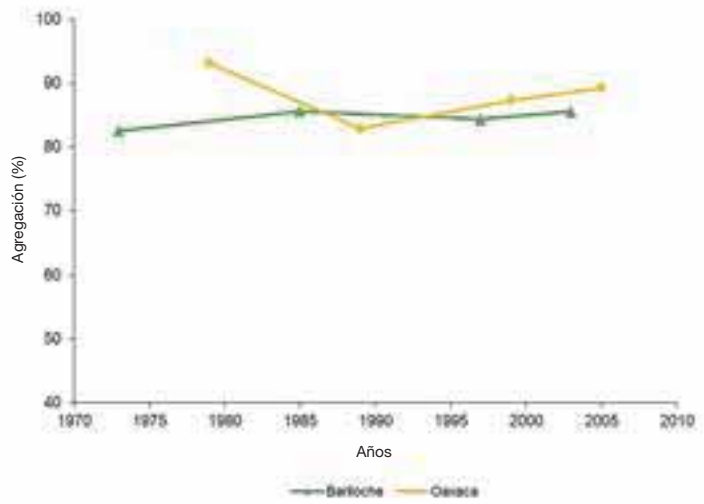


Figura 3.8 Indice de agregación de la cobertura de bosque en las áreas de estudio donde este índice aumentó (Bariloche y Oaxaca).

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.

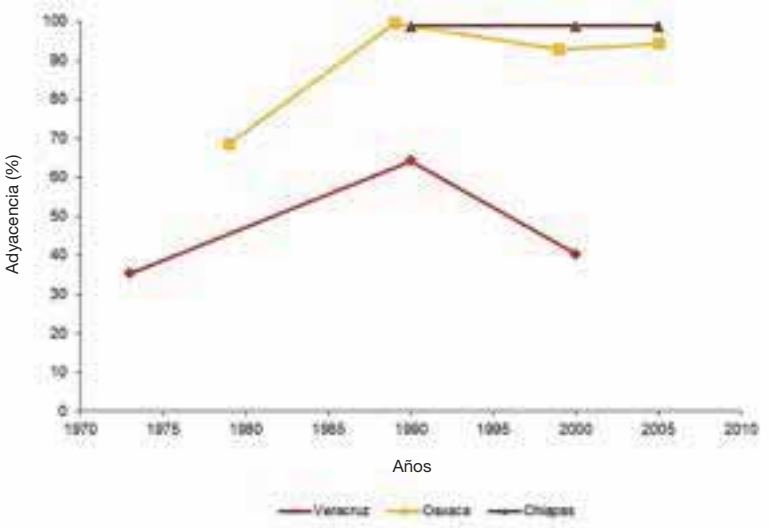


Figura 3.9 Porcentaje de adyacencia entre parches de bosque seco y tierras de cultivo en Chiapas, Oaxaca y Veracruz. Las tierras de cultivo fueron el principal tipo de cobertura adyacente a los parches de bosque en estas áreas de estudio.

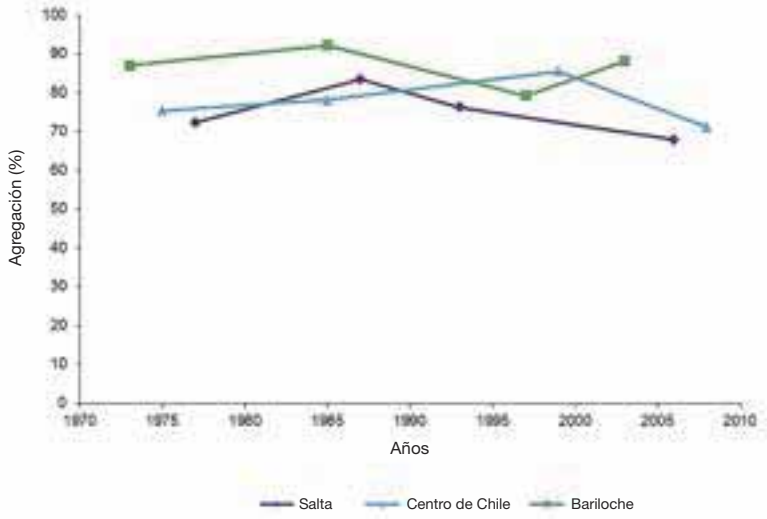


Figura 3.10 Porcentaje de adyacencia entre parches de bosque seco y bosque/matorral degradado en Salta, Bariloche y centro de Chile. El bosque degradado y el matorral fueron los principales tipos de cobertura de suelo adyacente a los parches de bosque en estas áreas de estudio.

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, disminución de la agregación del bosque	Fragmentación progresiva	Intacto a abigarrado
Veracruz			Relicto
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 $3m^2/m^2$ de Índice de Área Foliar (LAI son las siglas en ingles) 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 pixeles con algún grado de degradación. Se asumió que los pixeles 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 pixeles afectados por la degradación. Los pixeles sin cambios en los valores de reflectancia para ambas bandas no habían sido afectados por la degradación. Después, los pixeles 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, NDVI>0,71: degradación baja; 0,57<NDVI<0,71: degradación intermedia; 0,57<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.

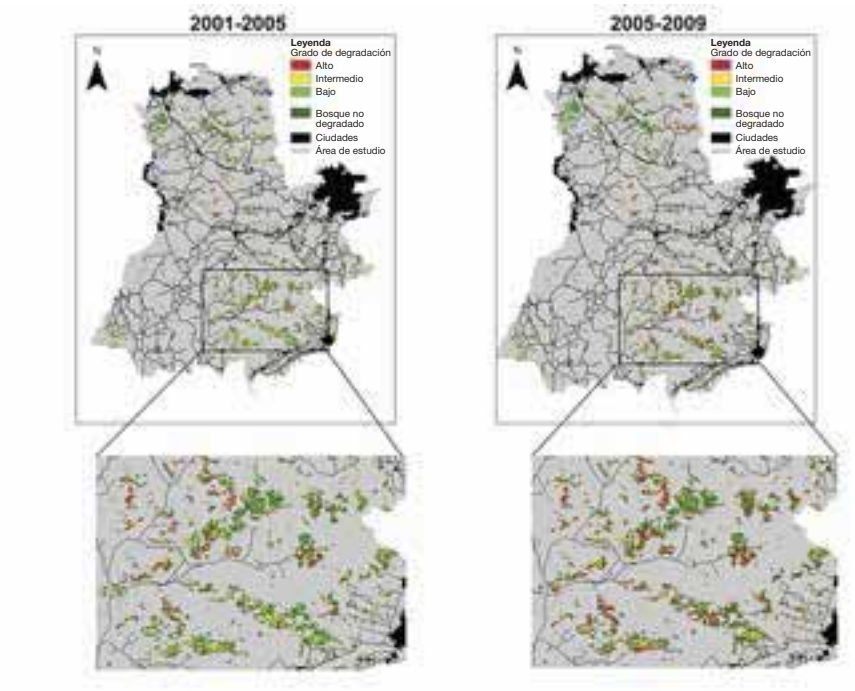


Figura 3.11 Distribución de bosque degradado y no degradado durante los periodos de tiempo estudiados en Chile. El bosque degradado se muestra en tres niveles de degradación.

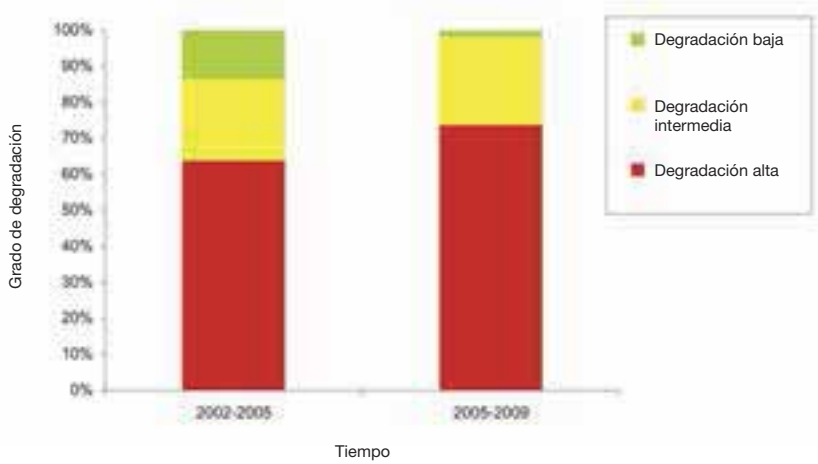


Figura 3.12 Distribución de la degradación del bosque por nivel de degradación en los dos periodos de tiempo en Chile.

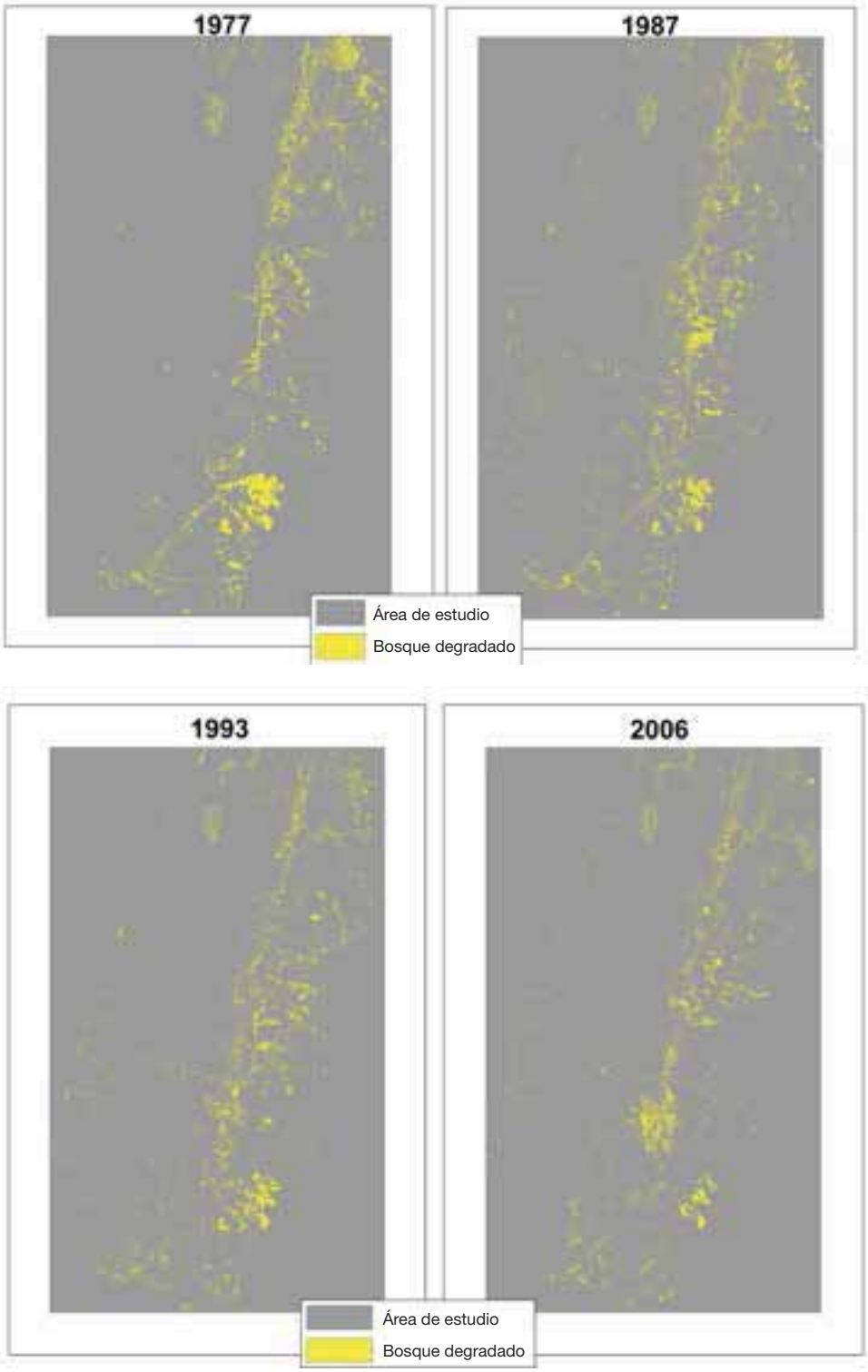


Figura 3.13 Mapas de degradación del bosque en Salta, Argentina, entre 1977 y 2006.

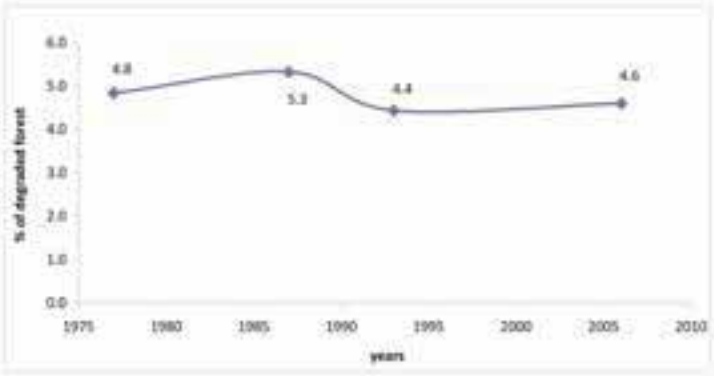


Figura 3.14 Variación en la proporción de bosque degradado con respecto al total de bosque en Salta, Argentina, entre 1977 y 2006.

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 33º y los 38º 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 pixeles fueron iguales o mayores de 3 m^2/m^2 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 aumentado 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 = (δNIR-δRed) / (δNIR+δRed), donde:

δNIR: Reflectancia del infrarrojo cercano

δRed: Reflectancia del Rojo

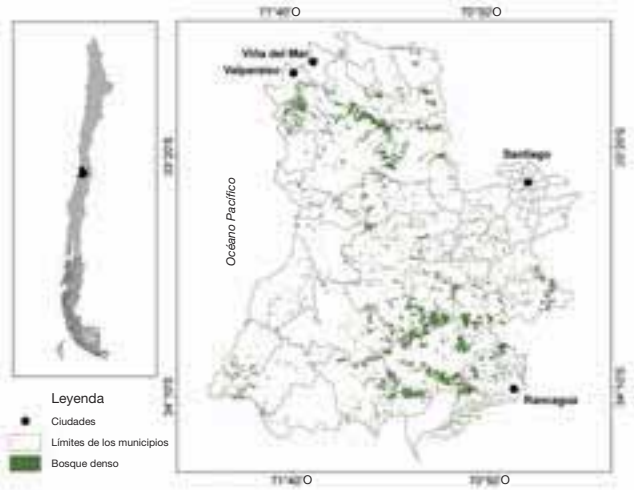


Figura 1 Localización del bosque seco denso en el área de estudio del centro de Chile.

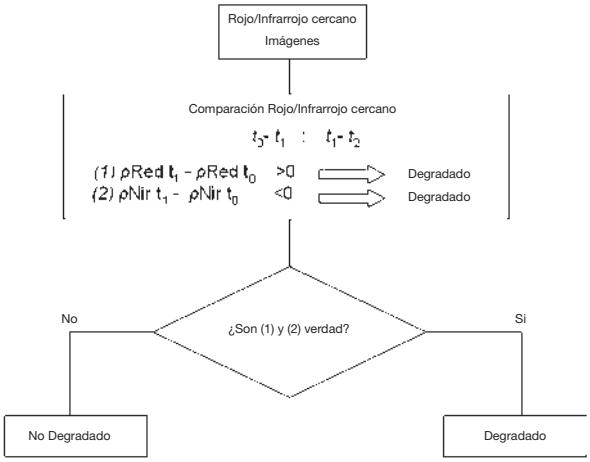


Figura 2 Árbol de decisión para la cuantificación de la degradación de bosque a nivel de píxel.

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-Garcia 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 km^2 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-Garcia 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 predictive de los mismos. Así, una parte de nuestras investigaciones futura se centrarán en este tema.

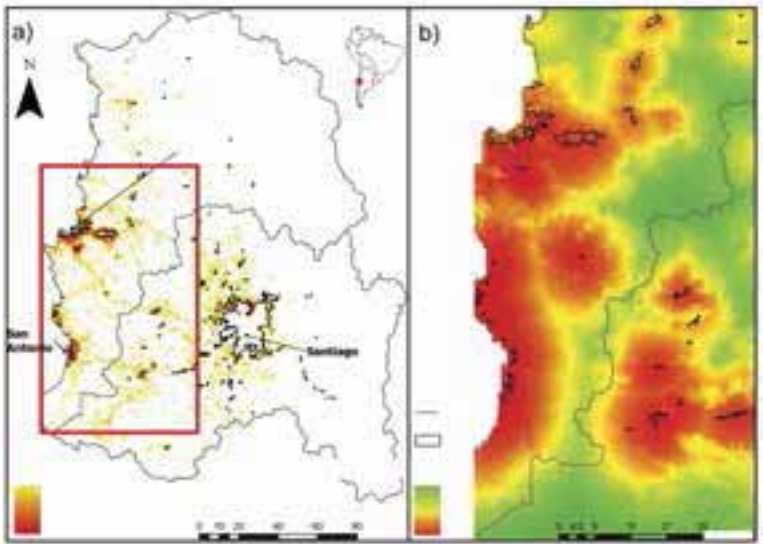


Figura 1 (a) Mapa del área de estudio y registro de incendios forestales entre 2004 y 2008, y (b) mapa de la probabilidad de presencia de un incendio forestal basado en el modelo predictivo.

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.

Chuvieco, 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.). Appyling 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., GarcÌa-Franco, J., Mehltreter, 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 multiespectrales. 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., Beeri, O., Halutzy, 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.

4 FRAGMENTACIÓN Y EFECTOS DE LA ELEVACIÓN EN LA DIVERSIDAD DE ÁRBOLES DE LOS BOSQUES SECOS ESTACIONALES DE MÉXICO Y CHILE

C. Smith-Ramírez, G. Williams-Linera, R.F. del Castillo, N. Ramírez-Marcial, R. Aguilar, N. Taylor-Aquino, D. Golicher, P. Becerra, C. Echeverría, J.L. Celis-Diez, J.J. Armesto

Introducción

Los cambios en el número de especies de plantas y animales en relación con el área del parche de los hábitats (Harris, 1984), la latitud y la altitud (Rahbek, 1997) son las relaciones mejor conocidas que describen los patrones naturales de riqueza de especies para un diverso número de taxones (Connor y McCoy, 1979; Rohde, 1992). Las variables asociadas con el impacto humano, como los incendios, el pastoreo por el ganado y la tala, también pueden influir en los patrones de diversidad de las especies que habitan zonas históricamente sometidas a perturbaciones antropogénicas, como son los bosques tropicales secos (BTS) (Bullock *et al*., 1995; Gentry, 1995; Trejo y Dirzo, 2002; Segura *et al*., 2003; Gordon *et al*., 2004; White y Hood, 2004; Balvanera y Aguirre, 2006; Williams-Linera y Lorea, 2009) y los bosques de climas mediterráneos (Bond, 1983; Armesto y Martínez, 1978). Otras variables físicas como son la duración de la estación seca, la cantidad de lluvia y el momento en que las precipitaciones ocurren, también es de esperar que estén relacionadas con los patrones de riqueza de especies de árboles de los bosques secos estacionales (Richerson y Lum, 1980).

Algunos autores han mostrado que la riqueza específica de árboles del BTS no siempre está significativamente correlacionada con la cantidad y la estacionalidad de las precipitaciones (Lott *et al*., 1987; Gentry, 1995; Gillespie *et al*., 2000; Trejo y Dirzo, 2002). En cambio, se ha observado que los patrones de diversidad de las plantas están asociados con las variaciones de la evapotranspiración potencial (Trejo y Dirzo, 2002) y con diferencias en la disponibilidad de humedad del suelo en relación con la elevación, la insolación, la pendiente y la capacidad de retención de agua en el suelo (Balvanera *et al*., 2002; Segura *et al*., 2003; Balvanera y Aguirre, 2006). Basándose en los resultados de una investigación llevada a cabo en México, Balvanera y Aguirre (2006) observaron que diferentes especies de árboles ocupan diferentes partes del gradiente de humedad del suelo y que muchas especies son excluidas de los sitios más secos, donde la productividad es menor. En otro estudio, también desarrollado en México, Segura *et al.* (2003) encontraron que la riqueza de árboles era menor a medida que la disponibilidad de agua en el suelo disminuía a lo largo de una cuenca hidrográfica de 1 km de longitud, lo que demuestra que las condiciones más secas tienden a presentar menor riqueza de especies de plantas. En estos bosques, la densidad de tallos vivos aumentó substancialmente con la disponibilidad de agua, mientras que la proporción de tallos muertos fue mayor en el extremo más seco del gradiente.

Muchos bosques secos remanentes han sido sometidos a fragmentación antropogénica. Los cambios abióticos, que resultan de reducir el área del parche de bosque, pueden provocar una disminución en la diversidad local y en la densidad de árboles nativos y de otras especies (por ej. Quinn y Harrison, 1988; Soulé *et al*., 1992; Matlack, 1994; Holt *et al*., 1995; Honnay *et al*., 1999; Laurance *et al*., 1998a, 1998b, 2001; Tabarelli *et al*., 1999; Cadenasso y Pickett, 2001; Hobbs, 2001; Simonetti *et al*., 2001; Willson *et al*., 2001 Bennett, 2003; Hersperger y Forman, 2003; Drinnan, 2005; Echeverría *et al*., 2006). Sin embargo, existen casos como el de los bosques mediterráneos sudafricanos (Kemper *et al*., 1999) en los que no han sido demostrados los efectos característicos del área del parche sobre la riqueza de especies. Este fenómeno puede ser debido al hecho de que la riqueza de árboles no solo está influenciada por el área del parche de bosque sino también por otras variables relacionadas con éste, como son los efectos del borde, la distancia a las carreteras o la historia del impacto humano, entre otros. Además, existen otras variables tales como la proporción de área de interior de parche, el perímetro, la forma, y la conectividad de los fragmentos que también pueden tener consecuencias importantes para la biodiversidad (Forman y Godron, 1986; Drinnan, 2005). Por otro lado, algunos estudios recientes demuestran que la configuración espacial de los parches también influye en la riqueza de especies, en este caso de plantas herbáceas (Petit *et al*., 2004). Hasta la fecha, ningún estudio ha examinado, de manera explícita, la influencia que las características de los parches remanentes tienen en los patrones de diversidad de árboles de los bosques tropicales secos y mediterráneos (pero véase Kemper *et al*., 1999).

Este estudio describe y compara los efectos combinados que la elevación y las propiedades de los parches de bosque tienen en la riqueza y composición de especies de cuatro bosques secos estacionales representativos de América Latina (ver también los **Recuadros 4.1–4.8** para estudios asociados). Todos los paisajes estudiados han sido fuertemente transformados por las actividades humanas. Las áreas de estudio estaban localizadas en bosques tropicales secos del sur de México (tres áreas) y en los bosques mediterráneos del centro de Chile. Presentamos modelos estadísticos con variables ambientales y variables de parche que explican los patrones observados en la diversidad de árboles. El objetivo de esta investigación fue examinar los factores que influyen en los patrones de riqueza de especies de los paisajes secos fragmentados, con el propósito de obtener información para desarrollar propuestas de restauración del paisaje forestal. Para restaurar la biodiversidad de manera efectiva, tales propuestas tienen que estar basadas en un entendimiento sólido de los procesos que influyen en los patrones de riqueza de especies.

Áreas de estudio, muestreo y estadística

Los sitios estudiados se encuentran en el bosque tropical estacional seco de México (Veracruz, Oaxaca y Chiapas) y el bosque mediterráneo del Centro de Chile.

Veracruz, México

El estudio se llevo a cabo en un área de 300 km^2 localizada en el centro de Veracruz, en los municipios adyacentes de Comapa y Paso de Ovejas (19°17'N, 96°26'O, entre los 97 y los 420 m de elevación). Las temperaturas mínimas y máximas son de 19,8°C y 30,7°C, respectivamente. La precipitación media anual es de 966 mm (rango: 502–1466 mm), distribuyéndose de forma desigual durante el año. La estación seca se extiende

desde octubre hasta mayo (estación metereológica Loma Fina; de 7 a 28 km de distancia de los sitios estudiados). En esta región, el uso del suelo por los propietarios privados está dominado por la cría de ganado a pequeña escala, mientras que los inquilinos comunales (ejidatarios) han desarrollado un uso del suelo más diverso, principalmente el cultivo de maíz (Gallardo-López *et al*., 2002). Algunas especies de árboles dominantes son *Bursera cinerea*, *Calyptranthes schiediana*, *Comocladia engleriana*, *Ipomoea wolcottiana*, *Leucaena lanceolata*, *Luehea candida*, *Savia sessiliflora*, *Spondias purpurea*, *Tabebuia chrysantha* y *Thouinidium decandrum*. Seleccionamos diez fragmentos de bosque para caracterizar Paso de Ovejas (Williams-Linera y Lorea, 2009). Los sitios de estudio estuvieron separados unos de otros por una distancia que iba desde los 0,5 a los 22 km (media: 10,7 km); los fragmentos son restos de lo que una vez fue un bosque continuo.

Oaxaca, México

En Oaxaca, las áreas de estudio se localizaron en los municipios de Santiago Apoala (17°33'N, 97°5'O), Santiago Huauclilla (17°25'N, 97°1'O) y Santiago Tilantongo (17°3'N, 97°17'O) (ver también el **Recuadro 4.4**). El clima varía desde subhúmedo a moderadamente semiárido, mientras que la precipitación anual varía entre los 600–700 mm (Santiago Apoala) y los 800–1000 mm (Huauclilla; Tilantongo). En cada área seleccionamos doce fragmentos de bosque con una cobertura de vegetación relativamente homogénea. La selección de fragmentos se realizó con el propósito de obtener áreas de contraste ecológico. Los fragmentos fueron seleccionados mediante imágenes de satélite SPOT tomadas en el 2005. Usamos ArcView® para detectar masas homogéneas de vegetación separadas por al menos cinco pixeles (150 m de distancia) de parches de vegetación similares. Las medidas seleccionadas para caracterizar los fragmentos fueron el área, el perímetro y la razón perímetro/área. Estas medidas se cuantificaron mediante FRAGSTAT® (McGarigal y Marks, 1994). Se muestrearon un total de 216 parcelas circulares (5,7 m de radio, 102,1 m^2). Las parcelas fueron distribuidas de forma aleatoria y estaban separadas unas de otras por una distancia mínima de 70 m. Cada árbol (>2 m de elevación y >2,5 cm de diámetro del tallo) se posicionó mediante el uso de coordenadas polares. Cuando los árboles no pudieron ser identificados taxonómicamente, se les asignó una categoría morfoespecífica.

Chiapas, México

El área de estudio estaba localizada en la Depresión Central de Chiapas entre 17°59'–14°32'N y 90°22' – 94°14'O. La región está completamente rodeada de zonas montañosas cálidas y húmedas en transición a zonas con bosques más fríos y secos, lo que proporciona un aislamiento completo de otras regiones con BTS. La vegetación, originalmente dominada por bosques tropicales caducifolios, ha sido reemplazada sobre todo por vegetación secundaria como consecuencia del pastoreo, los incendios, la construcción de presas y la tala. Sólo en ciertas áreas protegidas, como los barrancos y las zonas altas de las laderas, siguen existiendo bastiones de vegetación poco influidos por el hombre. En las zonas con mayor elevación el clima es más seco, con una temperatura media anual de 22,8°–25,8°C y una precipitación media que varía entre 660 y 1,051 mm anuales. En las elevaciones medias y altas (>800 m s.n.m.) el clima es semicálido y seco, con precipitaciones que varían entre

1,110 y 1,267 mm y una temperatura media anual por debajo de los 23ºC. La selección del área de estudio fue preferencial (Matteucci y Colma, 1982) y se llevó a cabo usando imágenes de satélite de alta resolución en Google Earth 4.3, así como muestreos de campo para identificar la fisionomía de la vegetación existente. Se contaron todos los árboles individuales >10 cm de diámetro a la elevación del pecho (dap) en parcelas circulares de 1.000 m², mientras que los individuos entre 5–10 cm de dap se contaron en parcelas circulares de 100 m². El número de parcelas muestreadas en cada fragmento de bosque estuvo determinado por la complejidad estructural (el grado de homogeneidad, teniendo en cuenta las especies dominantes) y la extensión espacial del parche.

Centro de Chile

El estudio fue llevado a cabo en un área de unos 7.000 km² localizada en la cordillera de la Costa del centro de Chile (entre los 32º – 34ºS), entre los 300 y los 1.200 m de elevación. Las temperaturas mínimas y máximas son 4,5°C y 33,4°C, respectivamente (di Castri y Hajek, 1976). El clima se caracteriza por una estación seca de 5 a 7 meses de duración durante el verano austral (de octubre a abril), con una temperatura media del aire de 12,7°C (di Castri y Hajek, 1976). La precipitación media anual varía entre 350 y 800 mm, disminuyendo desde el norte hacia el sur (di Castri y Hajek, 1976), y se concentra en relativamente pocos eventos durante el invierno austral (de mayo a agosto). En esta región, los parches remanentes de bosque esclerófilo están a menudo rodeados de coníferas exóticas o plantaciones de eucaliptos, matorrales muy degradados o pastizales de origen antropogénico. Las especies de árboles dominantes en los bosques incluyen especies tolerantes a la sombra como *Cryptocarya alba*, *Peumus boldus*, *Dasyphyllum excelsum*, *Beilschmiedia miersii* y especies marcadamente intolerantes a la sombra como *Quillaja saponaria*, *Schinus latifolius* y *Acacia caven*. El clima mediterráneo de la región del centro de Chile está caracterizado por una gran heterogeneidad abiótica y de la vegetación, especialmente entre las laderas que contrastan por su vegetación seca en la orientación norte o vegetación más húmeda en la orientación sur (Armesto y Martínez, 1978).

La selección y digitalización de los parches de bosque fue llevada a cabo usando imágenes de Google Earth. Los fragmentos fueron clasificados en cuatro clases de tamaño (0,5 – 10 ha, 10 – 100 ha, 100 – 1.000 ha, y >1.000 ha), representativas de toda la gama de bosques remanentes en el paisaje. El número de parches muestreados varió en cada clase de tamaño: 22, 9, 7 y 3 parches en cada una de las respectivas clases de tamaño descritas anteriormente. Con el objetivo de excluir los bosques no esclerófilos, no se muestrearon los parches situados por encima de los 1.200 m de altitud. Para controlar los efectos de la orientación de la ladera, sólo muestreamos en laderas con exposición sur, suroeste y/o sureste. Las parcelas estuvieron predominantemente localizadas en lugares con pendientes entre 15 y 35 grados. En cada fragmento registramos el número de especies de árboles, la densidad de los tallos > 5 cm, el diámetro a la elevación del pecho y el número de plántulas (0,1 cm – 2 m de altas) presentes dentro de una (clases de tamaño 1–3) o dos (clases de tamaño 4–5) parcelas de 10 x 10 m. Este número de parcelas proporciona una estimación fiable de la riqueza de especies de árboles en el conjunto del parche según la curva especies/área (Becerra *et al*., datos no publicados).

Bosque seco aclarado en Veracruz, México. Foto: C. Alvarez

***Acacia spp.*, Chile. Foto: C. Echevarría**

Análisis estadístico

Las variables dependientes fueron la riqueza y la abundancia de especies de árboles y plántulas. En Chiapas, la abundancia de plántulas no fue medida. Las variables independientes fueron la elevación, el área, el perímetro y la razón área/perímetro del fragmento. Las medidas de área y perímetro de los parches estuvieron significativamente correlacionadas en Veracruz ($r^2 = 0{,}75$, $p = 0{,}08$), Oaxaca ($r^2 = 0{,}94$, $p < 0{,}001$) y Chile ($r^2 = 0{,}96$, $p < 0{,}001$). Consecuentemente, sólo se analizó el área como una variable del parche y la elevación como una variable del ambiente. Los análisis estadísticos fueron llevados a cabo usando el área y el logaritmo del área como variable independiente. Como no se encontraron diferencias entre las dos aproximaciones, aquí sólo se muestran las relaciones lineales. Para evaluar el efecto del área y la altitud del parche en la riqueza y la abundancia de árboles y plántulas, se aplicó un modelo GLIM usando el software R (versión 2.7.1, 2008) (R Development Core Team, 2005). Los datos fueron transformados logarítmicamente para corregir la falta de normalidad. En el análisis incluimos el efecto de la localización y el país como covariables. Seleccionamos modelos con y sin interacciones entre los factores, basados en el menor AIC ($\Delta AIC < 2$). Cuando había más de un modelo con $\Delta AIC < 2$ fueron considerados estadísticamente idénticos, asumimos un criterio de parsimonia y seleccionamos el modelo con el menor número de parámetros (Burnham y Anderson, 2002).

Resultados y discusión

Patrones de la riqueza de especies de árboles

En Veracruz, México, se registró un total de 175 especies de árboles adultos y 60 especies de plántulas en los 11 fragmentos remanentes de bosque tropical seco muestreados (**Recuadro 4.8**). En Oaxaca, sur de México, se registró un total de 52 especies de árboles adultos y 140 especies de plántulas en 12 fragmentos de bosque tropical seco. En el BTS de Chiapas, se registró un total de 263 especies adultas en todos los fragmentos de bosque muestreados (ver también el **Recuadro 4.2**). En los bosques mediterráneos esclerófilos del centro de Chile, se registraron 14 especies de árboles adultos y 15 especies de plántulas en un total de 41 fragmentos de bosque remanente.

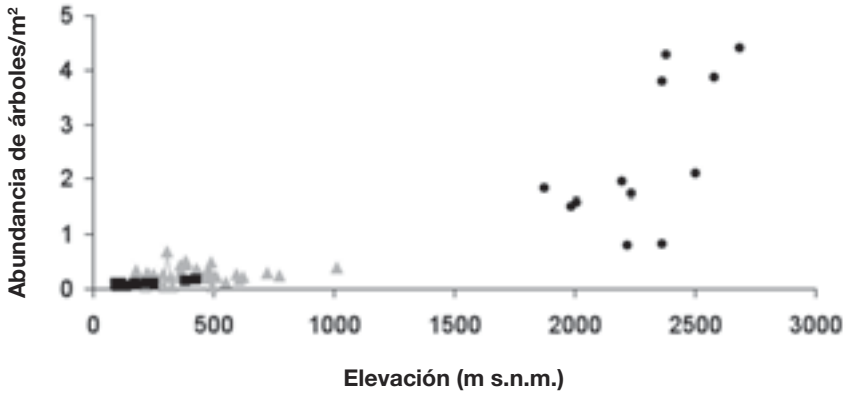


Figura 4.1 Relación entre la abundancia de plántulas y los cambios en elevación de los fragmentos remanentes de bosques secos estacionales en México y Chile. Veracruz (cuadrados negros), Oaxaca (círculos negros) y Chile (triángulos grises).

Usamos correlaciones de Pearson para analizar la relación entre la elevación sobre el nivel del mar y la riqueza de especies de árboles adultos en todas las regiones. Esta relación solamente fue significativa y positiva para el caso de Veracruz (**Tabla 4.1**; ver también **Recuadro 4.1**). En Veracruz y Oaxaca, la elevación también estuvo relacionada con la abundancia total de árboles adultos. Sólo en Oaxaca, la elevación estuvo relacionada significativa y positivamente con la abundancia de plántulas de árboles (**Figura 4.1**). El área del fragmento de bosque estuvo relacionada con la riqueza de especies de árboles adultos en Oaxaca y con la abundancia de plántulas en Chile. En Chiapas, no hubo relación entre el área del parche de bosque y la riqueza de árboles adultos.

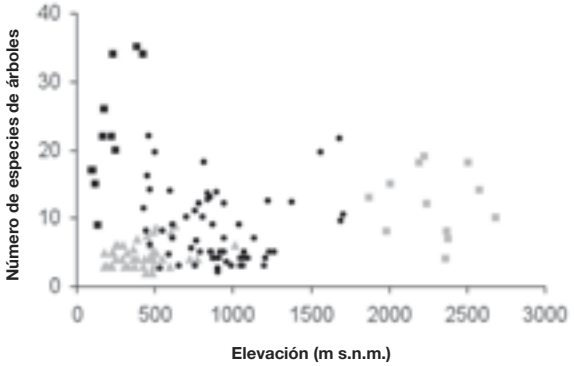


Figura 4.2 Cambios en la riqueza de especies de árboles adultos con la elevación en los parches remanentes de bosques secos estacionales de México y Chile. Veracruz (cuadrados negros), Chiapas (círculos negros), Chile (triángulos grises), Oaxaca (cuadrados grises).

Tabla 4.1 Coeficientes de correlación de Pearson (R) entre las variables independientes (la elevación y el área de parche) y la riqueza de especies (S), densidad (D) y densidad de plántulas (d) en bosques secos tropicales y mediterráneos. Las correlaciones con p <0,05 son indicadas con *, p <0,01 **, ns = no significativo.

	Veracruz	Oaxaca	Chiapas	Chile
Elevación y S	0,83*	–0,10 ns	–0,12 ns	0,26 ns
Área y S	–0,2 ns	0,77*	–0,16 ns	0,16 ns
Elevación y D	0,85*	0,62*	—	0,14 ns
Área y D	0,30 ns	–0,38 ns	—	0,04 ns
Elevación y d	–0,22 ns	0,67*	—	0,20 ns
Área y d	–0,44 ns	0,44 ns	—	0,36*

Recuadro 4.1 Variación altitudinal de la estructura de la vegetación y de la diversidad de árboles en la región de bosque tropical seco del centro de Veracruz

M. Toledo Garibaldi y G. Williams-Linera

En el centro de Veracruz, desde la costa del Golfo de México hasta la cumbre del Cofre de Perote (4.282 m s.n.m.), situado en el extremo del Eje Neovolcánico Transversal de México, los tipos de vegetación varían desde la vegetación costera hasta el bosque seco, bosque de niebla, bosque de encino, bosque de coníferas, praderas de zonas altas y vegetación alpina. Este cambio continuo en la comunidad de plantas a lo largo de un gradiente altitudinal ha facilitado el planteamiento de

Recuadro 4.1 (cont.)

diferentes hipótesis – incluyendo muchas relacionadas con la topografía, el suelo y el clima – para explicar los cambios en la biodiversidad y las características estructurales de algunos bosques. En este estudio investigamos si el bosque tropical seco mostraba patrones de variación a lo largo del gradiente altitudinal. El objetivo fue determinar cambios en la estructura de la vegetación y en la composición de especies arbóreas del bosque seco con respecto a las variables climáticas.

El área de estudio se localiza en la región de bosque tropical seco del centro de Veracruz, México, en los municipios de Paso de Ovejas y Emiliano Zapata. Se seleccionaron ocho sitios entre los 100 y los 1000 m de altitud en el área de estudio, en la zona climática seca y subhúmeda. Los criterios de selección fueron que los fragmentos de bosque estuvieran relativamente poco perturbados y que estuvieran situados a lo largo del denominado Camino Real del siglo XIX, desde Veracruz a la Ciudad de México.

En cada fragmento de bosque, los árboles >5 cm dap) fueron medidos e identificados a nivel de especie en parcelas de 10 x 10 m. La precipitación y la temperatura fueron obtenidas de las estaciones meteorológicas más cercanas. La diversidad alpha como riqueza (número de especies) y el índice de diversidad de Shannon fueron calculados en cada sitio. La diversidad beta fue analizada usando la complementariedad de la riqueza de los fragmentos, y puede definirse como la proporción del conjunto de especies de dos sitios que aparecen en un sitio o en el otro; este índice varía desde cero (cuando las especies de los dos sitios son idénticas) a uno (cuando las especies de los dos sitios son completamente diferentes). El área basal, la densidad y la elevación de la vegetación fueron analizadas usando ANOVA con la prueba de diferencias significativas *post-hoc* de Tukey. La correlación entre los pares de variables fue determinada mediante el coeficiente de correlación de Pearson.

La precipitación y la temperatura estuvieron positiva ($r = 0,67$, $p = 0,07$) y negativamente ($r = –0,97$, $p < 0,0001$) correlacionadas con la elevación, respectivamente. Por tanto, ambos son factores ambientales importantes que influyen en la distribución de especies de plantas a lo largo del gradiente altitudinal. La estructura de la vegetación de los sitios de BTS fue heterogénea (Tabla 1). Los cambios en la densidad de árboles fueron significativos entre sitios ($F = 3,40$, $p = 0,004$). El sitio localizado a menor elevación mostró la menor densidad de árboles (**Tabla 1**). La elevación de la vegetación también varió entre sitios ($F = 5,75$, $p < 0,0001$), con una tendencia hacia árboles más pequeños en lugares localizados a menor altitud (**Tabla 1**). La densidad de árboles estuvo correlacionada positivamente con la elevación ($r = 0,63$, $p = 0,09$), mientras que la elevación de los árboles fue menor en altitudes más altas ($r = –0,63$, $p = 0,09$). La elevación de los árboles y la temperatura también estuvieron correlacionadas ($r = 0,69$, $p = 0,06$). Al contrario, los cambios en el área basal fueron significativos entre sitios ($F = 4,18$, $p = 0,0007$), pero no estuvieron correlacionados con la altitud ni con la precipitación o la temperatura (**Tabla 1**).

En los sitios de estudio se encontró un total de 136 especies en el dosel de árboles. De acuerdo a los valores de los índices de importancia (IVI), algunas de las especies de árboles dominantes fueron *Bernardia mexicana, Bursera simaruba, Caesalpinia cacalaco, Ceiba aesculifolia, Comocladia engleriana, Croton reflexifolius, Ipomoea wolcottiana, Lysiloma acapulcense, Leucaena lanceolata y Piscidia piscipula.* La riqueza varió entre 17 y 34 especies de árboles por parche, y el índice de diversidad de Shannon varió entre 2,26 y 3,13 (**Tabla 1**), sin una tendencia altitudinal clara, aunque estuvieron significativamente correlacionados ($r = 0,86$, $p = 0,006$).

La diversidad beta, una medida de la complementariedad, indicó un alto reemplazo de especies entre sitios. Los sitios más cercanos compartieron sólo unas pocas especies (del 76 al 94%). *Bursera simaruba* fue la única especie que se distribuyó a lo largo de todo el gradiente altitudinal; algunas especies parecieron estar restringidas a un solo sitio, aunque no encontramos una tendencia altitudinal clara. La menor similitud en las especies de árboles se observó entre el sitio 8 y el resto de sitios (del 96 al 100%). El sitio localizado a mayor altitud fue muy diferente ya que no correspondía a BTS y especies como *Quercus sapotifolia* y *Clethra macrophylla* llegaron a ser las dominantes. El BTS y el clima subhúmedo caliente alcanzaron su límite a una elevación de 986 m, donde se da un ecotono entre el BTS y la vegetación de altura – bosque de niebla mesófilo de montaña.

Recuadro 4.1 (cont.)

La estructura de la vegetación del BTS fue muy heterogénea; no encontramos un patrón consistente a lo largo del gradiente altitudinal, aunque en las zonas localizadas a menor elevación la temperatura fue mayor, la densidad de árboles menor y los árboles fueron más altos. Por otro lado, la composición específica no siguió una tendencia clara; pocas especies estuvieron presentes en todos los sitios y otras fueron encontradas sólo en unos pocos. Concluimos que el intervalo altitudinal ocupado por el BTS en el centro de Veracruz es amplio. Dentro de este intervalo, los cambios en la estructura y la dominancia específica de árboles de un sitio a otro pueden estar relacionados con factores tales como la topografía, la pendiente, el tipo de suelo o las perturbaciones antropogénicas (ver **Recuadro 4.9**).

Tabla 1 Características de los ocho sitios de estudio localizados entre los 100 y los 1.000 m s.n.m. en el centro de Veracruz, México. Las variables son la altitud (m s.n.m.), la precipitación total anual (mm), la temperatura media anual (T°C), el área basal (m^2/ha), la densidad (árboles/ha), la elevación media de la vegetación (m), la riqueza o el número total de especies y el índice de diversidad de Shannon para árboles >5 cm dbh. Los valores en la misma fila acompañados por un superíndice diferente difieren significativamente al nivel de α <0,01.

	1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*
	Puente Nacional	*Don Tirzo*	*La Virgen*	*Plan del Río*	*Dos Caminos*	*Cerro Gordo*	*Corral Falso*	*Lencero*
Altitud	140	204	227	335	376	501	780	986
Precipitación	1.186	890	890	912	1.045	892	1.112	1.421
T°C	27,2	24,9	24,9	25,1	24,4	23	21,1	19,6
Área basal	$29,34^{ab}$	$20,87^{b}$	$21,94^{b}$	$17,54^{bc}$	$30,32^{ab}$	$39,19^{a}$	$22,62^{b}$	$28,05^{ab}$
Densidad	844^{b}	1100^{a}	1020^{a}	1487^{a}	1320^{a}	1378^{a}	1244^{a}	1470^{a}
Elevación	$10,0^{a}$	$8,7^{a}$	$8,5^{ab}$	$8,0^{b}$	$9,5^{a}$	$8,7^{a}$	$6,78^{bc}$	$8,1^{b}$
Riqueza	17	34	22	26	33	31	21	29
Índice de Shannon	2,26	3,13	2,49	2,68	3,01	2,79	2,34	2,37

Recuadro 4.2 Diversidad de la vegetación leñosa en la Depresión Central de Chiapas, México

N.E. Taylor-Aquino, N. Ramírez-Marcial, R. Vaca

El análisis de los patrones, causas y mantenimiento de la biodiversidad tropical son temas que han generado una considerable atención por parte de los biólogos y los ecólogos durante muchos años (Bullock *et al.*, 1995). Comprender la variación espacial de la diversidad de plantas es particularmente relevante en los trópicos, debido a su alta diversidad y estado de amenaza (Lawton *et al.*, 1998). Es necesario generar más información biológica y ecológica para el desarrollo de dicha comprensión. Esta información todavía es escasa para la mayor parte de las regiones tropicales, pero es necesaria para apoyar la planificación del uso del territorio, el seguimiento y el desarrollo de los planes de restauración de las áreas degradadas (Lindenmayer y Franklin, 2002; Huston, 2004).

Chiapas es el segundo estado de México más diverso en términos florísticos, con un alto número de plantas endémicas (Miranda *et al.*, 1963; Rzedowski, 2006; Breedlove, 1981). Su gradiente latitudinal, topografía e historia geológica determinan una heterogeneidad espacial alta y crea una gran variedad de condiciones ecológicas (Breedlove, 1981). El clima es considerado como el mayor

Recuadro 4.2 (cont.)

determinante de la distribución de la vegetación (Woodward, 1987), y la topografía es el factor más influyente en el clima de esta región. Los microclimas locales son de grano muy fino.

El Valle Central de Chiapas, también conocido como la Depresión Central de Chiapas, está localizado en la porción central del estado. Los bosques secos del Valle Central están completamente rodeados por zonas montañosas boscosas húmedas, lo que proporciona un aislamiento relativo de otras áreas de vegetación xerofítica. En este contexto, los bosques secos se extienden a lo largo de gradientes altitudinales, variando desde los bosques caducifolios de las zonas bajas y los bosques tropicales sub-caducifolios hasta los bosques de encinos y pino-encino (Breedlove, 1981). El cultivo extensivo y el pastoreo han transformado grandes extensiones de bosque seco en bosque espinoso y sabana (Breedlove, 1981; Challenger, 1998). Siguiendo estos gradientes altitudinales y según la base de datos WorldClim, la temperatura media anual varía entre los 22 y los 25ºC, y la precipitación anual varía entre los 750 y los 1.500 mm. En este trabajo nos propusimos identificar y describir las asociaciones de las especies de árboles de los bosques secos que existen a lo largo de los gradientes altitudinales del Valle Central de Chiapas.

Evaluamos la composición florística y la estructura de la vegetación leñosa mediante el muestreo de 131 parcelas circulares (13,1 ha en total) situadas en diferentes localidades de la Depresión Central de Chiapas. El muestro se estratificó en dos categorías de tamaño de diámetro de los árboles: (1) árboles pequeños (individuos 5–10 cm dap, en parcelas de 0,01 ha) y (2) árboles grandes (individuos con dap >10 cm en parcelas de 0,1 ha). Aunque esta región geográfica tiene una larga historia de actividades de uso del suelo, hay todavía algunos restos de vegetación boscosa en un estado variable de desarrollo sucesional. Las parcelas fueron situadas en estos remanentes, a lo largo de un amplio intervalo de variación ambiental, siguiendo los gradientes altitudinales (440–1.740 m).

Se registraron un total de 263 especies de árboles distribuidos en 161 géneros y 66 familias. Mediante un análisis de clasificación identificamos un total de cuatro asociaciones específicas de árboles (**Figura 1**), basándonos en la dominancia especifica: (1) *Matayba oppositifolia-Ternstroemia tepezapote-Tapirira mexicana*, relacionada con el bosque tropical sub-caducifolio (otras especies dominantes son *Nectandra salicifolia y Bursera simaruba*); (2) *Bursera simaruba-Cochlospermum vitifolium*, relacionada con el bosque tropical caducifolio (otras especies dominantes son *Heliocarpus reticulates, Leucaena shannonii* y *Bursera excelsa*); (3) *Quercus segoviensis-Quercus crispipilis*, relacionada con el bosque de encino (otras especies dominantes son *Ternstroemia tepezapote, Rhus schiedeana* y *Quercus polymorpha*); y (4) *Quercus peduncuaris-Quercus acutifolia-Pinus oocarpa*, relacionada con el bosque de pino-encino (otras especies dominantes son *Byrsonima crassifolia, Quercus castanea* y *Quercus conspersa*). Estos grupos se organizaron a lo largo de gradientes altitudinales y geográficos. *Bursera simaruba, Cochlospermum vitifolium, Leucaena shannonii, Heliocarpus reticulatus, Calycophyllum candidissimum* y *Bursera bipinnata* fueron las especies más abundantes en las elevaciones más bajas (por debajo de los 900 m s.n.m.). En las elevaciones más altas (sobre los 800 m s.n.m.) las especies más abundantes fueron los *Quercus* (principalmente *Quercus peduncularis) y Pinus oocarpa*.

Identificamos cuatro grupos más, para los cuales su distribución estuvo mejor explicada por la influencia humana que por las variables climáticas; el 85% de sus especies tenían menos de 10 cm de dap y eran árboles pioneros: *Ficus pertusa, Mimosa tenuiflora, Heliocarpus reticulatus, Acacia cornigera, Diphysa robinioides, Guazuma ulmifolia, Bursera simaruba, Ficus cotinifolia, Luehea candida, Genipa americana, Casearia corymbosa, Alibertia edulis* y *Stemmadenia obovata*. Muchas de estas especies se encuentran en zonas de pastos abiertos o pueden ser usadas como un suplemento proteico para el ganado y en las cercas vivas.

Aunque la diversidad regional y la diversidad beta son relativamente altas, la diversidad local es relativamente baja y está representada por especies pioneras primarias y secundarias, lo que presupone una larga historia de cambios asociados con fenómenos meteorológicos extremos y la interacción con los factores antropogénicos.

Recuadro 4.2 (cont.)

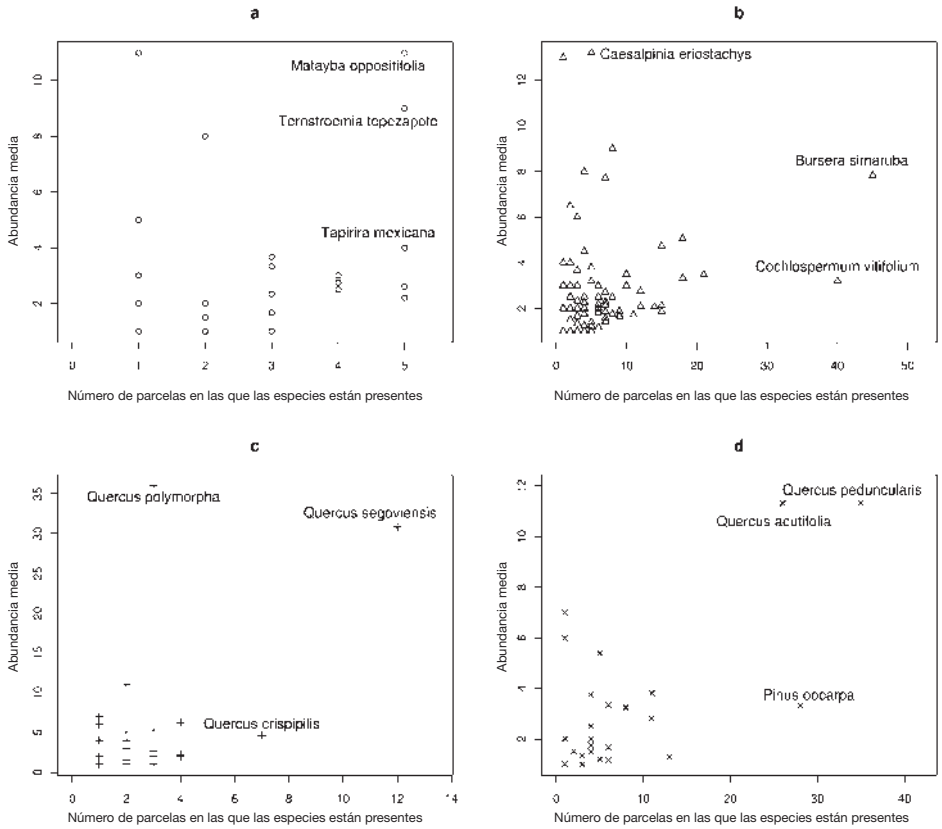


Figura 1 Asociaciones del bosque seco en el Valle Central de Chiapas: (a) *Matayba oppositifolia-Ternstroemia tepezapote-Tapirira mexicana*, (b) *Bursera simaruba-Cochlospermum vitifolium*, (c) *Quercus segoviensis-Quercus crispipilis* y (d) *Quercus peduncularis-Quercus acutifolia-Pinus oocarpa*. Se muestran las especies dominantes de cada asociación. El eje *y* representa la abundancia media de las especies obtenidas al dividir la abundancia total de cada especie por el número de parcelas donde estuvieron presentes. Estos gráficos ilustran diferentes aspectos de la composición florística: (1) la mayoría de las especies no son abundantes y están distribuidas en sólo unas pocas parcelas y (2) algunas de las especies más abundantes muestran una distribución reducida, por ejemplo *Caesalpinia eriostachys* en la parcela b y *Quercus polymorpha* en la parcela c.

Deforestación del bosque seco en el centro de Veracruz, México. Foto: C. Alvarez

Bosque seco en Chiapas, México. Foto: R. Vaca

Recuadro 4.3 Diversidad de árboles y estructura forestal de los bosques subtropicales secos del noroeste de Argentina

C. Blundo y L. R. Malizia

Los bosques subtropicales secos estacionales (BSSE, SSDF son las siglas en inglés) en el noroeste de Argentina (22º–24ºS y 63.5º–65ºO) incluyen los bosques del Chaco (BC) desde los 300–400 m s.n.m. y los bosques premontanos (BP) desde los 400–900 m s.n.m. Los BP han sido generalmente llamados 'bosques de transición' (Hueck, 1972) entre los vecinos BC secos y los bosques de Yungas más húmedos (es decir, las *Selvas de Montaña*, Cabrera 1976). Sin embargo, Prado (2000) reconoció a los BP como una unidad de vegetación relacionada más estrechamente con otros bosques tropicales estacionales de Sudamérica, debido a su flora y fisionomía características. El BSSE cubre aproximadamente 10.000 km² y muestra un amplio intervalo de precipitaciones. La precipitación media anual es de 625 mm (intervalo de 450–700 mm) en el BC y los 820 mm (intervalo de 550–1.400 mm) en el BP, concentrándose durante el verano (de noviembre a marzo) (Bianchi y Yañez, 1992). La temperatura media anual es de 21,5ºC y relativamente homogénea, aunque la amplitud térmica es variable en el área de estudio (Arias y Bianchi, 1996). Basándonos en esta variabilidad climática y en el origen común de estos bosques, nuestros objetivos principales fueron identificar los gradientes de composición de las especies de árboles a lo largo del BSSE y describir la estructura del bosque en las diferentes comunidades arbóreas a escala regional.

Establecimos 23 parcelas permanentes de 1 ha, tres en el BC y 20 en el BP. Todas las parcelas tenían un tamaño de 20 m x 500 m y fueron corregidas según su pendiente para que realmente cubrieran una 1 ha. Realizamos un inventario total de todos los árboles ≥10 cm de diámetro a la altura del pecho (dap). Los árboles fueron marcados e identificados a nivel de especie y su dap, altura y elevación medidas. Llevamos a cabo Análisis de Correspondencias DCA (*Detrended Correspondece Analysis*). El DCA es un análisis de ordenación sin restricciones que proporciona la descripción básica de los gradientes de composición de los datos de abundancia de especies (Lepš y Šmilauer, 2003). Calculamos el área basal, la riqueza de especies y la altura del dosel en cada parcela para comparar la estructura forestal entre parcelas.

Identificamos 10.029 árboles pertenecientes a 116 especies, 93 géneros y 43 familias. La longitud del primer eje proporcionó una estima de la alta diversidad beta en la composición de árboles en el BSSE (5,3 unidades SD). El primer y el segundo eje explicaron cerca del 30% de la variabilidad del total de especies (eje 1, 19,8; eje 2, 9,8), mientras que el resto de ejes explicaron mucho menos. La distribución de las muestras y especies en el gráfico *biplot* sugirió que hay tres comunidades de plantas a escala regional. Primero, cerca del cero en el eje 1, se localizaron las parcelas del BC con *Ziziphus mistol*, *Ruprechtia triflora* y *Geoffrea decorticans* como especies exclusivas. Desde ese punto, en el otro extremo del eje y hacia arriba, se localizaron las parcelas de BP situadas hacia el oeste en la región de estudio, y hacia abajo se situaron las parcelas de BP situadas hacia el este. La precipitación es mayor hacia el este del área de estudio, donde especies como *Pisonia ambigua, Chrysophyllum gonocarpum* y *Diatenopteryx sorbifolia* eran abundantes. Estas especies son comunes a altas elevaciones (es decir, en el bosque de Yungas), mientras que están poco representadas en las parcelas de BP situadas en el oeste. Por otro lado, especies como *Ceiba insignis, Phyllostilon rhamnoides, Calycophyllum multiflorum* y *Astronium urundeuva* eran abundantes en las parcelas de BP localizadas en el oeste, donde el estrés por la falta de humedad pudo haber sido alto ya que las temperaturas alcanzan más de 40ºC en verano (Brown *et al.*, 2001). Cuando comparamos la estructura del bosque, el área basal media (15,3±2,7 m²/ha) y la altura del dosel (13,3±3,2 m) del BC tuvieron valores más pequeños que la media de los valores en el BP (parcelas de BP en el oeste: 22,1±1,7 m²/ha y 20,6±1 m; parcelas de BP en el este: 21,3±0,8 m²/ha y 19,7±0,7 m). La riqueza de especies por parcela de 1 ha varió entre los grupos: 20 especies (intervalo entre 18–24) en el BC, 35,2 especies (intervalo entre 22–48) en el BP del oeste y 39,3 especies (intervalo entre 32–45) en el BP del este.

Recuadro 4.3 (cont.)

Nuestros resultados mostraron gradientes importantes en la diversidad de especies y la estructura del bosque en el BSSE, particularmente en términos de riqueza de especies. La distribución de las especies de árboles del bosque de Yungas está muy afectada por los factores climáticos (Malizia, 2004). Creemos que la variabilidad en la precipitación y la temperatura pudieron jugar un papel principal en la distribución específica de los árboles en el BSSE del noroeste de Argentina. Por lo tanto, un objetivo importante, de cara al futuro, sería predecir cómo estos bosques responderán al cambio climático.

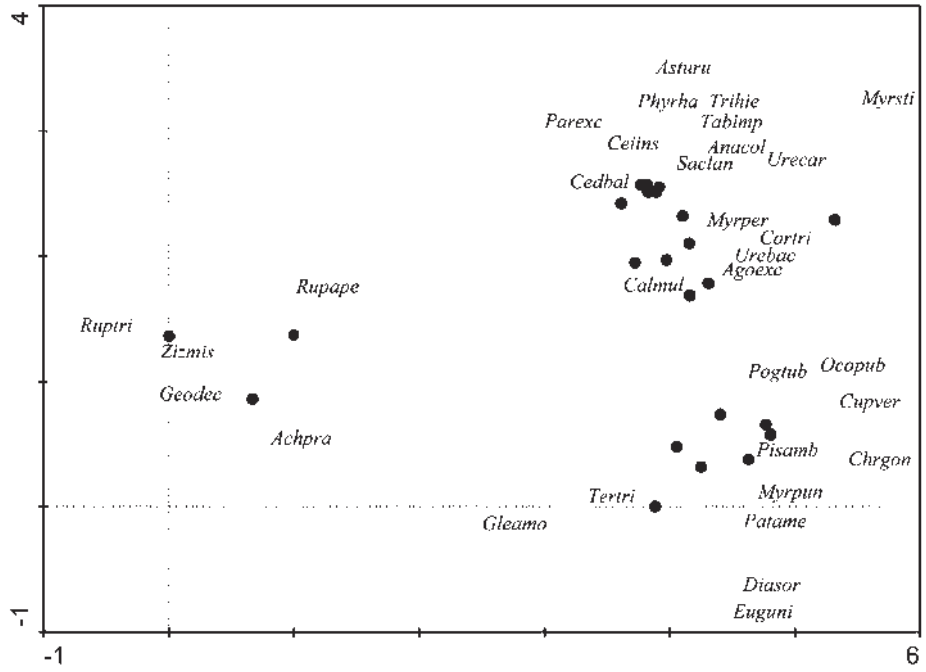


Figura 1 Gráfico *biplot* de las parcelas muestreadas y especies seleccionadas (>10% peso; 32 especies) por el DCA. Códigos de las especies: Achpra: *Achatocarpus praecox*, Agoexc: *Agonandra excelsa*, Anacol: *Anadenanthera colubrina*, Asturu: *Astronium urundeuva*, Calmul: *Calycophyllum multiflorum*, Cedbal: *Cedrela balansae*, Ceiins: *Ceiba insignis*, Chrgon: *Chrysophyllum gonocarpum*, Cortri: *Cordia trichotoma*, Cupver: *Cupania vernalis*, Diasor: *Diatenopterix sorbifolia*, Euguni: *Eugenia uniflora*, Geodec: *Geoffrea decorticans*, Gleamo: *Gleditzia amorphoides*, Myrper: *Myroxylon peruiferum*, Myrpun: *Myrcianthes pungens*, Myrsti: *Myriocarpa stipitata*, Ocopub: *Ocotea puberula*, Parexc: *Parapiptadenia excelsa*, Patame: *Patagonula americana*, Phyrha: *Phyllostilon rhamnoides*, Pisamb: *Pisonia ambigua*, Pogtub: *Pogonopus tubulosus*, Rupape: *Ruprechtia apetala*, Ruptri: *Ruprechtia triflora*, Saclan: *Saccelium lanceolatum*, Tabimp: *Tabebuia impetiginosa*, Tertri: *Terminalia triflora*, Trihie: *Trichilia hieronymi*, Urebac: *Urera baccifera*, Urecar: *Urera caracasana*, Zizmis: *Zizipus mistol*.

Recuadro 4.4 Patrones de diversidad de hongos en un gradiente altitudinal

S. Vázquez Mendosa, R.F. del Castillo, R. Valenzuela Garza

Los macromicetos son uno de los grupos de organismos más diversos que existen en la tierra. A pesar de ello, se conoce muy poco de su ecología y composición de especies, particularmente en los trópicos. Estimamos la riqueza y productividad de macromicetos en cuatro localidades situadas entre los 2.100 y los 3.120 m de altitud en Santa Catarina Ixtepeji, en la Sierra Madre de Oaxaca, México. En cada localidad, se muestreó un área total de 875 m^2 distribuidos en 125 parcelas. Se recogieron un total de 1.762 especímenes, entre los cuales se identificaron 669 morfoespecies. La productividad y la riqueza de especies estuvieron positivamente correlacionadas con la altitud. También encontramos este mismo patrón cuando analizamos de manera separada los grupos individuales de hongos de micorrizas, saprófitos y coprofílicos. Dado que la humedad del suelo estuvo positivamente correlacionada con la elevación, la humedad – más que la temperatura – parece ser el principal factor limitante de los macromicetos en el intervalo altitudinal estudiado. Sin embargo, los hongos lignícolas tuvieron una relación monotónica con la elevación, mostrando un pico de diversidad y productividad cerca de los 2.250 m de elevación. En todas las localidades estudiadas, este grupo tuvo la mayor biomasa y, con algunas excepciones, parecieron estar menos afectados por la humedad que otros grupos de hongos. La similitud entre las especies, calculada mediante los índices de Sorensen (presencia/ausencia) y Renkonnen (abundancia), fue muy baja entre localidades, sugiriendo un alto reemplazo de especies. Los esfuerzos de conservación y restauración deberían poner más atención en las áreas de altitud media y alta de estas montañas, dada su elevada riqueza de especies y vulnerabilidad de su biota al cambio climático.

Recuadro 4.5 Diversidad de especies en los bosques secos del noroeste de Patagonia: implicaciones para la restauración

C. P. Souto, K. Heinemann, T. Kitzberger, A. C. Premoli

Las zonas secas representan el 30% de la superficie terrestre; en América del Sur, el 94% de la Patagonia está expuesta a algún grado de riesgo de desertificación. En particular, en el noroeste de la Patagonia, Argentina, las zonas sin árboles han sido tradicionalmente percibidas por los ingenieros forestales y los administradores como tierras baldías incapaces de mantener bosques nativos, y han sido usadas para la cría extensiva de ovejas y vacas o para el establecimiento de plantaciones de especies exóticas (principalmente pino), lo que ha impactado de manera drástica en los bosques secos nativos de la región. Sin embargo, en el borde oriental seco del bosque templado, la conífera endémica *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Florin & Boutelje (Cupressaceae) todavía existe en parches donde prácticamente es la única especie arbórea, mientras que hacia el oeste esta especie forma bosques mixtos continuos con especies de *Nothofagus*. En la región patagónica, *Austrocedrus* está considerada como la especie de árbol más tolerante a la sequía. Particularmente, hacia su área de distribución más seco, el establecimiento de plántulas de esta especie depende de la presencia de matorral, un fenómeno conocido como el 'síndrome nodriza', ya que los efectos de desecación que se dan en los hábitats más abiertos actúan como factor limitante en el establecimiento de dichas plántulas (Kitzberger, 1995; Kitzberger *et al.*, 2000). El síndrome nodriza se caracteriza por la mejora de las variables micro-ambientales debajo de una planta – nodriza – que mejora la supervivencia y/o el crecimiento de otras especies que crecen en asociación con ésta (Raffaele y Veblen, 1998).

En este trabajo analizamos la diversidad de plantas, a escala de paisaje, en los ambientes heterogéneos y perturbados ocupados por los bosques de *Austrocedrus*. La finalidad de esta investigación fue la de examinar la estructura de los bosques y la composición de especies, así

Recuadro 4.5 (cont.)

como los arbustos nodriza disponibles, a lo largo del rango de distribución de *Austrocedrus*, con el objetivo de obtener información para las prácticas de restauración. *Austrocedrus* es una especie maderera de alto valor económico y de interés para la conservación a nivel internacional (estatus de Vulnerable), y es la especie arbórea más conspicua de la estepa patagónica. *Austrocedrus* es una especie dioica perteneciente a un género monotípico, con dispersión del polen por el viento y semillas aladas. En Argentina, aparece de manera discontinua desde la latitud 36º30'a la 39º30'S y más extensamente desde la latitud 39º30' a la 43º35'S (Seibert, 1982). A lo largo del área natural de distribución de la especie, la mayor precipitación se da durante el otoño e invierno, generándose un periodo de sequía en verano. Hacia los ambientes más húmedos del sur y del oeste, *Austrocedrus* forma masas puras que tienden a ser continuas, con un denso sotobosque de matorrales y otros árboles del subdosel. En el centro de esta área, el efecto de sombra de lluvia de los Andes da lugar a un gradiente de fragmentación natural, más evidente desde el oeste hacia el este. En las zonas secas del norte y este la precipitación disminuye, la aridez aumenta, el sotobosque de matorrales y los pequeños árboles son menos densos y las masas de *Austrocedrus* se abren en bosques más dispersos adyacentes a la estepa patagónica (Seibert, 1982). Finalmente, los árboles dispersos, típicamente en afloramientos rocosos, aparecen escasamente en la estepa patagónica rodeados por una matriz de pastos y arbustos bajos.

Para identificar las tendencias a gran escala en toda el área de distribución de esta especie en Argentina, subdividimos las masas muestreadas en tres regiones que representan el norte (N), centro (C) y sur (S), según su proximidad geográfica, y sus características ambientales. Evaluamos la presencia de todas las especies de plantas en 67 parches de bosque dominados por *Austrocedrus* y localizados en las laderas orientales de los Andes Patagónicos. Además, marcamos 15 árboles de *Austrocedrus* a lo largo del eje mayor de una franja aproximada de 20 x 100 m en cada parche. Las edades de los árboles fueron significativamente mayores en los bosques fragmentados adyacentes a la estepa norte y centro de su área de distribución (las edades medias fueron de 106 ± 69 y 98 ± 46 años, respectivamente) que en los bosques continuos que existen en las regiones central y sur (52 ± 27 y 48 ± 23 años, respectivamente). Por otro lado, la tasa anual de crecimiento radial aumentó significativamente desde el norte hacia el sur (1,9, 2,3 y 3 mm/año de media en las masas forestales del norte, centro y sur, respectivamente), sin diferencias significativas en el diámetro del árbol (el tamaño medio del diámetro del árbol disminuyó desde los 41 cm en los parches de bosque del norte a los 38 y 32 cm en las masas forestales del centro y sur). Comparando los extremos de ambos gradientes latitudinales, los árboles de la región norte son más viejos pero de menor tamaño, lo que demuestra una tasa de crecimiento relativamente baja.

En los rodales de *Austrocedrus*, se identificaron un total de 89 especies de sotobosque (**Tabla 1**). Sólo ocho especies fueron hierbas introducidas, mientras que las plantas nativas consistieron en 38 especies de hierbas, 37 de arbustos y ocho de árboles. En los rodales de *Austrocedrus* localizadas en el norte, se registraron un total de 55 especies diferentes en 23 sitios (media = 9,39; DS = 7,71), incluyendo siete especies exóticas y 14 especies nodrizas. En la región central, se registraron 63 especies en 25 sitios (media = 12,48; DS = 7,39), incluyendo tres especies exóticas y 14 especies nodriza. Mientras tanto, en el sur, se registraron 67 especies en 19 sitios (media = 15,11; DS = 6,97), incluyendo cinco especies exóticas y 18 especies nodriza (**Tabla 1**). La riqueza de especies varió entre las regiones muestreadas (F (1,63) = 3,205, p = 0,047). Específicamente, la riqueza de árboles aumentó hacia el sur. Las tres regiones compartieron casi el 35% de las especies de sotobosque a lo largo del área de distribución de *Austrocedrus* en Argentina, pero más del 30% de ellas fueron exclusivas (es decir, solo estuvieron presentes en una región). Así, la región C compartió con la N y la S más del 10% de las especies, pero N y S solo compartieron el 4%. Consistentemente, la región C tuvo solo un 8% de especies exclusivas, mientras que la N y la S tuvieron casi el 20% de especies exclusivas, respectivamente. Respecto a las especies nodriza, se registraron un total de 24 especies en las comunidades dominadas por *Austrocedrus*, que variaron a lo largo de su distribución en Argentina. Las tres regiones compartieron el 40% de las especies nodriza. Al contrario, el 12,5%, 8,33% y 20,8% de ellas fueron exclusivas de las regiones del N, C y S, respectivamente.

Recuadro 4.5 (cont.)

En resumen, la riqueza de especies y la estructura de las masas de *Austrocedrus* varían a escala de paisaje, probablemente como respuesta a los gradientes climáticos y de perturbación. Considerando los escenarios de aumento de la variabilidad climática interanual y las tendencias de calentamiento global, es posible que los cambios climáticos en la Patagonia afecten a los bosques de *Austrocedrus*. Como consecuencia, regiones enteras pueden cambiar en cuanto a su configuración de paisaje y parches de bosque. Para que las acciones de restauración tengan éxito en las zonas secas de la Patagonia dominadas por *Austrocedrus*, habría que dar un interés especial a la presencia de especies nodriza (Capítulo 5). La estructura genética significativa de *Austrocedrus* (Capítulo 7), junto con la heterogeneidad en la estructura de la comunidad y la composición mostrada aquí, deberían ser tenidas en cuenta también.

Tabla 1 Diversidad de especies de plantas del sur de Argentina en los rodales de *Austrocedrus chilensis*. Especies nodriza en negrita.

Latitud	Longitud	R	Especies
37°58'55,5" a 39°31'26,5"	70°47'19,1" a 70°58'09,6"	N	*Acaena ovalifolia*; *Acaena pinnatifida*; *Acaena splendens*; *Adesmia boronioides*; *Alstroemeria aurea*; *Anemone multifida*; *Araucaria araucana*; *Armeria maritima*; *Baccharis sp.*; *Balbisia gracilis*; ***Berberis buxifolia***; *Berberis empetrifolia*; *Bowlesia tropaeolifolia*; *Cerastium arvense*; *Chusquea couleou*; ***Colliguaja intergerrima***; *Cortaderia araucana*; ***Discaria articulata***; *Echium vulgare* (exót); ***Ephedra breana***; ***Ephedra frustillata***; *Escallonia virgata*; ***Fabiana imbricata***; *Gaultheria sp.*; *Geranium magellanicum*; *Haplopappus glutinosus*; *Loasa bergii*; *Lomatia hirsuta*; *Maytenus boaria*; *Maytenus chubutensis*; *Melilotus alba* (exót); *Mulinum echinus*; ***Mulinum spinosum***; *Mutisia sp.*; *Nothofagus antarctica*; *Osmorhiza chilensis*; *Oxalis adenophylla*; *Perezia recurvata*; *Phacelia secunda*; *Plantago lanceolata* (exót); *Quinchamalium chilense*; *Ribes cucullatum*; *Ribes magellanicum; Rhodophiala mendocina; Rosa rubiginosa* (exót); *Rumex acetosella* (exót); ***Schinus odonellii***; ***Schinus patagonicus***; *Senecio sp.*; *Sisyrinchium vulgare*; *Taraxacum medicinale* (exót); *Tropaeolum incisum*; *Verbascum thapsus* (exót); *Vicia nigricans; Viola sp.*
40°43'18,6" a 41°13'25,9"	71°08'27,6" a 70°42'00,8"	C	*Acaena ovalifolia*; *Acaena pinnatifida*; *Acaena splendens*; *Adesmia boronioides*; *Adesmia afin volckmanni*; *Alstroemeria aurea*; *Anemone multifida*; ***Aristotelia chilensis***; *Armeria maritima*; ***Baccharis sp.***; *Balbisia gracilis*; ***Berberis buxifolia***; *Caiophora sp.*; *Calceolaria sp.*; *Cerastium arvense*; *Cynanchum descolei*; ***Colletia hystrix***; ***Discaria articulata***; *Embothrium coccineum*; *Escallonia rubra*; ***Ephedra chilensis***; *Eringium paniculatum*; *Euphorbia sp.*; ***Fabiana imbricata***; *Fragaria chilensis*; *Galium hypocarpium*; *Gaultheria sp.*; *Geranium magellanicum*; *Grisebachiella hieronymi*; *Haplopappus glutinosus*; *Lathyrus sp.*; *Loasa bergii*; *Lomatia hirsuta; Maytenus boaria*; *Maytenus chubutensis*; *Muehlenbeckia hastulata*; *Mulinum echinus*; ***Mulinum spinosum***; *Mutisia sp.*; *Myoschilos oblongum*; *Nardophyllum obtusifolium*; ***Nassauvia glomerulosa***; *Orquidea sp.*; *Osmorhiza chilensis*; *Oxalis adenophylla*; *Perezia recurvata*; *Phacelia secunda*; *Quinchamalium chilense*; *Ribes cucullatum*; *Ribes magellanicum*; *Rosa rubiginosa* (exót); *Rumex acetosella* (exót); *Rumohra adiantiformis*; ***Schinus odonellii***; ***Schinus patagonicus***; *Senecio sp.*; *Sisyrinchium vulgare*; *Solidago chilensis*; *Tropaeolum incisum*; *Valeriana sp.*; *Verbascum thapsus* (exót); *Vicia nigricans*; *Viola sp.*

Recuadro 4.5 (cont.)

Tabla 1 (cont.)

Latitud	Longitud	R	Especies
41°47'48,2" a 43°43'24,9"	71°25'51,7" a 71°24'16,4"	S	*Acaena ovalifolia*; *Acaena pinnatifida*; *Acaena splendens*; *Adesmia sp.*; ***Anartrhophyllum strigulipetalum***; *Anemone multifida*; *Aristotelia chilensis*; *Armeria maritima*; *Azorella monantha*; *Baccharis sp.*; *Balbisia gracilis*; ***Berberis buxifolia***; *Berberis empetrifolia*; *Blechnum magellanicum*; *Bowlesia tropaeolifolia*; *Caiophora sp.*; *Calceolaria sp.*; *Cerastium arvense*; *Cirsium vulgare*; ***Colletia hystrix***; ***Diostea juncea***; ***Discaria articulata***; ***Discaria chacaye***; ***Discaria trinervis***; *Embothrium coccineum*; ***Ephedra chilensis***; *Eringium paniculatum*; *Escallonia rubra*; *Euphorbia sp.*; ***Fabiana imbricata***; *Fragaria chilensis*; *Galium hypocarpium*; *Gaultheria sp.*; *Geranium magellanicum*; *Grisebachiella hieronymi*; *Haplopappus glutinosus*; *Juniperus communis* (exót); *Lathyrus sp.*; *Lomatia hirsuta*; *Maytenus boaria*; *Maytenus chubutensis*; ***Mulinum spinosum***; *Mutisia sp.*; *Myoschilos oblongum*; *Nardophyllum obtusifolium*; *Nothofagus antarctica*; *Nothofagus pumilio*; *Orquidea sp.*; *Osmorhiza chilensis*; *Ovidia andina*; *Oxalis sp.*; *Perezia recurvata*; *Phacelia secunda*; *Plantago lanceolata* (exót); *Polystichum plicatum*; *Quinchamalium chilense*; *Ribes cucullatum*; *Ribes magellanicum*; *Rosa rubiginosa* (exót); *Rumex acetosella* (exót); *Rumohra adiantiformis*; ***Schinus odonellii***; ***Schinus patagonicus***; *Senecio sp.*; *Valeriana sp.; Verbascum thapsus* (exót); *Viola sp.*

Recuadro 4.6 Lluvia de semillas generada por las aves y su germinación en las áreas de matorral fragmentado de la zona central de Chile

S. Reid, C. Christophers, J.L. Allendes, J.J. Armesto

El patrón de lluvia de semillas en un paisaje puede determinar la distribución de las tasas de reclutamiento potenciales e influir en los procesos espaciales de colonización, área de expansión y flujo de genes. Así mismo, la cuantificación de los propágulos que llegan y la respuesta de germinación en diferentes micrositios tienen una importancia fundamental para la restauración de las comunidades degradadas de plantas (por ej. Méndez *et al.*, 2008). Esta información es clave para comprender los factores limitantes de la regeneración natural y la sucesión. Además, la información sobre la dispersión de semillas y la germinación es muy útil para su aplicación en programas de restauración.

En este estudio, proporcionamos evidencias de la contribución positiva de las aves frugívoras a la dispersión de semillas y del éxito de las semillas dispersadas en los parches de matorral mediterráneo del centro de Chile. Aquí, la regeneración de las especies leñosas está limitada por la entrada de semillas, ya que el banco de semillas del suelo o el aéreo es extremadamente pobre o ausente (Fuentes *et al.*, 1984). Además, en un mosaico con grupos de arbustos dispersos separados por áreas abiertas expuestas a la sequía y a la herbivoría por parte de los conejos (introducidos desde Europa), el ganado y los caballos, la regeneración está severamente limitada a micrositios húmedos debajo de los arbustos. Este matorral presenta una alta incidencia de especies leñosas dispersadas por aves, en ellos el 50% de las especies dependen principalmente de las aves para la dispersión y germinación de sus semillas. Además, la germinación de las semillas de las especies leñosas no responde a la estimulación por fuego o humo, como sucede en otros ambientes mediterráneos. Dada la estructura de parche de estos ecosistemas semiáridos chilenos, evaluamos el efecto que la estructura de parche tiene en la lluvia de semillas generada por las aves y en la germinación.

Recuadro 4.6 (cont.)

Cuantificamos los patrones de lluvia de semillas generada por las aves mediante colectas de semillas defecadas en el suelo. Buscamos excrementos de aves a lo largo de cinco transectos lineales de 90 m separados 10 m entre ellos, que cubrieron un área total de 450 m^2. Los patrones de deposición de semillas se basaron en una muestra total de 37 semillas de *Schinus polygamus* (Anacardiaceae) extraídos de 95 excrementos de aves, que representaron el 80% de las semillas presentes en dichos excrementos. La lluvia de semillas generada por las aves fue comparada en diferentes tipos de parches, definidos como: (1) 'abiertos', suelo desnudo entre grupos de arbustos; (2) 'bajos', debajo de *Baccharis* sp. y *Retanilla trinervia* (25% de cobertura de matorral, 1,5 m de altura media); (3) 'medianos', incluyendo *Lithrea caustica, Schinus polygamus, Azara dentata* y *Colliguaja odorifera* (77,8% de cobertura media de matorral y 3,4 m de altura media); y (4) 'altos' (64,6% de cobertura media y 5,8 m de altura media), incluyendo *Maytenus boaria* y *Quillaja saponaria*. Los ensayos de germinación se llevaron a cabo con *Lithrea caustica* (Anacardiaceae) en los cuatro tipos de parche característicos de este matorral. En cada tipo de parche, colocamos 60 semillas en vasos de plástico abiertos por debajo (10 semillas por vaso), que fueron cubiertos con una malla de 5,8 mm (50 x 50 cm) de luz como protección frente a los herbívoros. Colocamos seis réplicas en cada tipo de parche, excepto en los parches de suelo abierto donde sólo colocamos tres. El experimento empezó en el invierno austral (agosto de 2006) y la germinación (emergencia de la radícula) fue registrada semanalmente hasta diciembre (14 registros), cuando ésta se detuvo debido a la falta de lluvias.

La lluvia de semillas generada por las aves varió en los diferentes tipos de parches, aunque las diferencias no correspondieron a las esperadas según la cobertura observada en los parches del área de estudio (c^2 = 28,1, gl = 3, p <0,001; **Figura 1**). Las semillas dispersadas aparecieron muy concentradas en los parches 'altos' (bajo los árboles *Q. saponaria* y *M. boaria*). Los parches altos recibieron más semillas de lo esperado según su porcentaje de cobertura, al contrario que los parches 'abiertos', que recibieron una lluvia de semillas significativamente menor de lo esperado. También hubo un efecto significativo del tipo de parche en los porcentajes acumulados de germinación de *L. caustica* (c^2 = 25,94, p <0,001; **Figura 2**). La germinación fue mayor en los parches altos y medianos y significativamente menor en los parches bajos de *Baccharis* (Z = 4,95, p <0,001 entre los parches bajos y medianos, y Z = 4,12, p <0,001 entre los parches bajos y altos). No se detectó germinación en el suelo desnudo entre parches.

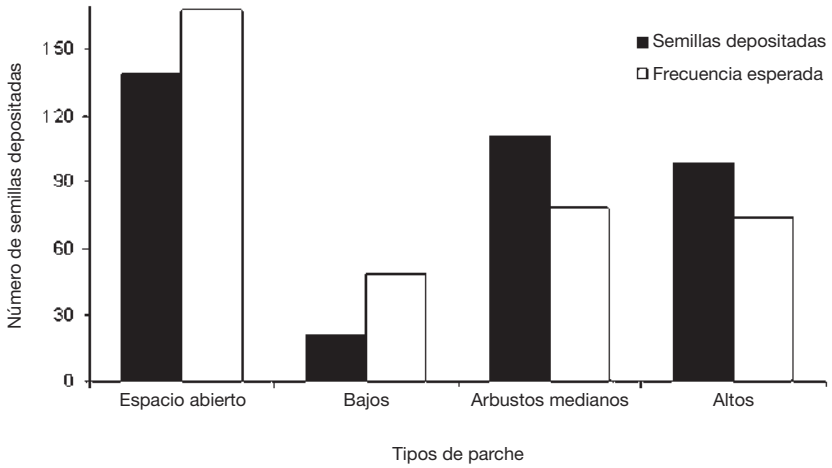


Figura 1 Lluvia de semillas generada por las aves en diferentes tipos de parche comparado con la esperada por la frecuencia de parches observada en el área. Los datos comparados corresponden a semillas de *Schinus polygamus* encontradas en los excrementos de aves en un paisaje llano del centro de Chile.

Recuadro 4.6 (cont.)

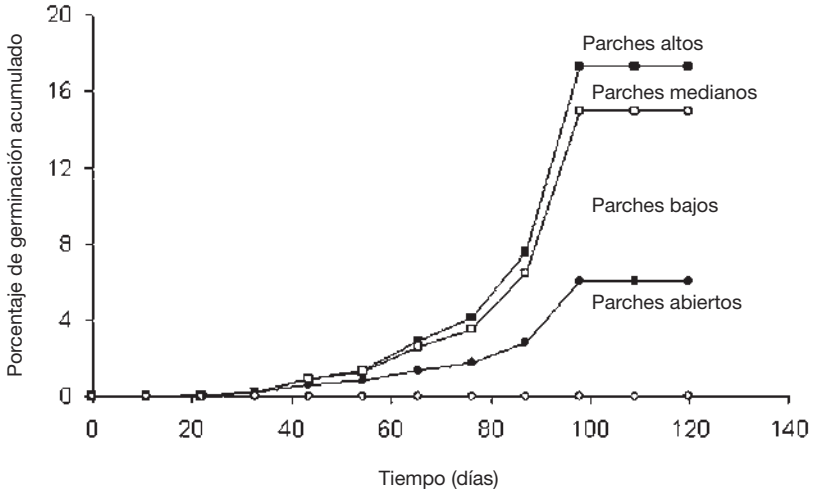


Figura 2 Porcentaje de germinación acumulado de *Lithrea caustica* en los cuatro tipos de parche: altos (■), medianos (□), bajos (●) y abiertos (○).

En este estudio mostramos que la mayoría de las semillas (el 62% de 370 semillas) transportadas por las aves son dispersadas hacia sitios donde la germinación y la supervivencia de las plántulas tienen altas probabilidades de tener éxito, aunque un gran porcentaje es dispersado hacia áreas abiertas. Considerando que las tasas de germinación fueron altas en los parches altos y medianos de *Q. saponaria* y *L. caustica*, respectivamente, sugerimos que la dispersión hacia estos parches 'nodriza' es positiva para el reclutamiento de plantas, de acuerdo con estudios previos en estos matorrales (por ej. Del Pozo *et al.*, 1989) y en matorrales mediterráneos del sur de Francia (Debussche y Isenmann, 1994). Consecuentemente, las aves frugívoras están contribuyendo de manera positiva al llevar las semillas a los sitios favorables para su germinación. Esta facilitación mediada por dispersores conduce a la agregación de las plántulas de especies leñosas alrededor de matorrales 'nodriza' preexistentes, ofreciendo una herramienta útil para la restauración porque puede acelerar la sucesión, sobre todo porque facilita la aparición temprana de especies tardías en la sucesión (por ej. *M. boaria, L. caustica* y *Schinus* sp.). Probablemente, la sucesión podría conducir lentamente hacia la coalescencia de parches mediante el reclutamiento de plántulas en el borde de los parches, pero esto requeriría disminuir la herbivoría y tener condiciones de mayor humedad.

Recomendamos la conservación de los parches altos (por ej. *Q. saponaria* y *M. boaria*) por su importancia para facilitar la sucesión en los matorrales del centro de Chile. Esta directriz puede ser aplicada en las prácticas de restauración de zonas de matorral degradado de las áreas de bosque seco mediante la siembra o la protección de los remanentes adultos de *Q. saponaria* y *M. boaria*, y así facilitar la entrada de propágulos. La protección frente a la herbivoría es también necesaria para acelerar el proceso de establecimiento de plántulas en los parches.

Recuadro 4.7 Efectos de la fragmentación en las comunidades de plantas de la zona central de Chile

P. Becerra, C. Smith-Ramírez, C. Echeverría, J.J. Armesto

Evaluamos las consecuencias de la fragmentación para la diversidad de especies y las densidades poblacionales de plantas de un bosque remanente esclerófilo del centro de Chile. Para ello seleccionamos 41 fragmentos de bosque de diferentes tamaños (de 1 a 2.000 ha). Cada fragmento estuvo caracterizado por diferentes variables de fragmentación relacionadas con el área y la forma (área total, área interior, índice de forma y dimensión fractal). Además, cuantificamos la distancia desde cada parche de bosque muestreado al centro urbano más cercano y registramos los incendios, así como la altitud de los sitios donde cada fragmento fue muestreado. Comprobamos las hipótesis de que diferentes comunidades y variables poblacionales varían a lo largo del gradiente de fragmentación, distancia a los centros urbanos, incendios y altitud.

Los resultados mostraron que los fragmentos más grandes fueron también los más complejos en forma. Solo algunas variables de la comunidad y de la población estuvieron significativamente relacionadas con la fragmentación. La riqueza de especies de árboles, arbustos y epífitas, aunque no la de las herbáceas, y la diversidad fueron mayores en los fragmentos más grandes y complejos. A su vez, sólo la riqueza de árboles estuvo significativamente correlacionada con la distancia a los centros urbanos, y ninguna variable de la comunidad lo estuvo con la distancia a los incendios. Además, la densidad de las diferentes clases de tamaño de las especies particulares de árboles estuvo significativamente correlacionada con las variables de fragmentación, aunque con patrones diferentes para especies diferentes. La densidad de las especies más tolerantes a la sombra estuvo positivamente correlacionada con el área del parche, mientras que la densidad de los árboles menos tolerantes a la sombra no lo estuvo. Además, la densidad de los individuos más viejos de dos de las especies de árboles estuvo positivamente correlacionada con la distancia a los incendios, lo que sugiere que los incendios pueden haber afectado negativamente a la densidad de algunas especies de árboles. Finalmente, la elevación s.n.m. estuvo positiva y significativamente correlacionada con la riqueza, diversidad y densidad de algunas especies, lo que sugiere que la variación climática asociada a la elevación afectaría a las comunidades y poblaciones de plantas. En conclusión, los patrones detectados en este estudio sugieren que la fragmentación y la elevación son factores relevantes que afectan a las comunidades y poblaciones de las especies de plantas en este ecosistema de clima mediterráneo.

El método de toma de datos es similar a lo señalado para Chile en el capítulo 4 de este libro.

Tabla 1 Resultados estadísticos de las correlaciones simples entre variables ambientales o de fragmentación y variables de las plantas incluidas en el estudio. Se muestran los valores r de las correlaciones y los valores significativos (p <0,05) están señalados en negrita. Las variables dependientes para las especies exóticas consideran todas las formas de vida juntas. La densidad total de la regeneración corresponde a la suma de los individuos en estado de plántula y de árbol joven. Obtenido de Becerra *et al.* (2010).

	Distancia a centros urbanos	**Distancia a incendios**	**Área**	**Índice de forma**	**Índice fractal**	**Área de interior**	**Elevación**
Cobertura de especies leñosas							
Cobertura 1–2 m (%)	0,04	0,24	0,45	0,60	0,53	0,38	0,23
Variables de la comunidad por forma de vida							
Riqueza de especies de árboles	0,31	–0,08	0,17	0,37	0,42	0,12	0,28
Diversidad de especies de árboles	0,27	–0,18	0,19	0,36	0,38	0,13	0,28
Riqueza de especies de matorral	–0,24	–0,10	0,17	0,33	0,33	0,11	0,31

Recuadro 4.7 (cont.)

Tabla 1 (cont.)

	Distancia a centros urbanos	Distancia a incendios	Área	Índice de forma	Índice fractal	Área de interior	Elevación
Riqueza de especies de epifitos	0,29	–0,17	0,33	0,41	0,46	0,29	0,52
Diversidad de especies de epifitos	0,29	–0,23	0,23	0,31	0,36	0,21	0,42
Variables de la comunidad de las especies de árboles							
Riqueza de plántulas	0,26	–0,17	0,10	0,37	0,50	0,05	0,38
Riqueza de árboles jóvenes	0,13	0,06	0,27	0,49	0,53	0,20	0,44
Clase de riqueza 5–15	0,20	–0,24	0,25	0,34	0,31	0,20	0,10
Densidad de árboles jóvenes	0,12	–0,02	0,60	0,61	0,51	0,54	0,18
Clase de densidad 5–15	0,40	–0,05	0,30	0,15	0,16	0,34	0,13
Clase de densidad 15–30	0,17	0,32	0,31	0,16	0,17	0,39	–0,09

Recuadro 4.8 Los factores ambientales y antropogénicos determinan la diversidad de árboles en los fragmentos de bosque tropical seco del centro de Veracruz, México

G. Williams-Linera y F. Lorea

Examinamos la estructura de la vegetación y la diversidad de especies leñosas en relación con 14 factores ambientales y antropogénicos en diez fragmentos de bosque seco tropical (BTS) en el centro de Veracruz, México. El área basal de los árboles del dosel (30,2 ± 2,11 m^2/ha) y del sotobosque (1,96 ± 0,12 m^2/ha) fue similar, pero la densidad (1.014 ± 104 y 2.532 ± 227 individuos/ha, respectivamente) varió en los diferentes sitios. Muestreamos 98 especies del dosel, 77 del sotobosque y 60 plántulas. La riqueza fue de 24–45 especies por sitio, y los índices alfa de Fisher y Shannon aumentaron con la elevación s.n.m. El índice de Chao-Jaccard reveló una tasa de reemplazo de especies elevada y una similitud consistentemente alta dentro de los sitios localizados a menor y a mayor altitud. El análisis de ordenación identificó la elevación, la orientación, la pendiente, la proximidad al agua, el ganado y los senderos como variables explicativas significativas de los patrones de riqueza de especies, y mostró que los sitios situados a baja elevación estuvieron separados más claramente de los otros sitios. La heterogeneidad ambiental por sí misma no controló la distribución de la diversidad de especies, aunque las especies estuvieron afectadas por los filtros ambientales en diferentes estados de su ciclo de vida, por ejemplo, la proximidad al agua fue significativa para los árboles jóvenes y las plántulas pero no para los adultos. Las perturbaciones antropogénicas actuaron sinérgicamente. Por ejemplo, los senderos jugaron un papel clave a la hora de determinar la estructura y los patrones de diversidad de los árboles. Un hallazgo importante es que las perturbaciones humanas disminuyen la diversidad de especies en este BTS, y que los sitios localizados en altitudes bajas estaban más perturbados y eran menos diversos. Existe, por tanto, la necesidad de estudiar cómo los factores ambientales actuarían si no existieran perturbaciones antropogénicas. Los detalles completos de este estudio pueden verse en Williams-Linera y Lorea (2009).

No hayamos diferencias entre los modelos GLIM con o sin interacciones que utilizaron los atributos del parche y las variables ambientales como predictores de la riqueza de especies de árboles. Por tanto, en todos los análisis presentados aquí, se han seleccionado los modelos sin interacciones y con el menor número de parámetros. Los resultados mostraron un efecto significativo del sitio de estudio y el país en los patrones de riqueza de especies, pero no encontramos efectos del área del parche ni de la altitud (**Tabla 4.2**). También encontramos un efecto significativo de la elevación y el sitio, pero no del área del parche, en la densidad de árboles adultos de los parches remanentes en todos los sitios (**Tabla 4.3**). Con respecto a la riqueza de especies de plántulas de árboles, encontramos efectos significativos de la elevación, el sitio y el país, pero no del área del parche (**Tabla 4.4**). Finalmente, para la variación en la densidad de plántulas de árboles en los parches de bosque, no encontramos efectos significativos del ambiente, las variables de los parches, el sitio ni el país (**Tabla 4.5**).

Tabla 4.2 Efectos de la elevación, el área del fragmento de bosque, el país y el sitio de muestreo (Veracruz, Oaxaca y el centro de Chile) en la riqueza de árboles de bosques tropicales secos estacionales (México) y bosques mediterráneos (Chile). Los efectos significativos al nivel de p <0,05 de los modelos son mostrados con *.

	Estimador	**Error estándar**	**Valor T**	**Probabilidad – ItI**
Elevación	–3,11	1,74	–1,78	0,07
Área fragmento	0,85	0,47	1,81	0,073
País	22,6	2,05	11,0	<0,001*
Sitio de muestro	–6,30	0,78	–8,04	<0,001*

Tabla 4.3 Efectos del área del fragmento, la elevación, el sitio de muestro (Veracruz, Oaxaca y centro de Chile) y el país en la abundancia de árboles en bosques tropicales secos estacionales (México) y bosques mediterráneos (Chile). Los resultados fueron obtenidos mediante un modelo GLIM, los efectos significativos están marcados con un asterisco.

	Estimador	**Error estándar**	**Valor T**	**Probabilidad – ItI**
Altitud	0,0004920	0,0001830	2,688	0,009*
Área fragmento	–0,0001411	0,0001286	–1,097	0,277
País	—	—	—	—
Sitio de muestro	0,5517715	0,1830766	3,014	0,004*

Tabla 4.4 Efectos del área del fragmento, la elevación, el sitio de muestro (Veracruz, Oaxaca y centro de Chile) y el país en la riqueza de plántulas de árboles en bosques tropicales secos estacionales (México) y bosques mediterráneos (Chile). Los resultados fueron obtenidos mediante un modelo GLIM, los efectos significativos están marcados con un asterisco.

	Estimador	**Error estándar**	**Valor T**	**Probabilidad – ItI**
Altitud	9,224e–03	2,329e–03	3,960	<0,001*
Área fragmento	4,737e–04	6,211e–04	0,763	0,448
País	4,587e+01	5,591e+00	8,205	<0,001*
Sitio de muestro	3,329e+01	4,881e+00	–6,820	<0,001*

Tabla 4.5 Efectos del área del fragmento, la elevación, el sitio de muestro (Veracruz, Oaxaca y centro de Chile) y el país en la abundancia de plántulas de árboles en bosques tropicales secos estacionales (México) y bosques mediterráneos (Chile). Los resultados fueron obtenidos mediante un modelo GLIM, los efectos significativos están marcados con un asterisco.

	Estimador	**Error estándar**	**Valor T**	**Probabilidad – ItI**
Altitud	0,0017392	0,0018324	0,949	0,346
Área fragmento	0,0007402	0,0004885	1,515	0,135
País	6,8388384	4,3976176	1,515	0,125
Sitio de muestro	–7,0301651	3,8390390	–1,831	0,072

Todos los análisis presentados mostraron efectos significativos o marginalmente significativos (p = 0,05 a 0,1) del sitio de muestreo en la riqueza de árboles. En otras palabras, los resultados fueron dependientes de la región específica de México o Chile donde estaban los bosques secos. Además, la elevación estuvo positiva y significativamente relacionada con la densidad de árboles y la riqueza de plántulas en todos los sitios. Esto quiere decir que los parches localizados a gran elevación presentaron generalmente mayores densidades de árboles y mayor regeneración, aunque no encontramos tendencias significativas en la riqueza de especies de los árboles adultos. Al mismo tiempo, los parches localizados a gran elevación presentaron más especies de plántulas de árboles, aunque no mayores densidades, que los parches localizados a una altitud más baja. En los análisis de ambos países, el área del parche remanente no tuvo efectos en la riqueza de especies de árboles o plántulas.

Algunos estudios llevados a cabo en otros tipos de bosques han atribuido la baja riqueza de especies encontrada a mayores elevaciones a los factores de estrés ambiental propios de la elevación alta, como son las condiciones climáticas más duras y los suelos infértiles (Rahbek, 1995; 1997; Bachman *et al*., 2004; Smith-Ramírez *et al*., 2007). Sin embargo, no tenemos conocimiento de estudios anteriores donde se haya detectado un aumento de la diversidad de árboles con la altitud. Potencialmente, los cambios en la duración de la estación seca y de la disponibilidad de humedad a diferente altitud pudieron influir en la riqueza de especies de plántulas y adultos. En las colinas de la costa de Chile, la niebla oceánica cubre las cimas de las montañas por encima de los 500–600 m de altitud. Consecuentemente, estas zonas reciben significativamente más precipitación que las zonas bajas (del-Val *et al*., 2006). Este fenómeno pudo afectar de manera positiva al reclutamiento y la supervivencia de las especies de árboles, al aumentar la heterogeneidad del hábitat y los recursos. Además, los patrones encontrados para los árboles en relación a la altitud no son los mismos que para las herbáceas y arbustos. En los bosques esclerófilos secos chilenos, las mayores riquezas de especies de bulbos y herbáceas se dieron en las zonas bajas. Consecuentemente, si todas las especies de plantas (leñosas y no leñosas) fueran incluidas en los análisis, el mayor número de especies sería encontrado en elevaciones bajas (U Chile, 2007).

Dado que la vegetación de las zonas bajas de Chile (Armesto *et al*., 2010), Veracruz (Williams y Lorea, 2009; **Recuadro 4.8**) y, probablemente, Chiapas (Neptalí Ramírez-Marcial, comunicación personal) están afectadas por un mayor impacto antropogénico, es probable que dos factores importantes, la altitud y el impacto antropogénico, estén actuando juntos, o bien que uno de ellos esté enmascarando los efectos del otro. Por ejemplo, en el centro de Chile, la distancia desde los fragmentos de bosque a las ciudades y pueblos está negativamente correlacionado con la riqueza de especies leñosas (Becerra *et al*., manuscrito no publicado) La importancia relativa de ambos factores debería esclarecerse en futuros estudios.

Conclusiones

Una de las decisiones más importantes con respecto a los programas de restauración es decidir dónde llevar a cabo las acciones de restauración para obtener los mejores resultados, en términos de tasas de recuperación de la cobertura de la vegetación nativa y de la riqueza de especies. Las preguntas clave son: ¿es la riqueza de árboles mayor en los fragmentos de bosque grandes, en los medianos o en los pequeños? ¿Cuál es el umbral de tamaño de los fragmentos que podría mantener la mayor riqueza de árboles o densidad de regeneración? ¿Qué factores físicos son importantes a la hora de seleccionar lugares para la restauración? Nuestra investigación no identificó una respuesta estándar para estas cuestiones, las cuales son válidas para todos los bosques secos analizados. Al contrario, el efecto del sitio (país y provincia) fue más fuerte que otros efectos, subrayando la importancia del contexto local cuando se identifican las prioridades de restauración. Los resultados sugieren que la restauración puede probablemente tener más éxito, en términos de su impacto en la riqueza de especies, cuando las actividades de restauración son llevadas a cabo en áreas localizadas a mayor elevación que en áreas localizadas a baja elevación y cuando el tamaño de los fragmentos remanentes son relativamente grandes. Sin embargo, las condiciones de cada sitio deben ser analizadas separadamente. Concluimos que los factores ambientales relacionados con la variación en la elevación y otras variables específicas asociadas con la historia de las perturbaciones en cada área de estudio son determinantes importantes de la diversidad de árboles adultos y plántulas en los bosques secos de América Latina. Los efectos derivados del impacto local antropogénico deberían ser analizados separadamente para entender bien los procesos que explican los patrones actuales de riqueza de especies en cada región.

Paisaje deforestado de bosque seco en Chiapas, México. Foto: R. Vaca

Referencias bibliográficas

Arias, M., Bianchi, A. 1996. Estadísticas climatológicas de la Provincia de Salta. INTA, Salta, Argentina.

Armesto, J.J. Martínez, J.A. 1978. Relations between vegetation structure and slope aspect in the mediterranean region of Chile. Journal of Ecology 66: 881–889.

Bachman, S., Baker, W. J., Brummitt, N., Dransfield, J., Moat, J. 2004. Elevational gradients, area and tropical island diversity: an example from the palms of New Guinea. Ecography 27: 299–310.

Balvanera, P., Aguirre, E. 2006. Tree diversity, environmental heterogeneity, and productivity in a Mexican tropical dry forest. Journal Biotropica. 38: 479–491.

Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe, C., Islas, A. 2002. Patterns of beta-diversity in a Mexican tropical dry forest. Journal of Vegetation Science 13: 145–158.

Becerra, P., Smith-Ramírez, C., Echeverría, C., Armesto, J. 2010. Effect of landscape fragmentation on plant communities in Central Chile. Manuscrito no publicado.

Bennet, A.F. 2003. Linkages in the landscape. The role of the corridor and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Cambridge.

Bianchi, A., Yáñez, C. 1992. Las precipitaciones en el noroeste argentino, Second edition. INTA, Salta, Argentina.

Bond, W.J. 1983. On alpha diversity and the richness of the Cape flora: a study in the southern Cape fynbos. En: Kruger, F.J., Mitchel D.T., Jarvis, J.U.M. (eds.), Mediterranean type ecosystems: the role of nutrients. Springer-Verlag. New York: pp. 337–356.

Breedlove, D.E. 1981. Flora of Chiapas. Part I: Introduction to the Flora of Chiapas. California Academy of Sciences. San Francisco, USA.

Brown, A.D., Grau, H.R., Malizia, L.R., Grau, A. 2001. Argentina. En: Kappelle, M., Brown, A.D. (eds.), Bosques nublados del Neotrópico. Instituto Nacional de Biodiversidad, San José, Costa Rica: pp. 623–659.

Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. 1995. Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Burnham, K.P., Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical-theoretic approach, Second edn. Springer,Verlag, New York.

Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Editorial Acme, Buenos Aires, Argentina.

Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. Conservation Biology 15: 91–97.

Connor, E.F., McCoy, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. American Naturalist 113: 791–833.

Debussche, M., Isenmann, P. 1994. Bird-dispersed seed rain and seedling establishment in patchy Mediterranean vegetation. Oikos 69: 414–426.

Del Pozo, A.H., Fuentes, E.R., Hajek, E.R., Molina J.D. 1989. Zonación microclimática por efecto de los manchones de arbustos en el matorral de Chile central. Revista Chilena de Historia Natural 62: 85–94.

del-Val, E., Armesto J., Barbosa O., Chriestie D., Gutierrez A., Clive J., Marquet, P., Weathers, K. 2006. Rain forest islands in the Chilean semi-arid region: fog-dependency, ecosystem persistence and tree regeneration. Ecosystems 9: 598–608.

Di Castri, F., Hajek, E. 1976. Bioclimatología de Chile. P. Universidad Católica de Chile, Santiago.

Drinnan, I.N. 2005. The search for fragmentation thresholds in a southern Sydney suburb. Biological Conservation 124: 339–349.

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.

Forman, R.T.T., Gordon, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley and Sons, New York.

Fuentes, E.R., Otaíza, R.D., Alliende, M.C., Hoffmann, A.J., Poiani, A. 1984. Shrub clumps of the Chilean matorral vegetation: structure and possible maintenance mechanisms. Oecologia 62: 405–411.

Gallardo-López, F., Riestra-Díaz, D., Aluja-Schunemann, A., Martínez-Dávila, J.P. 2002. Factores que determinan la diversidad agrícola y los propósitos de producción en los Agroecosistemas del municipio de Paso de Ovejas, Veracruz, México. Agrociencia 36(4): 495–502.

Gentry, A.H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.). Seasonally dry tropical forests, Cambridge University Press, Cambridge, UK: pp. 146–194.

Gillespie, T.W., Grijalva, A., Farris, C.N. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. Plant Ecology 147: 37–47.

Gordon, J.E., Hawthorne, W.D., Reyes-Garcia, A., Sandoval, G., Barrance, A.J., 2004. Assessing landscapes: a case study of tree and shrub diversity in the seasonally dry tropical forests of Oaxaca, Mexico and southern Honduras. Biological Conservation 117: 429–442.

Harris L. 1984. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago Press, Chicago.

Hersperger, A.M., Forman R.T.T. 2003. Adjancency arrangement effects on plant diversity and composition in woodland patches. Oikos 1001: 279–290.

Hobbs, R.J. 2001. Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in southwestern Australia. Conservation Biology 15: 1522–1528.

Holt, R.D., Robinson, G.R., Gaines, M.S. 1995. Vegetation dynamics in an experimentally fragmented landscape. Ecology 76: 1610–1624.

Honnay, O., Hermy, M., Choppin. P. 1999. Effects of area, age, and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. Biological Conservation 87: 73–84.

Hueck, K. 1972. As florestas da América do Sul. Ecología, composiçaõ e importancia economica. Universidade de Brasilia and Editora Poligono S.A. São Paulo, Brazil.

Huston, M.A. 2004. Management strategies for plant invasions: manipulating productivity, disturbance, and competition. Diversity and Distribution 10: 167–178.

Kemper, J., Cowling, R.M., Richardson, D.M. 1999. Fragmentation of South African renosterveld shrublands: effects on plant community structure and conservation implications. Biological Conservation 90: 103–111.

Kitzberger, T. 1995. Fire regime variation along a northern Patagonian forest-steppe gradient: stand and landscape responses, Ph.D. thesis, Department of Geography, Univ. Colorado, Colorado, USA: pp. 1–203.

Kitzberger, T., Pérez, A., Iglesias, G., Premoli, A., Veblen, T. 2000. Distribución y Estado de conservación del alerce (*Fitzroya cupressoides* (Mol.) Johnst.) en Argentina. Bosque 21: 79–89.

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Laurance S.G. 1998b. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. Ecology 79: 2032–2040.

Laurance, W.F., Gascon, C. Rankin-de Merona, J.M. 1998a. Predicting effects of habitat destruction on plant communities: a test of a model using Amazonian trees. Ecological Applications 9: 548–554.

Laurance, W.F., Perez-Salicrup, D., Delamonica, P., Fearnside, P.M., D´Angelo, S., Jerozolinski, A., Pohl L., Lovejoy, T.E. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. Ecology 82: 105–116.

Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A., Stork, N.E., Srivastava, D.S., Watt, A.D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. Nature 391: 72–76.

Lepš, S., Šmilauer, P., 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press.

Lott, E.J., Bullock, S.H., Solís-Magallanes, J.A. 1987. Floristic diversity and structure of Upland and Arroyo forests of coastal Jalisco. Biotropica 19: 228–235.

Malizia, L.R. 2004. Diversity and distribution of tree species in subtropical Andean forest. Doctoral thesis. University of Missouri, St. Louis, USA.

Matlack, G.R. 1994. Plant species migration in a mixed-history forest landscape eastern North America. Ecology 75: 1491–1502.

Matteucci, S.D., Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación, Serie Biología, Monografía 22. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D.C.

Mcgarigal, K. and Marks, B. 1994, FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon.

Méndez, M., García, D., Maestre, F.T., Escudero, A. 2008. More ecology is needed to restore Mediterranean ecosystems: a reply to Valladares and Gianoli. Restoration Ecology 16: 210–216.

Miranda, F., and Hernández-X., E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Boletín de la Sociedad Botánica de México 28: 29–179.

Petit, R.J., Bialozyt, R., Garnier-Géré P., Hampe A. 2004. Ecology and genetics of tree invasions: from recent introductions to Quaternary migrations. Forest Ecology and Management 197: 117–137.

Prado, D.E. 2000. Seasonally dry forest of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. Edinburgh Journal of Botany 57 (3): 437–461.

Quinn, J.F., Harrison, S.P. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. Oecologia 75: 132–140.

R Development Core Team, 2005. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3–900051–07–0. < http://www.R-project.org>.

Raffaele, E., Veblen, T. 1998. Facilitation by nurse shrubs on resprouting behavior in a postfire regeneration of matorral in northwest Patagonia, Argentina. Journal of Vegetation Science 9: 693–698.

Rahbek, C. 1995. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? Ecography 18: 200–205.

Rahbek, C. 1997. The relationship among area, elevation, and regional species richness in Neotropical birds. The American Naturalist 149: 875–902.

Richerson, P.J., Lum, K. 1980. Patterns of plant species diversity in California: relation to weather and topography. *The American Naturalist* 116(4): 504–536.

Rohde, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. Oikos 65: 514–527.

Rohde, K., Heap, M., Heap, D. 1993. Rapoport's rule does not apply to marine teleosts and cannot explain latitudinal gradients in species richness. American Naturalist 142:1–16.

Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 504pp.

Segura, G., Balvanera, P., Durán, E., Pérez, A. 2003. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. Plant Ecology 169: 259–271.

Seibert, P. 1982. Carta de vegetación de la región de El Bolsón y su aplicación a la planificación del uso de la tierra. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Buenos Aires, Argentina. 120 pp.

Simonetti, J.A., Moraes, M., Bustamante R.O., Grez, A.A. 2001. Regeneración de bosques tropicales fragmentados del Beni. En: Mostasedo, B., Fredericksen, T.S. (eds.), Regeneración natural y silvicultura en los bosques tropicales de Bolivia. Bolfor, Santa Cruz: pp. 139–155.

Smith-Ramírez, C., Pliscoff, P., Díaz, D., Valdovinos, C., Méndez, M., Samaniego, H. 2007. Distribution patterns and biodiversity hotspots of flora and fauna in the Coastal Range of Southern Chile: integrating natural history and GIS. Biodiversity and Conservation 16: 2627–2634.

Soulé, M. E., Alberts, A.C., Bolger, D.T. 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. Oikos 63: 39–47.

Tabarelli, M., Mantovani W., Peres. C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild struture in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. Biological Conservation 91: 119–127.

Tejedor, N. 2007. Preliminary assessment of the structure and composition of Chiapas' dry forest in response to anthropogenic disturbance. MSc thesis. School of Conservation Sciences, Bournemouth University, Poole.

Trejo, I., Dirzo, R. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. Biodiversity and Conservation 11: 2063–2048.

U Chile, 2007. Profundización de la línea de base ambiental y ecológica del sector de mayor valor ecológico del cordón de Cantillana. Elaborado para CONAMA-GEF-PNUD.

White, D.A. Hood, C.S. 2004. Vegetation patterns and environmental gradients in tropical dry forests of the northern Yucatan Peninsula. Journal of Vegetation Science 15(2): 151–161.

Williams-Linera, G., Lorea, F. 2009. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. Biodiversity and Conservation 18: 3269–3293.

Willson, M. F., Morrison, K., Sieving, K.E., De Santo, T.L., Díaz I., Santisteban, L. 2001. Predation risk to bird nests: patterns in a Chilean agricultural landscape. Conservation Biology 15: 447–456.

Woodward, F. 1987. Climate and plant distribution. Cambridge University Press, Cambridge. 158 pp.

5 ANÁLISIS EXPERIMENTAL DE LAS TÉCNICAS DE RESTAURACIÓN DE LOS BOSQUES SECOS

G. Williams-Linera, C. Alvarez-Aquino, A. Suárez, C. Blundo, C. Smith-Ramírez, C. Echeverría, E. Cruz-Cruz, G. Bolados, J.J. Armesto, K. Heinemann, L. Malizia, P. Becerra, R.F. del Castillo, R. Urrutia

Introducción

La restauración del paisaje forestal de los bosques secos de las Américas es una prioridad urgente. Los bosques estacionales secos tropicales, subtropicales y templados de México, Chile y Argentina están representados por un amplio abanico de diferentes tipos de bosque, desde los bosques secos tropicales caducifolios mexicanos, los bosques secos esclerófilos y caducifolios chilenos, los bosques secos subtropicales estacionales argentinos – incluyendo los bosques premontanos andinos – y los bosques de transición hacia el bosque seco del Chaco, hasta el ecotono del bosque-estepa de las laderas orientales de los Andes patagónicos. Todos estos bosques comparten el hecho de estar muy amenazados por la deforestación (Capítulo 2), las plantaciones de especies exóticas, la sobrexplotación (principalmente de madera para combustible), la transformación en tierras de cultivo y la cría de ganado. A nivel mundial, los ecosistemas de bosque seco se han visto degradados por el uso insostenible del suelo, lo que puede alterar la estructura y la composición de las masas forestales, así como reducir la densidad de árboles y la extensión de la cobertura del dosel. Estos efectos pueden tener impactos negativos serios en los procesos ecológicos que influyen en la dinámica del bosque, incluyendo la dispersión y germinación de las semillas, así como el establecimiento y crecimiento de las plántulas. Como resultado, la capacidad de regeneración natural de los bosques puede ser deteriorada de manera significativa, reduciéndose la viabilidad de los parches de bosque remanentes, además de amenazar la provisión de los servicios ecosistémicos a las comunidades locales y la biodiversidad asociada a estos ecosistemas. Por tanto, el desarrollo de propuestas de restauración exitosas depende de llegar a comprender la capacidad de regeneración del bosque y cómo las diferentes actividades humanas influyen en ésta.

Cada vez con mayor frecuencia, la restauración ecológica es adoptada como una manera de abordar el uso del suelo en áreas que han sufrido degradación ecológica debido al impacto humano (por ej. Lindenmayer y Franklin, 2002; Lamb y Gilmour, 2003; Mansourian *et al*., 2005). Rey Benayas *et al.* (2009) resumieron los tipos de actividades antropogénicas que degradan los ecosistemas y las acciones de restauración que actualmente se llevan a cabo para solucionar este problema. Típicamente, estas acciones se enfocan en la reducción o la eliminación de los factores que causan la degradación ambiental y/o en el restablecimiento de los componentes ecosistémicos clave, para así influir en la tasa y dirección de la recuperación. El enfoque más sencillo es la restauración pasiva o el cese de la acción causante de la degradación, acompañada por la recuperación mediante procesos naturales, mientras que otras medidas activas incluyen acciones como son la plantación de árboles (Rey Benayas *et al*., 2009).

El desarrollo de planes de restauración exitosos depende, en parte, de lo bien que se comprenda la capacidad de regeneración natural que tienen las masas forestales, y cómo este proceso se ve influido por la actividad humana. Los principales métodos usados para la restauración forestal incluyen fomentar la regeneración natural y el establecimiento artificial de árboles dentro o alrededor de las masas forestales degradadas. En situaciones donde los bosques están tan degradados que la regeneración natural no es adecuada, es preferible el desarrollo de métodos artificiales. Para desarrollar ambas aproximaciones es necesario comprender los procesos sucesionales de las comunidades de bosque seco (Quesada *et al*., 2009) y los factores que influyen en el establecimiento y crecimiento de las plántulas de árboles en sitios degradados.

Las investigaciones recientes llevadas a cabo en zonas secas se han centrado en la restauración desde la perspectiva de la regeneración natural (Aronson *et al*., 2005). En este sentido, es necesario comprender los factores que influyen en la sucesión con el objetivo de aprovechar los mecanismos de regeneración natural (Walker *et al*., 2007). Griscom *et al*. (2009) incluyeron en sus recomendaciones para los estados iniciales de la sucesión forestal la exclusión del ganado, la toma de decisiones específicas para cada sitio en relación a la aplicación de herbicidas y la conservación activa y protección de las zonas riparias que funcionan como fuentes de propágulos. Vieira y Scariot (2006a) consideraron la ecología de la regeneración de los bosques tropicales secos como una herramienta para restaurar las tierras perturbadas. Es necesario tener en cuenta factores como la recolección de semillas, la siembra, el crecimiento de las plántulas y la capacidad de rebrote como mecanismos importantes de la regeneración. Respecto a la regeneración natural, diferentes estudios llevados a cabo en los bosques secos han examinado los bancos de semillas como fuentes de propágulos (Uasuf *et al*., 2009), la lluvia de semillas (Ceccon y Hernández, 2009), o el destino de las semillas por desecación o depredación por insectos en potreros abandonados (Vieira y Scariot, 2006a). Sin embargo, los resultados indican que el número de especies del banco de semillas y la cantidad de semillas almacenadas en el suelo son característica y relativamente bajos, de manera que los procesos de regeneración natural requieren ayuda mediante la siembra directa de semillas, la siembra de plántulas y la manipulación del lugar para mejorar las condiciones ambientales para el establecimiento y crecimiento de las plántulas (Uasuf *et al*., 2009).

El enriquecimiento mediante siembra (Griscom *et al.*, 2005), junto con la introducción de plántulas en bosques talados (Vieira *et al*., 2007), también han sido evaluados como herramientas potenciales de restauración que pueden complementar la regeneración natural. Además, también es posible acelerar la sucesión forestal y mejorar las técnicas de siembra, si se consideran el uso de fertilizantes, la inoculación de micorrizas, el riego y los herbicidas. Obviamente, el ganado debe de ser eliminado antes de iniciarse la siembra (Griscom *et al*., 2005; Montagnini, 2005).

Otras tentativas de restauración han estudiado el crecimiento y la productividad de las especies nativas en plantaciones mixtas y puras, comparándolos con los de especies exóticas ampliamente usadas como es el caso de *Tectona grandis* en México y Centro América. Existe un consenso sobre el uso preferencial de plantaciones mixtas con especies nativas por su contribución a la gestión sostenible; las plantaciones con una sola especie tienen generalmente un bajo valor de biodiversidad y no proporcionan un abanico tan grande de bienes y servicios como los bosques naturales, mientras que es probable que las plantaciones mixtas aumenten este abanico de beneficios (Piotto *et al*., 2004; Montagnini, 2005).

Plantón de *Maytenus spp*. plantado en Chile. Foto: C. Echeverría

Árbol nodriza en Chile. Foto: C. Echeverría

Se han adoptado varios enfoques respecto a la restauración de sistemas secos. Por ejemplo, el uso de especies de cercas vivas como una herramienta de restauración tiene la ventaja de que las especies de árboles se plantan de manera vegetativa; las especies pueden actuar como focos para el reclutamiento de semillas al atraer a los dispersores de semillas, así como proporcionar sombra para mejorar las condiciones microclimáticas para el establecimiento de las plántulas (Zahawi, 2005). Por otro lado, el uso de los pulsos de precipitación es esencial para la regeneración de las zonas secas. Cada vez tenemos mayor capacidad para predecir los efectos que tiene El Niño (ENSO), lo que puede ser útil para mejorar las estrategias de gestión durante la restauración de los ecosistemas degradados (Holmgren *et al.*, 2001). Dado que los ecosistemas secos dependen de los pulsos de precipitación para su regeneración, entender el efecto complejo de las condiciones oceánicas puede ser fundamental para la gestión y restauración ecológica (Caso *et al.*, 2007).

Otro factor importante es la selección de especies para las actividades de restauración. Las preferencias de la población local deben tomarse en cuenta a la hora de planificar la restauración (ver Capítulo 6, Montagnini, 2005; Suárez *et al.,* enviado). Garibaldi y Turner (2004) sugirieron que no sólo se restaura el paisaje sino también la capacidad de mejorar la diversidad por parte de las comunidades que viven en estos paisajes. Estos autores proponen identificar especies clave a nivel cultural que tengan más de una función; a menudo estas funciones están apoyadas y facilitadas por otras especies que no son clave. Las especies culturales clave pueden tener un papel fundamental en la restauración. Además, la restauración de los remanentes de bosque con estas especies puede aumentar su valorización por los usuarios locales. Dado que se ha identificado un patrón no aleatorio de degradación forestal, existe el riesgo potencial de perder los bosques más degradados si no se aplican planes de restauración activos (Tarrasón *et al.,* 2010).

En este capítulo se describen una serie de experimentos y muestreos de campo llevados a cabo con el fin de identificar los principales factores limitantes para el establecimiento y crecimiento de especies arbóreas en rodales de bosque degradado, y para determinar cómo estas limitaciones pueden ser superadas mediante intervenciones prácticas de manejo (ver también los **Recuadros 5.1–5.11** para investigaciones relacionadas). Los experimentos examinaron el establecimiento natural y artificial de las especies arbóreas sometidas a diferentes enfoques de manejo, haciendo énfasis en aquellas especies con importancia para la conservación y/o socioeconómica que mejorarán el valor de los recursos forestales para las comunidades locales. Los objetivos de esta investigación fueron los siguientes: (1) ensayar técnicas de restauración forestal y de recuperación de tierras para invertir la degradación y pérdida de los ecosistemas de bosque seco mediante un programa de estudios y experimentos en campo; (2) identificar los procesos ecológicos clave que limitan el establecimiento y crecimiento de especies nativas de árboles amenazados y/o socio-económicamente importantes en sitios de bosque degradados; y (3) identificar los métodos apropiados de restauración de ecosistemas de bosque seco que contribuyan tanto a la conservación como a la restauración de la biodiversidad y al desarrollo económico de las comunidades locales. En este capítulo se presentan los resultados de los experimentos desarrollados en cada área de estudio y se identifican los procesos ecológicos clave limitantes del establecimiento y crecimiento de las especies nativas en bosques degradados. Además, se discuten las implicaciones que estos resultados puedan tener en la identificación de los métodos apropiados para la restauración de los ecosistemas de bosque seco que contribuyen a la conservación y restauración de la biodiversidad, así como al desarrollo económico de las comunidades locales.

Dentro del proyecto ReForLan se estudiaron dos aproximaciones prácticas para la restauración forestal: (i) el estímulo de la regeneración natural y (ii) el establecimiento artificial de las especies arbóreas en rodales de bosque degradado o deforestado. Se llevaron a cabo diferentes experimentos de restauración complementarios en seis regiones secas de América Latina, lo que permite tener una visión amplia de los retos que la restauración ecológica práctica debe afrontar. Además, otros estudios nos han permitido explorar los aspectos relacionados con la restauración activa y la pasiva de las zonas secas. Los enfoques experimentales variaron en las áreas de estudio según las circunstancias limitantes locales. En conjunto, las diferentes aproximaciones presentadas aquí son clave para identificar soluciones a los problemas de las zonas secas degradadas de América Latina. Las áreas experimentales se localizaron en tres países: Chile (el Valle Central y la Cordillera de la Costa), Argentina (noroeste y Patagonia) y México (Veracruz y Oaxaca). Otros estudios relacionados con las actividades de restauración (no en plantaciones) fueron llevados a cabo en algunas de las áreas mencionadas y en Chiapas, México. Las características generales de cada región se presentaron en el Capítulo 1.

Recuadro 5.1 La ganadería holística y la restauración del paisaje en Chiapas, México

B.G. Ferguson y R. Alfaro Arguello

La transformación masiva de bosques tropicales en pastizales ha sido, quizá, el cambio en el uso del suelo más importante sufrido en América Latina durante la segunda mitad del siglo XX (Kaimowitz, 1996). Como consecuencia, la restauración forestal típicamente se lleva a cabo dentro de paisajes dominados por la cría de ganado, y su éxito depende de su compatibilidad con la gestión de las fincas ganaderas. En los trópicos americanos, la ganadería se ha basado en los monocultivos de gramíneas, un modelo de producción que amenaza la cobertura forestal a escala de pastizal y de paisaje, debido a su ineficiencia, naturaleza extensiva y dependencia del fuego y los herbicidas (Villafuerte *et al.*, 1997; Savory *et al*., 1999; Sánchez *et al*., 2003; Szott *et al.*, 2000, Roman-Cuesta *et al.*, 2003; Vieira y Scariot; 2006b). La degradación del suelo y del potrero, así como la pérdida de biodiversidad, aumentan la dependencia de los herbicidas, pesticidas, fertilizantes y suplementos alimenticios, reduciéndose el margen de beneficios y conduciendo a la mayor expansión de los pastizales.

Para romper este círculo vicioso, un pequeño grupo de ganaderos del Valle Central de Chiapas ha cambiado su modo de producción convencional hacia un marco de gestión integral u holístico (GH) (Savory *et al*., 1999). La GH se centra en las relaciones existentes entre la tierra, la gente y sus comunidades y está diseñada para enfrentarse a los desafíos que supone gestionar una tierra donde la humedad es muy desigual a lo largo del año, como son las zonas de bosque tropical seco. En 1994, estos diez ganaderos formaron un club de 'Pastoreo Intensivo Técnico' ('PIT Las Villas'). En 2007 documentamos los avances de los siete miembros que aún quedaban, comparando la gestión, la comunidad de plantas y los suelos con los de 14 ranchos ganaderos 'convencionales' vecinos (Alfaro Arguello, 2008; Ferguson *et al*., en revisión).

Los elementos clave del manejo observados en cada una de las fincas holísticas incluyeron

- Numerosas divisiones del pastizal mediante pastores eléctricos y cercas vivas;
- Rotaciones frecuentes (al menos una vez al día) del ganado entre las divisiones del pastizal, manteniendo una densidad de ganado elevada y periodos de recuperación adecuados;
- Eliminación completa o casi completa del uso del fuego, herbicidas, pesticidas y fertilizantes químicos;
- Eliminación manual y exclusiva de las plantas que el ganado no consume o que pueden dañarles las ubres;

Recuadro 5.1 (cont.)

- Mantenimiento de reservas de bosque de varias hectáreas de extensión;
- Diversificación de los recursos de forrajeo mediante el uso de árboles y arbustos como *Guazuma ulmifolia*, *Pithecellobium dulce* y *Enterolobium cyclocarpum*, gramíneas y leguminosas herbáceas;
- Diversificación de los productos obtenidos de las fincas (por ej. cerdos, ovejas, aves de corral y miel, ganadería para cría y sementales y madera procedente de talas rotacionales);
- Buen trato y espacio e instalaciones adecuadas para el ganado;
- Compromiso con la experimentación constante, el aprendizaje y el intercambio de conocimientos de ganadero a ganadero; y
- Un proceso planificado orientado hacia la calidad de vida y el bienestar de la comunidad, así como hacia la productividad y los beneficios.

En comparación con sus vecinos convencionales, los ganaderos holísticos han conseguido:

- Mayor producción de leche;
- Reducción de la mortalidad de vacas y terneros;
- Menor dependencia de la compra de productos, incluyendo los agroquímicos, pienso y heno;
- Mejor cobertura herbácea;
- Una capa superior de suelo más profunda; y
- Mayores tasas de respiración microbiana del suelo y aumento de la presencia de lombrices.

También observamos, aunque no se midió, la regeneración del bosque en las colinas que rodean los pastizales, así como una tendencia (no-significativa) hacia un mayor número de árboles en los pastizales holísticos que en los convencionales. De esta manera, la GH aumenta la productividad al mismo tiempo que fomenta la cobertura de árboles en las fincas y paisajes de alrededor. La GH y otros modelos de producción basados en los principios de la agroecología son elementos esenciales de la restauración ecológica de los paisajes de bosque tropical seco. Los esfuerzos de reforestación que no abordan las causas subyacentes de la deforestación no tendrán éxito a largo plazo. Esperamos que la experiencia del PIT Las Villas anime a otros ganaderos, grandes y pequeños, a intentar una GH, y que anime al gobierno a apoyar tales estrategias. En este sentido, es necesario llevar a cabo más investigaciones para identificar la tecnología apropiada y los mecanismos de apoyo y capacitación.

Recuadro 5.2 El papel del ganado en la regeneración del bosque tropical seco en Chiapas, México

B.G. Ferguson, M. Rueda Pérez, G. Pascacio Damián, L. Domínguez Morales, P. Bichier

La falta de dispersión de semillas es una de las barreras más comunes para la regeneración de los bosques neotropicales (Holl, 1999). Curiosamente, el ganado, una característica familiar de muchos paisajes neotropicales, es capaz de moverse entre los diferentes tipos de vegetación, consumiendo y dispersando las semillas de plantas leñosas (Janzen y Martin, 1982; Miceli-Méndez *et al.*, 2008). Miceli-Méndez y colaboradores (2008) identificaron 13 especies de árboles y arbustos dispersadas por el ganado en Chiapas, principalmente en los bosques estacionales

Recuadro 5.2 (cont.)

secos. Estos autores propusieron que la dispersión de semillas por el ganado tiene potencial para el manejo como una herramienta más de la restauración forestal, pero enfatizaron la necesidad de entender mejor la ecología del proceso. En este trabajo exploramos tres aspectos sobre el papel que el ganado puede tener en la sucesión del bosque seco: el banco de semillas presente en los excrementos del ganado, el papel de las especies dispersadas por el ganado como árboles nodriza y la estructura poblacional de una especie dispersada por el ganado en pastizales activos.

Para el estudio del banco de semillas, tamizamos excrementos de ganado y muestras de suelo de 14 ranchos ganaderos en los municipios de Villaflores y Villacorzo. Encontramos mayor diversidad y densidad de semillas de árboles en el estiércol que en los suelos de los pastizales. Las especies arbóreas que dominaron el banco de semillas del estiércol incluyeron *Guazuma ulmifolia* (Sterculiaceae), *Ficus spp.* (Moraceae) y las leguminosas *Enterolobium cyclocarpum* y *Acacia spp.* La densidad de semillas de herbáceas, sin embargo, fue mayor en el suelo que en el estiércol. Sospechamos que estas semillas, más pequeñas y blandas, no sobreviven fácilmente el paso a través del tracto digestivo bovino.

En siete ranchos ganaderos de los mismos municipios cuantificamos la dispersión de semillas y el microclima existente bajo dos especies arbóreas dispersadas por ganado (*Guazuma ulmifolia* y *Pithecellobium dulce*) en pastizales abiertos. Tras un año de captura de semillas con trampas de 36 m^2, recuperamos 55.832 semillas pertenecientes a 173 morfoespecies. Para ambas especies, la lluvia de semillas fue significativamente mayor bajo el dosel que en el campo abierto. Estas diferencias fueron particularmente mayores para semillas de árboles y para semillas de especies dispersadas por animales que consumen sus frutos. La lluvia de semillas detectada a una distancia de la mitad del radio del dosel, hacia fuera del dosel de los árboles, no fue significativamente mayor que la encontrada en campo abierto. El microclima fue significativamente más frío y oscuro bajo la copa de los árboles. Un muestreo complementario de las aves de la zona detectó 104 especies de aves que usan los paisajes de las fincas ganaderas (incluyendo pastizales, vegetación riparia, las líneas de las cercas y los parches de bosque), 30 de estas especies fueron observadas visitando individuos aislados de *G. ulmifolia* y/o *P. dulce*.

También documentamos la estructura poblacional de los árboles de cinco pastizales localizados cerca de la ciudad de Ocuilapa, en el municipio de Ocozocoautla. *Acacia pennatula*, una especie dispersada por el ganado, estuvo presente en los cinco pastizales y fue la especie más abundante de las 25 que encontramos. Esta especie representó el 54% de los 55±33 árboles/ha (diámetro a la altura del pecho ≥10 cm) en nuestro censo del pastizal. En las parcelas de plántulas y árboles juveniles (diámetro a la altura del pecho <5 cm), encontramos 0,93±0,45 individuos/m^2, de los cuales el 99% fueron de *A. pennatula*. Por otro lado, los ganaderos nos informaron que usan al menos el 80% de las especies de árboles que existen en sus pastizales. Por ejemplo, *Acacia pennatula* se usa como forraje y sombra para el ganado, madera para postes y construcción y, principalmente, como leña.

En conjunto, estos tres estudios demuestran que: el ganado es un dispersor efectivo de diferentes especies de árboles de bosque seco comunes en los pastizales; las aves visitan frecuentemente estos árboles del paisaje agrícola; los árboles de tamaño moderado dispersados por el ganado actúan como foco para la dispersión de semillas y como núcleo para el establecimiento de plántulas de árboles; y los ganaderos valoran y protegen algunos árboles dispersados por el ganado. En efecto, estos son sistemas silvopastoriles autóctonos que surgen de las prácticas de gestión local de los pastizales. Comprender cómo funcionan estos sistemas contribuirá a las nuevas estrategias de restauración del bosque seco mediante la gestión ganadera. Además, el reconocimiento de estos sistemas agroforestales como tales puede justificar cambios en las políticas de gestión de los recursos naturales, que aprueben y promuevan estos sistemas como elementos de los paisajes culturales sostenibles.

Recuadro 5.2 (cont.)

Figura 1 Plántulas y semillas de *Acacia pennatula* (abajo, a la derecha), en excrementos de ganado en una finca ganadera de Ocuilapa, Chiapas, México.

Recuadro 5.3 Evaluación de las plantaciones comerciales y su gestión en el bosque tropical seco de la región de Paso de Ovejas, México

R.A. Pedraza Pérez

En México existen dos programas administrados por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) para acceder a los incentivos del gobierno y para establecer árboles en plantaciones. Uno de estos programas es el llamado 'Pro Árbol', antes conocido como PRONARE (Programa Nacional de Reforestación 1992–2001), el cual distribuye árboles previamente obtenidos en viveros y proporciona otros servicios de apoyo relacionados con la reforestación, así como con el mantenimiento y protección de las áreas reforestadas. El otro programa es conocido como PRODEPLAN (Programa para el Desarrollo de Plantaciones Comerciales), que empezó a operar en 1997 y fue rediseñado en 2001. El principal objetivo de PRODEPLAN es fomentar la producción de la industria forestal para que ésta tenga precios competitivos, además de generar empleos y disminuir la presión sobre los bosques naturales. PRODEPLAN apoya el establecimiento, mantenimiento, primas de seguros, apoyo técnico y desarrollo de los cultivos forestales. Este programa también busca fuentes de financiación para el cultivo y gestión de las especies forestales en tierras agrícolas que han perdido su vegetación nativa, con la finalidad de

Seguimiento de plantones en el centro de Veracruz, México. Foto: C. Alvarez

Montículo prehispánico en Acazónica, México. El bosque tropical seco del centro de Veracruz cuenta con numerosos restos de asentamientos prehispánicos (del 600 al 1.500 DC). Foto: G. Williams-Linera

Recuadro 5.3 (cont.)

producir madera y materiales no-maderables para la comercialización o industrialización. Las especies nativas de las zonas tropicales más usadas son la caoba (*Swietenia macrophylla*) y el cedro (*Cedrela odorata*), mientras que las especies exóticas son la teca (*Tectona grandis*), el haya blanca (*Gmelina arborea*) y el cedro rosa (*Acrocarpus frainifolius*).

El objetivo principal de este estudio fue determinar el número y tipo de plantaciones establecidas en el bosque tropical seco del centro de Veracruz, México, basándonos en la lista de los censos oficiales. Para ello seleccionamos diez casos con el objetivo de determinar qué finalidad perseguían los agricultores cuando establecieron las plantaciones. Estudiamos el rendimiento de las especies seleccionadas y de los árboles establecidos en términos de supervivencia, altura, diámetro y volumen de madera comercial. Las diez plantaciones fueron seleccionadas en función de los siguientes criterios: (a) forma de vida de árbol, (b) plantaciones de al menos una hectárea de superficie y (c) árboles individuales plantados juntos. En cada plantación medimos todos los árboles encontrados en diez parcelas de 10 × 10 m. También contamos los espacios vacíos y los tocones y obtuvimos información adicional mediante entrevistas con los propietarios. Asimismo, registramos la edad y densidad de las plantaciones. Finalmente, comparamos la supervivencia, la altura total y la altura comercial y el incremento medio anual (IMA) en los distintos sitios y para las diferentes especies.

Sólo 39 de los 119 casos registrados entre los años 2000 y 2006 cumplieron los criterios de selección, aunque éstos representaron el 70% del total de la superficie plantada (alrededor de 1.100 ha). Esto significa que en la mayoría de los casos o se plantaron pocos árboles o se hizo de manera dispersa. Las especies preferidas fueron *Casuarina equisetifolia*, *Cedrela odorata* y *Swetenia macrophylla*. Las plantaciones de árboles resultaron insuficientes, forzándonos a usar casos de otros años para completar los diez casos de estudio. El principal apoyo ofrecido por el CONAFOR fueron las plántulas cultivadas en sus viveros oficiales, mientras que PRODEPLAN dio 1,5 millones de pesos a siete plantaciones establecidas en 208 ha. Alrededor del 75% de los árboles estudiados (684) pertenecieron a *Cedrela odorata*, una especie conocida por su belleza natural y propiedades físicas sobresalientes. Esta es la razón de su desaparición de los bosques tropicales y por lo que la especie está en peligro de extinción. El establecimiento de esta especie en plantaciones es difícil debido al ataque de la larva *Hypsipyla grandella* (Zeller) (Mayhew y Newton, 1998). También encontramos individuos de *Tabebuia rosea* (13%), *T. donnell-smithii* (9,4%) y *Swetenia macrophylla* (3,5%) en tres de las plantaciones estudiadas.

Los diez sitios seleccionados para el estudio fueron muy diferentes unos de otros debido a la variación en la edad de la plantación, la densidad de árboles y los objetivos de los propietarios. La densidad de árboles por hectárea reflejó qué objetivos tenían los propietarios al establecer la plantación, y proporcionó criterios de clasificación útiles de los sitios de estudio: (1) agrosistemas (185 árboles/ha) en terrenos llanos combinados con limoneros (*Citrus limon*); el riego y la fertilización fueron permanentes en Don René (10 ha) y Casa Blanca (16 ha), plantaciones con tres y seis años de edad, respectivamente; (2) vegetación secundaria en las plantaciones de árboles con baja densidad (216 árboles/ha) en la ladera del Guaje Mocho (1 ha), establecida hace siete años; (3) plantación mixta con múltiples propósitos, con densidades medias y altas y riego frecuente, Paso de Varas (556 árboles/ha), La Guadalupe (625 árboles/ha) y Loma Coyotes (1666 árboles/ha), de 3,30 y 4 hectáreas, las cuales se establecieron hace tres, cinco y doce años, respectivamente; (4) densidad convencional (1.111 árboles/ha), La Covadonga (seis años) con 62 ha donde el bosque natural había sido talado previamente, y Cascajal, La Gloria y Palo Verde (diez años y con 1–5 ha), los tres sitios se usaron previamente para agricultura y cría de ganado. La Covadonga fue la única plantación que recibió apoyo financiero para su establecimiento y actualmente está en venta.

El porcentaje medio de supervivencia fue alto (70%). Los agrosistemas tuvieron el porcentaje más alto (100%) debido a que, en el primer año, se reemplazaron los árboles muertos. Las plantaciones que tenían diez o más años de edad tuvieron el menor porcentaje de supervivencia (16–43%); los agricultores retrasaron la tala de árboles para reducir la competencia entre ellos. La altura total del cedro mexicano aumentó con la edad de la plantación, siendo ésta de 0,89±0,85 m a los 3 años), de 6,70±2,4 m a los 6 años y de 13,3±1,44 m a los 12 años. La altura

Recuadro 5.3 (cont.)

de los árboles en Don René (3 años) fue de 8,3±1,53 m, el producto de una gestión intensa. En esta área los árboles no mostraron evidencias de ataque por *Hypsipyla*. Sin embargo, en el resto de las plantaciones sí hubo, lo que dio lugar a la reducción de la altura comercial. El diámetro siguió la misma tendencia que la altura: las medidas mayores fueron para Don René (14±1,3 cm), Casa Blanca (14±2,4 cm) y Guaje Mocho (18±2,8 cm), todas ellas con una densidad de plantación baja. El mayor incremento anual medio (IMA) de la altura y el diámetro fue medido en Don René (2,8 m y 4,8 cm al año) y Guaje Mocho (1,58 m y 2,6 cm). El volumen comercial de estas plantaciones fue superior al estimado por el plan de negocios para el cedro mexicano en las plantaciones establecidas en zonas de bosque húmedo.

En conclusión, los propietarios prefirieron plantaciones forestales con fines comerciales. Muchos propietarios seleccionaron el cedro mexicano, un árbol nativo con un crecimiento relativamente rápido que, tal como se ha observado en Guaje Mocho, se ve facilitado por el riego, las bajas densidades y el crecimiento de la vegetación secundaria. Recomendamos el apoyo técnico para mejorar la gestión así como el aclareo: de esta manera, el comercio de madera podría dar más productos y beneficios. Es importante resaltar que los productores en esta región han sido agricultores durante muchos años y que la actividad forestal requiere actualizar el conocimiento técnico a fin de que esta continúe su desarrollo.

Recuadro 5.4 Terrazas para reforestar áreas degradadas en Oaxaca, México

E. Cruz-Cruz

En México, la agricultura de secano empezó hacia el año 5.000 A.C. en la región de Oaxaca-Puebla (Flannery, 1983). La presión que ejerció el crecimiento poblacional provocó que amplias zonas boscosas de las colinas y las laderas fueran taladas para obtener tierras agrícolas, acelerándose así la tasa de erosión. Este fue un fenómeno importante hasta el año 1.000–1.530 D.C. En la región Mixteca, en el estado de Oaxaca, los agricultores desarrollaron el sistema de terrazas *lama bordo* para sembrar sus cosechas anuales, aunque este sistema cayó en desuso tras la conquista española (Flannery, 1983). Desde ese periodo, se ha calculado que la tasa de erosión ha sido de 10 mm año^{-1} (Kirkby, 1973). La erosión y degradación del suelo se aceleró debido a los cambios en los sistemas agrícolas, al abandono de las tierras de cultivo (el mantenimiento de las terrazas tradicionales *lama bordo* se detuvo) y a la introducción de rebaños de cabras y ovejas por los colonos españoles. Después del año 1.540, la población de cabras y ovejas aumentó de manera constante, aunque este aumento fue mayor hacia la mitad del siglo XVII. Esta tendencia de cambio fue debida a tres factores: (a) España demandaba más comida; (b) la población nativa disminuyó hasta su nivel más bajo y las tierras de cultivo fueron abandonadas a la vez que las comunidades de matorral aumentaban; y (c) los españoles estaban más interesados en criar cabras y ovejas en estas tierras abandonadas (Romero, 1990).

Perturbaciones como la deforestación, la agricultura y el pastoreo han provocado cambios en las comunidades de plantas, que varían desde una matriz de amplias áreas completamente desnudas a pequeños y ocasionales parches prístinos. Algunas de las comunidades de plantas de estos parches todavía existen en áreas remotas de la Mixteca (**Figura 1**). Actualmente, los pastizales de Oaxaca están sobrepastoreados debido al pastoreo intenso y continuo, al manejo intensivo de los rebaños (diariamente un trasiego establo-pastizal-establo) y a una carga animal alta, tres veces mayor que la capacidad de carga de los pastizales. Este sobrepastoreo extremo constituye uno de los ejemplos mundialmente conocidos de degradación del suelo, el cual se ha convertido en un proceso permanente y prácticamente irreversible. Los factores sociales y económicos hacen de ello un problema muy complejo.

Recuadro 5.4 (cont.)

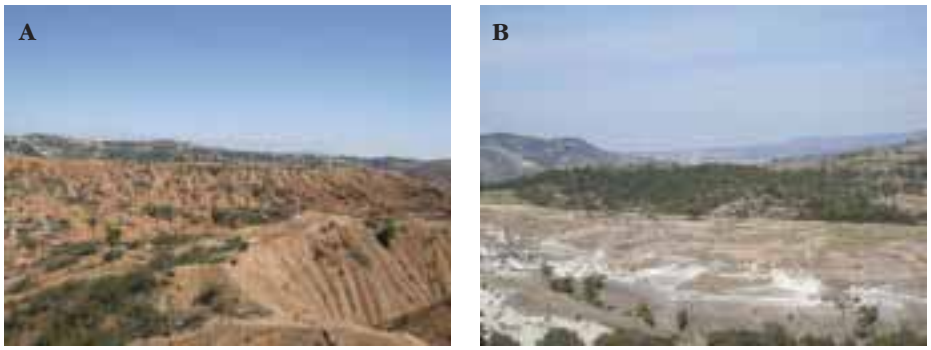


Figura 1 Erosión del suelo en la región Mixteca del estado de Oaxaca, México: (A) Cárcavas profundas con laderas escarpadas y con árboles dispersos de las comunidades vegetales originales al fondo; (B) Capa de caliza causada por la acumulación de carbonato con una plantación de pinos a la derecha. Fotos: E. Cruz-Cruz

El gradiente de degradación sigue frecuentemente un patrón de círculos concéntricos sucesivos. La erosión del suelo suele ser severa cerca de las ciudades y se va reduciendo, de manera gradual, a medida que se aleja de éstas. La población local cree que algunas plantas nativas están desapareciendo en estas áreas debido al pastoreo por cabras. Sin embargo, existen otros factores tales como la alta población de animales, los rebaños mixtos (mejor uso del forraje), el sistema de pastoreo sedentario, la edad de los rebaños (los animales jóvenes y viejos realizan rutas de pastoreo más cortas), las características fisiográficas no favorables de las áreas de pastoreo y la continua extracción de leña que, probablemente, tienen un efecto mayor sobre el proceso de degradación.

Existen diferentes características del suelo que también pueden limitar el éxito de la reforestación. Entre éstas se incluyen la baja capacidad de retención de la humedad, un contenido pobre en nutrientes y materia orgánica, la presencia continua de una capa superior de caliza y una estabilidad de agregados baja, un régimen de precipitaciones escasas y pequeñas y una estación seca larga (siete meses), así como la presencia de pendientes escarpadas. Los suelos han perdido su potencial de producción y es probable que se haya producido un cambio de estado y que se haya cruzado un umbral. En consecuencia, la integridad de los procesos ecológicos ha cambiado y las zonas naturales tienen diferentes grupos de comunidades potenciales de plantas (Strigham *et al.*, 2003). Las capas superiores más fértiles han sido eliminadas y el horizonte C cementado está expuesto. En las laderas, las cárcavas dominan el paisaje y las condiciones escarpadas reducen las posibilidades de establecimiento y crecimiento de las plantas (**Figura 1**).

Reforestación de tierras degradadas

Los programas de restauración de la región Mixteca fueron iniciados en 1947 por la *Comisión del Balsas* y en 1960 por la *Comisión del Papaloapan* (Ruiz, 1996), y se basaron en la gestión de las cuencas. Ambas agencias aplicaron prácticas de conservación conocidas, que incluyeron la reforestación comprimida (principalmente con especies exóticas), el aterrazamiento (tipo banco con base estrecha), la exclusión de animales domésticos (cabras, ganado, ovejas y caballos) y la organización social. Sin embargo, el éxito de la reforestación se vio limitado porque ésta no fue planificada para reducir la erosión del suelo, se plantaron especies exóticas que no estaban ecológicamente adaptadas y los métodos de siembra fueron inapropiados, lo que hizo que disminuyera la supervivencia de las plantas.

En general, los campesinos de la región Mixteca plantan árboles, pero lo hacen para crear 'zonas verdes' sin un objetivo particular de conservación (más bien sus objetivos son el control de la erosión,

Recuadro 5.4 (cont.)

la mejora del paisaje, la protección y recarga de los manantiales y la producción de forraje). Con el fin de delinear un fin colectivo, la población local debe definir: (a) el propósito de la reforestación; (b) qué especies elegir entre las adecuadas de acuerdo a los objetivos; (c) elegir el método de siembra para asegurar la supervivencia y el crecimiento de las plantas; (d) organización social y financiera para identificar y tratar los agentes que causan perturbación; y (e) el uso futuro de la plantación. También existe la necesidad de diversificar las especies usadas y favorecer las nativas, ya que estas tienen más probabilidad de sobrevivir en las duras y marginales condiciones locales que las especies exóticas.

Es necesario aumentar la disponibilidad de humedad y la retención de suelo para asegurar un alto porcentaje de supervivencia de plantas cuando se restauran suelos degradados. En Oaxaca, dos sistemas de plantación (en zanjas y hoyo común) dieron como resultado un aumento de la humedad alrededor del sistema radicular de las plantas. Por otro lado, cuando se selecciona el método de terrazas para llevar a cabo la reforestación, es necesario prevenir los altos costos que este método conlleva, además de facilitar la construcción y los requerimientos de mano de obra para su mantenimiento. Las terrazas son útiles para controlar la erosión del suelo, aumentar la infiltración y reducir la longitud de la pendiente. Con este método, la escorrentía puede ser interceptada y mantenida en la parte inferior del canal (**Figura 2**). Según las evaluaciones en campo, las terrazas en curvas a nivel aumentan el contenido de humedad del suelo entre el 3 y el 4%.

Las terrazas se construyen siguiendo las curvas de contorno, y la distancia entre ellas debe ser determinada por la forma del terreno y la pendiente. Para facilitar la construcción de las terrazas, puede usarse una roturación profunda con un tractor agrícola siguiendo una línea previamente trazada. La profundidad del surco debe ser de 50 a 60 cm. Las plantas tienen que ser sembradas en la pendiente del banco. La distancia entre las plantas depende de su forma de vida: 2 m para los arbustos y 4 m para los árboles. Ambos grupos de especies también pueden ser mezclados al incluir un arbusto entre dos árboles individuales.

Figura 2 Terrazas para la reforestación de suelos degradados: (a) la terraza es el canal en el centro de la fotografía, que es el área para capturar el agua de lluvia, (b) plantas establecidas en una terraza, colectores de agua de lluvia en el lado derecho de la terraza. Fotos: E. Cruz-Cruz

Recuadro 5.5 Sustitución de un rodal forestal de especies exóticas por plantas nativas en el paisaje seco del centro de Chile

C. Echeverría y G. Bolados

La compañía Chiletabacos, una compañía de tabaco angloamericana, está localizada dentro del valle de Casablanca, un área de gran fama por sus viñedos y producción de vino blanco en la zona costera del centro de Chile. En el valle queda muy poco bosque seco como resultado de la expansión urbana y la agricultura. Chiletabacos (CT) es propietaria de 70 ha de terreno que fue plantado con *Eucalyptus globulus* hace 20 años. Los árboles no tienen valor comercial sino que sirven como amortiguamiento para separar la fábrica de la comunidad local. Esta comunidad usa el eucaliptal como un área donde pastan vacas y caballos. Actualmente, CT cuenta con tres pozos dentro de la plantación para su consumo de agua. En los últimos años la compañía se ha enfrentado a graves carencias de agua, y en el futuro los problemas con los pozos pueden ser muy costosos. La restauración del bosque nativo aseguraría este servicio ecosistémico de cara al futuro y reduciría el riesgo de incendios. Por otro lado, el reemplazo de *Eucalyptus* por especies nativas favorecería la conservación de la biodiversidad y mejoraría la conectividad del bosque en este paisaje forestal muy fragmentado.

En 2006 se inició un experimento de restauración a largo plazo en 1,6 ha de eucaliptal para investigar las condiciones requeridas para restaurar la plantación de eucaliptos con especies nativas en este paisaje seco. En la plantación de *Eucalyptus* existen tres sitios diferentes: (i) matorral de *Acacia caven* (sitio *Acacia*), (ii) campo abierto dominado sólo por especies herbáceas (sitio abierto) y (iii) zonas con una cobertura >50% de árboles de *Eucalyptus* (sitio *Eucalyptus*). En cada sitio establecimos seis parcelas con 10 plántulas de cada especie seleccionada: *Quillaja saponaria, Colliguaja odorifera*, *Maytenus boaria* y *Baccharis linearis*. En el sitio *Acacia*, 20 eucaliptos que crecían entre los árboles de *Acacia* fueron talados y transportados fuera del área. Del mismo modo, también se talaron algunos árboles en el interior del sitio *Eucalyptus* con el objetivo de crear huecos para el establecimiento de plantas nativas. Las plantas fueron introducidas en julio del 2006. Tras la plantación se estableció un programa de seguimiento para medir la supervivencia mensual. Cada dos semanas se tomaron medidas de la temperatura del aire y del suelo y de la humedad relativa para determinar la variación interespecífica y relacionar la supervivencia de las especies con el clima del área. La supervivencia de las especies fue analizada mediante el ajuste de curvas de supervivencia para las condiciones de cada sitio: las especies se consideraron como la variable explicatoria y el mes de la muerte como la variable de respuesta. Esto se hizo usando el módulo Survival y la distribución de Kaplan-Meir del paquete estadístico R. Las diferencias significativas en las curvas de supervivencia fueron analizadas usando un test estadístico al 95% de significancia con datos de censos (las plantas vivas se registraron en el último muestreo). Se analizaron un total de 32 meses de seguimiento de supervivencia, hasta febrero del 2009.

El sitio *Acacia* presentó las tasas de supervivencia más altas con un 52%, seguido del sitio *Eucalyptus* con un 47%. La tasa de supervivencia en el sitio abierto alcanzó un 17% (**Figura 1**). Todos los sitios mostraron un declive en las curvas de supervivencia durante el primer verano, que estuvo caracterizado por una larga estación seca (entre los meses 5 y 8 en la **Figura 1**). En particular, la supervivencia en el sitio abierto disminuyó desde el 90 al 57% (**Figura 1**). Desde el mes 11 en adelante, la supervivencia fue casi constante hasta la última medida. En el caso de los sitios *Acacia* y *Eucalyptus*, las tasas de mortalidad fueron del 13 y del 18%, respectivamente, durante todo el periodo de estudio.

A nivel de especies, *B. linearis* y *Q. saponaria* registraron las mayores tasas de supervivencia en el sitio *Acacia*, mientras que en el sitio *Eucalyptus* fue *C. odorifera* la especie que mostró la mayor tasa de supervivencia junto con *B. linearis* (**Tabla 1**). Por otro lado, *M. boaria* presentó los porcentajes más bajos de supervivencia en todos los sitios (**Tabla 1**), especialmente en el sitio abierto donde ninguna planta sobrevivió. La alta tasa de mortalidad del sitio abierto estuvo asociada con las mayores temperaturas y radiación solar. En el sitio *Eucalyptus*, la sombra favoreció la supervivencia de las plantas al disminuir la temperatura máxima, aunque es probable que la alelopatía de los eucaliptos haya tenido efectos negativos en la supervivencia de las plantas. En el sitio *Acacia*, el bajo nivel de mortalidad de todas las especies pudo estar relacionado con los

Recuadro 5.5 (cont.)

efectos positivos de las plantas nodriza proporcionado por *A. caven*, que proporciona sombra, humedad y nutrientes a las plántulas.

Nuestros resultados revelan el potencial de restauración de los matorrales de *A. caven*, los cuales cubren un área extensa del centro de Chile. En esta área, la mayor parte de la vegetación está severamente degradada y deberían llevarse a cabo esfuerzos de restauración en el futuro. *B. linearis* y *Q. saponaria* son especies clave que pueden jugar un papel importante en la recuperación de las funciones de los ecosistemas. En caso de restaurar sitios deforestados en zonas áridas, es necesario adoptar algunas técnicas silvícolas (tanto en el vivero como en el campo) para reducir la mortalidad de las plantas en verano.

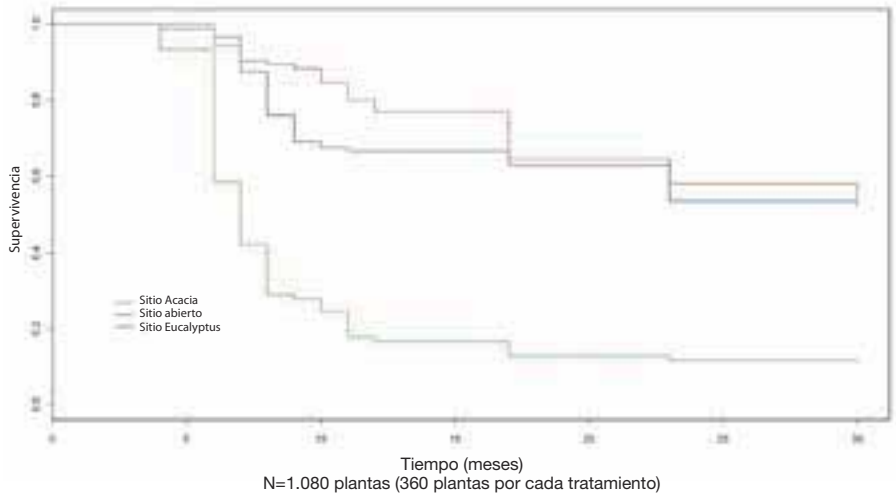


Figura 1 Curvas de supervivencia de los ensayos de restauración en plantaciones de *Eucalyptus* en el centro de Chile.

Tabla 1 Porcentaje de supervivencia de cada especie en cada sitio en el valle de Casablanca, centro de Chile.

Especies	Sitio *Acacia*	Sitio abierto	Sitio *Eucalyptus*
Baccharis linearis	66,7	46,7	57,5
Colliguaja odorifera	46,7	3,3	40,0
Maytenus boaria	36,7	0,0	12,5
Quillaja saponaria	73,3	10,0	37,5

Recuadro 5.6 Sucesión secundaria temprana como forma de restauración pasiva en las etapas iniciales de la restauración ecológica del bosque tropical seco

G. Williams-Linera y E. Ascensión Hernández

Aunque los procesos de recuperación del bosque tropical seco (BTS) son todavía bastante desconocidos, recientemente ha habido un creciente interés por la sucesión secundaria aplicada a la restauración ecológica. Los resultados de la investigación sobre sucesión secundaria pueden proporcionar información sobre procesos ecológicos clave y especies capaces de mejorar la recuperación del bosque. La restauración pasiva del BTS, es decir, la regeneración natural del bosque una vez que la tierra agrícola es abandonada, puede ser usada como un estadío inicial antes de que la restauración activa tenga lugar. Tanto desde una perspectiva ecológica como desde una de conservación, para determinar la recuperación de los BTS es necesario incluir una evaluación de los cambios en los grupos funcionales de las especies según su estado sucesional y el modo de dispersión de las semillas. El objetivo de este estudio fue evaluar la estructura de la vegetación, la composición de las especies leñosas, la diversidad, y el estado sucesional, así como el modo de dispersión de las especies leñosas en sitios de sucesión muy temprana.

El área de estudio se localizó en la región de bosque tropical seco del centro de Veracruz, México. En esta área, los periodos de barbecho son cortos, en general, no más largos 7–10 años, de tal manera que los sitios de sucesión tardía son escasos o ausentes. La actividad productiva de las tierras de barbecho se reanuda cada ocho años, siendo prácticamente imposible encontrar estadíos sucesionales tardíos. Seleccionamos cinco sitios de sucesión secundaria temprana entre los siete y los 72 meses tras su abandono (**Tabla 1**). La edad del barbecho y la historia de uso del suelo fueron determinadas basándonos en la información de los habitantes locales. Aunque los sitios no habían sido continuamente usados o quemados cada año, sí que habían pasado por una serie de periodos de barbecho repetidos intermitentemente que no fueron registrados.

En cada sitio sucesional, muestreamos la vegetación leñosa en dieciséis parcelas de 5 x 5 m adyacentes a los experimentos de restauración descritos en este capítulo. El área basal total y la densidad de individuos fue de 0,40 a 3,88 m^2/ha, con 900 a 5.450 individuos/ha. La altura media varió desde 1,0 a 2,1 m (**Tabla 1**). La diversidad de la comunidad fue evaluada mediante la riqueza (número de especies, S), el índice alpha de Fisher y el índice de diversidad de Shannon (H'). Se registraron cuarenta y cinco especies leñosas en los sitios de sucesión temprana. La riqueza varió desde las ocho a las 21 especies por sitio (**Tabla 1**). La importancia relativa ecológica de cada especie en cada sitio fue expresada mediante un índice de valor de importancia (IVI), calculado mediante el promedio de los valores de dominancia relativa, densidad relativa y frecuencia relativa. Las especies con los mayores valores de IVI se muestran en la **Figura 1**.

Las especies de árboles fueron clasificadas según las condiciones de luz requeridas por los juveniles para crecer. El estado sucesional fue descrito como: especies primarias o tolerantes a la sombra (crecen exclusiva o preferencialmente en el BTS), especies intolerantes a la sombra como pioneras y especies secundarias de árboles (se establecen en áreas aclaradas y sólo persisten bajo condiciones de luz elevada) y especies intermedias. Las 45 especies fueron clasificadas en las siguientes grandes categorías: 23 fueron especies primarias, mientras que 13 fueron intermedias y existían de forma natural en el bosque seco aunque también en los sitios con sucesión temprana e intermedia. Sólo seis especies fueron claramente intolerantes a la sombra o pioneras (**Tabla 1**). Las especies de árboles fueron agrupadas de acuerdo al tipo de dispersión de sus semillas: zoócoras (semillas dispersadas por animales), anemócoras (semillas dispersadas por viento) o autócoras (semillas auto-dispersadas por la gravedad y balísticas). Las plantas leñosas fueron predominantemente zoócoras (31 especies dispersadas por animales), seguidas de las autócoras (seis con auto-dispersión) y anemócoras (cinco especies dispersadas por el viento) (**Tabla 1**).

En nuestros estadíos sucesionales tempranos, las diferencias en la estructura de la vegetación y los patrones de dominancia de especies pueden ser atribuidos al tiempo desde el abandono, aunque posiblemente también dependen de la historia particular de uso del suelo y del nivel de perturbación en

Recuadro 5.6 (cont.)

cada sitio antes del abandono. Además, el potencial de recuperación del bosque puede estar afectado por los factores ambientales (distancia al bosque más cercano y accesibilidad de las semillas, la proximidad al agua, la topografía), o factores antropogénicos (proximidad a los caminos de terracería, los asentamientos humanos o la presencia de árboles en los pastizales y cercas vivas), relacionados con la heterogeneidad regional de los BTS y la alta diversidad beta (Williams-Linera y Lorea, 2009). Las pocas especies dominantes en la mayoría de los sitios con sucesión temprana fueron *Acacia cochliacantha*, *A. cornigera* y *Guazuma ulmifolia* (**Figura 1**). La dominancia de la familia Fabaceae y la importancia de *Guazuma ulmifolia* en los sitios con sucesión temprana se ha comprobado para la mayoría de los estudios sucesionales de BTS en Centro América.

Nuestros sitios sucesionales tempranos habían ya reclutado algunas de las especies intermedias y primarias, indicando que las especies forestales estaban entrando en el proceso sucesional en estadíos muy tempranos. Algunas de las especies registradas en sitios con sucesión temprana y encontradas también en bosques regionales fueron *Brosimum alicastrum*, *Bursera simaruba*, *Croton reflexifolius*, *Ipomoea wolcottiana, Leucaena lanceolada*, *Maclura tinctoria, Malpighia glabra, Pisonia aculeata Randia aculeata*, *Spondias purpurea*, *Tabebuia chrysantha*, *Thouinidium decandrum* y *Trichilia trifolia* (Williams-Linera y Lorea, 2009).

En los estadíos sucesionales tempranos del BTS, el reclutamiento de individuos por rebrote es muy alto y, por tanto, es un modo significativo de regeneración forestal. Las especies de árboles que rebrotaron en nuestros sitios sucesionales fueron *Caesalpinia cacalaco*, *Diphysa carthagenensis, Guazuma ulmifolia*, *Ipomoea wolcottiana*, *Leucaena lanceolata*, *Maclura tinctoria, Malpighia glabra*, *Pisonia aculeata, Tabebuia chrysantha*, *Thouinidium decandrum* y *Xylosma velutina*. Curiosamente, estas especies arbóreas tienen el potencial de colonizar áreas perturbadas y pueden, por tanto, ser consideradas como potencialmente importantes en los ensayos de restauración ecológica en la región. La entrada de especies de bosque maduro en los procesos sucesionales en estadíos muy tempranos y el reclutamiento de individuos por rebrote puede facilitar la recuperación de los bosques secos en Veracruz. En conjunto, existen evidencias que sugieren que los estadíos sucesionales tempranos pueden conducir a la recuperación del BTS en el centro de Veracruz.

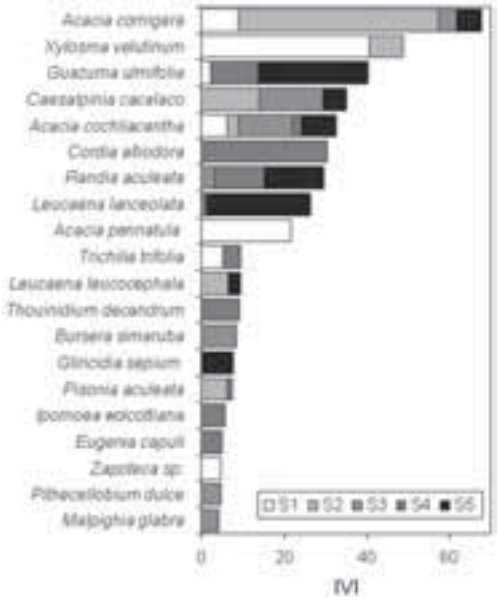


Figura 1 Las 20 especies de árboles más importantes en los cinco sitios de sucesión temprana en la región de bosque tropical seco del centro de Veracruz, México.

Recuadro 5.6 (cont.)

Tabla 1 Características de los cinco sitios de sucesión temprana en la región de bosque tropical seco del centro de Veracruz, México. Las variables son: la edad del barbecho (meses), el área basal (m^2/ha), la densidad (individuos/ha) y la altura (m). También se muestra la riqueza o número de especies registradas en 16 parcelas de 5 x 5 m en cada sitio, los individuos en el área muestreada, el índice alpha de Fisher, el índice de diversidad de Shannon y el número de especies clasificadas en un estadío sucesional o modo de dispersión de semillas.

S1	**S2**	**S3**	**S4**	**S5**	
Sitio	Hato Marines	Rinconada	Don Tirso	Xocotitla	DiosTigre
Edad barbecho	7	8	36	48	72
Área Basal	1,97 (0,52)	0,40 (0,21)	2,46 (1,77)	3,88 (0,45)	2,74 (1,13)
Densidad	2225 (505)	900 (336)	4750 (859)	5450 (565)	2925 (436)
Altura	2,07 (0,23)	1,8 (0,16)	0,96 (0,27)	1,79 (0,06)	1,80 (0,31)
Riqueza	11	8	19	21	10
Individuos	87	36	189	218	116
Alpha de Fisher	3,33	3,19	5,27	5,73	2,62
Índice Shannon	1,88	1,37	2,28	2,05	1,63
Estado succecional					
Primario	3	3	7	10	5
Intermedio	2	2	6	4	2
Pionero	5	2	2	5	3
Modo dispersión					
semillas					
Animal	7	4	13	12	6
Viento	1	0	0	5	0
Autodispersión	2	3	2	2	4

Recuadro 5.7 Restauración del bosque tropical seco en Chiapas, México, y conocimientos básicos de la fenología, germinación y crecimiento de las plántulas de árboles nativos

Á.G. Becerra Vázquez, N. Ramírez-Marcial, S.C. Holz

La restauración forestal es una opción que debe ser reconciliada con otras demandas sociales, como son la productividad de los sistemas para el consumo de los hogares y el mercado y la asignación de áreas para la conservación (González-Espinosa *et al.*, 2007). Para ello, una de las estrategias es la aceleración de la regeneración natural del bosque en tándem con los recursos forestales, para proporcionar valor económico y social (Parrota *et al.*, 1997). Esto ha dado lugar a la necesidad de desarrollar estrategias y metodologías para la gestión sostenible de los bosques mediante el uso de especies nativas de valor económico que permitan la recuperación de la funcionalidad y productividad de los bosques. La escasa información que existe respecto a la biología de los estados iniciales de las especies nativas de árboles es una limitación para la recuperación del bosque seco. Por tanto, es necesario desarrollar estudios que traten los estados fenológicos, la germinación de semillas y el crecimiento de las plántulas de especies que puedan ser útiles para la población local, sobre todo para leña y postes (ver Capítulo 6). En este trabajo evaluamos estas variables en nueve especies de árboles caducifolios de bosques remanentes localizados en la Depresión Central de Chiapas, México. El sitio de estudio está localizado en la zona de amortiguación de la Reserva de la Biosfera El Ocote (16°53'52" y 16º50'47"N y 93°27'28" y 93º24'17"O). El clima es cálido-subhúmedo, con una precipitación media de 1.100 mm y lluvias en verano. La estación seca se extiende de noviembre a mayo. La temperatura anual media es de 22ºC. La elevación varía desde los 820 a los 980 m. Los suelos están formados por rendzinas y litosoles de textura fina. La población está formada principalmente por grupos indígenas zoque. La principal actividad económica incluye la agricultura tradicional, con maíz, frijoles, piña, banana y café, además de la cría de ganado. Existen otras actividades que demandan grandes cantidades de leña, como son la cerámica, cocinar y el tueste del café.

La floración de la mayor parte de las especies en el BTS fue entre enero y mayo. En general, la fructificación de las especies más estudiadas fue observada durante varios meses, particularmente en *Acacia pennatula*, *Bursera simaruba*, *Magnolia mexicana*, *Ternstroemia tepezapote* y *Trichospermum mexicanum*. La maduración de los frutos y la dispersión de semillas fueron altas tras el fin de la estación seca. La germinación de las semillas y la supervivencia de las plántulas fue significativamente diferente en las especies estudiadas ($p < 0,05$). *Acacia* y *Erythrina* empezaron a germinar antes y completaron el 95% de su germinación en aproximadamente 35 días, mientras que otras especies tardaron en germinar entre 30–70 días y presentaron mayores tasas de variación en los porcentajes de germinación. La germinación final de las semillas (GS) fue superior al 40% en siete de las nueve especies (excepto *Trichospermum mexicanum* y *Leucaena leucocephala*, que tuvieron una GS inferior al 24%), cifra que es considerada adecuada para los propósitos de propagación en viveros. Sin embargo, la mayor variación en GS, que denota la velocidad y sincronía de la germinación (Tiempo Medio de Germinación TMG y Valor de Germinación VG), se observó en *Acacia pennatula* y *Erythrina goldmanii* (TMG = 11,5 y 13,3 días y VG = 34,7 y 22,7, respectivamente), lo que puede sugerir la presencia de algún mecanismo de dormancia de semillas en otras especies (TMG mayor de 57 días y VG por debajo de 1).

La supervivencia de las plántulas fue relativamente alta (90–100%) en la mayoría de las especies (excepto en *T. mexicanum*, 76%). Se midieron la altura máxima y el diámetro a nivel del suelo en 50 plántulas previamente obtenidas de semillas germinadas. Se encontraron grandes diferencias en las tasas relativas de crecimiento (TRC) entre las especies (**Figura 1**). La especie pionera *Trichospermum mexicanum* tuvo las mayores TRC y creció el doble que las especies más tardías de la sucesión (como *Magnolia mexicana* y *Sideroxylum* sp). Estos resultados sugieren que todas las especies estudiadas son fáciles de propagar y por tanto tienen un alto potencial para ser usadas en la restauración de bosques. Para la implementación de proyectos específicos de restauración es necesario considerar la utilidad de las especies seleccionadas por la población local y, sobre todo, es necesario incorporar éstas y otras especies en diferentes modelos de gestión del bosque basados en las características biológicas de cada una de ellas.

Recuadro 5.7 (cont.)

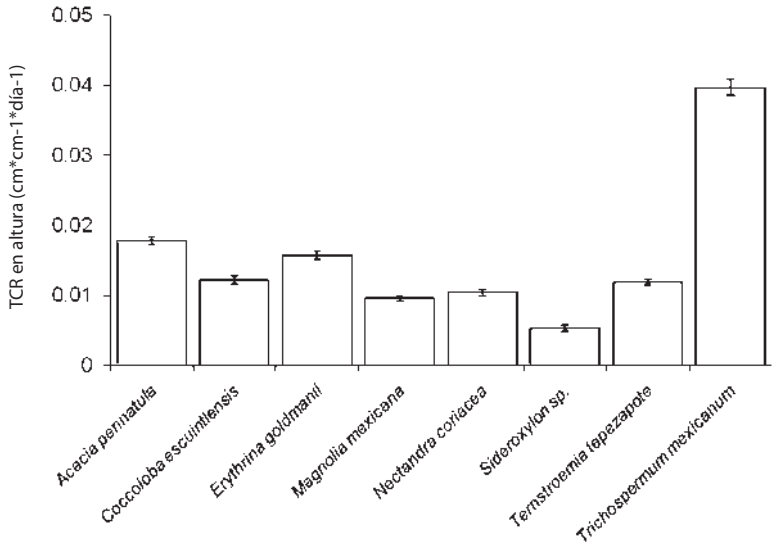


Figura 1 Tasas Relativas de Crecimiento en altura (TRC, cm/cm/día) de ocho especies de bosque tropical seco estudiadas bajo sombra parcial en Ocuilapa de Júarez, Chiapas, México.

Recuadro 5.8 Banco de semillas, remoción de semillas y germinación durante la sucesión secundaria temprana en una región de bosque tropical seco del centro de Veracruz, México

L.P. Barradas-Sánchez, O.O. Ponce-González, C. Alvarez-Aquino

El establecimiento artificial de las especies de árboles y el fomento de la regeneración natural son los principales enfoques prácticos de la restauración del bosque tropical seco. El establecimiento artificial requiere una inversión financiera considerable, mientras que la regeneración natural o restauración pasiva puede ser un método lento, pero relativamente barato, que representa una opción cuando amplias áreas previamente usadas para el pastoreo o la agricultura han sido abandonadas. Sin embargo, el éxito de la restauración depende de conocer la capacidad de regeneración del bosque y los procesos clave que facilitan o inhiben ésta. La densidad de semillas y la composición en el banco de semillas del suelo, la depredación de semillas y la capacidad de germinación son aspectos importantes de la recuperación del bosque en áreas abandonadas.

En este trabajo estudiamos la densidad de semillas y la composición florística del banco de semillas con el propósito de evaluar el potencial de recuperación de la vegetación. Se colectaron de manera aleatoria, diez muestras de suelo (30 cm × 30 cm y 5 cm de profundidad) en cinco sitios abandonados (previamente ocupados por ganado o agricultura) y en dos fragmentos de bosque. Las muestras se colectaron al final de la estación seca y se transportaron en bolsas de plástico negras al laboratorio. Las muestras fueron extendidas sobre 70 bandejas de plástico (53 × 26 cm) en una capa fina y fueron regadas cada 1–2 días. La densidad de semillas y la composición fueron

Recuadro 5.8 (cont.)

determinadas por observación directa de la emergencia de las plántulas dos veces por semana durante siete meses. Las plántulas emergentes fueron contadas e identificadas a nivel de género o especie. Las especies fueron identificadas mediante observaciones en el campo y la comparación con especímenes de herbario. Un total de 3.946 semillas germinaron en las bandejas, la mayoría de las cuales correspondieron a gramíneas y otras herbáceas; las especies leñosas fueron escasas, y sólo las siguientes estuvieron presentes: *Acacia* spp., *Piscidia piscipula, Bursera cinerea, Cesalpinea cacalaco*, *Croton reflexifolius, Gliricidia sepium* e *Ipomoea wolcottiana*. Las mayores densidades fueron registradas en el sitio que previamente había sido usado para agricultura (1.303 semillas/m^2, principalmente gramíneas), seguido de los sitios usados por el ganado (701, 707, 704 y 411 semillas/m^2), mientras que las densidades más bajas fueron registradas en los fragmentos de bosque (458 y 101 semillas/m^2, sin especies leñosas). Las semillas germinadas correspondieron a 69 especies, 49 géneros y 22 familias. Las familias mejor representadas con el mayor número de especies fueron Euphorbiaceae y Asteraceae. Cyperaceae fue la familia con el mayor número de individuos.

El porcentaje y la tasa de germinación fueron evaluados en el campo y en el laboratorio. Se comprobó la germinación de las semillas con y sin escarificación mecánica con papel de lija. Las especies seleccionadas eran nativas y comunes en el área de estudio (*Acacia cochliacantha, Caesalpinia cacalaco, Ipomoea wolcottiana* y *Senna atomaria).* En los experimentos de campo, las semillas fueron establecidas en tres ambientes típicos de los bosques tropicales secos en Veracruz: pastizal, vegetación secundaria y fragmentos de bosque. Las semillas fueron protegidas de la depredación con malla metálica. En el laboratorio, la germinación se realizó en condiciones controladas de luz y temperatura similares a las del campo (25–35 ºC y 12 horas/día). La remoción de semillas fue evaluada en el campo debajo de los árboles madre. Las especies estudiadas fueron las mismas utilizadas para la evaluación de la germinación. Se usaron exclusiones, hechas con malla metálica de diferente tamaño, para comprobar la eliminación de semillas por depredación; los tratamientos incluyeron acceso total, exclusión de roedores y exclusión de insectos. El porcentaje de germinación, tanto en el campo como en el laboratorio, fue alto cuando las semillas habían sido escarificadas mecánicamente. En el campo, *Ipomoea*, *Cesalpinia* y *Acacia* tuvieron un porcentaje de germinación de cerca del 50% (97, 57 y 47%, respectivamente). La excepción fue *Senna*, con un valor de germinación bajo (10%). No hubo diferencias entre los diferentes ambientes. En condiciones controladas, los porcentajes de germinación fueron elevados (*Ipomoea* 99%, *Cesalpinia* 98%, *Acacia* 81% y *Senna* 18%). En general, la eliminación de semillas fue mayor del 30%, siendo *Senna* la excepción, con un porcentaje de eliminación superior al 50%. Tal como se esperaba, los valores más altos de depredación de semillas fueron registrados en los casos con acceso total y los menores en los casos con exclusión de insectos. Sin embargo, ninguno de los valores representó una pérdida significativa de semillas.

Los resultados sugieren que la contribución del banco de semillas a la regeneración natural no es significativa, al menos durante la sucesión temprana. La remoción de semillas no fue un factor limitante. Las especies leñosas pueden germinar en el campo, aunque los periodos dispersos de lluvia complican el establecimiento temprano de las plántulas. Respecto a los porcentajes de germinación en el campo y en el laboratorio, así como a la tasa de remoción de semillas, comprobamos que todas las especies seleccionadas pueden ser usadas en los planes de restauración en el área. Las semillas pueden ser germinadas *ex situ* y crecer durante algunos meses en viveros antes de ser trasplantadas – o pueden ser plantadas directamente en el campo durante la estación de lluvias. De las especies seleccionadas, *Ipomoea* parece ser particularmente prometedora para los planes de restauración ya que está presente en el banco de semillas, tiene una alta germinación *in situ* y *ex situ* y tiene un bajo porcentaje de remoción. Las observaciones de campo durante la estación seca sugieren que las semillas de esta especie son transportadas por las hormigas cerca de los hormigueros donde pueden germinar en números elevados durante las primeras lluvias. Al contrario, se recomienda la germinación de *Senna* en condiciones controladas ya que esta especies presenta un potencial bajo para la siembra directa debido a su alta tasa de remoción.

Recuadro 5.9 Efectos de la ingesta por las aves en la germinación de semillas en el centro de Chile

S. Reid y J.J. Armesto

El estudio de los efectos que la ingestión de semillas por las aves sobre la germinación de especies mediterráneas en el centro de Chile proporciona evidencia de los efectos positivos de las aves en la germinación de semillas, con perspectivas para facilitar la regeneración de los matorrales sub-andinos. Catorce especies de plantas, es decir, el 34,3% (intervalo de variación del 10,5 al 53,1%) de la flora leñosa total en un gradiente de sitios secos a húmedos en el centro de Chile, tenían frutos carnosos dispersados principalmente por las aves (Hoffmann y Armesto, 1995). Por ello, evaluamos el efecto que la ingestión de los frutos por aves tiene en la germinación de semillas en cinco especies leñosas cuyos frutos son comúnmente ingeridos por unas pocas especies de aves. Comparamos la germinación de las semillas defecadas por las aves con la de semillas extraídas manualmente, así como con la de semillas rodeadas por la pulpa intacta, en condiciones de laboratorio controladas.

El experimento de recolección de semillas para la germinación fue llevado a cabo en la Estación de Investigaciones Ecológicas Mediterráneas (EDIEM), localizada en las estribaciones andinas a 20 km al este de Santiago, entre los 1.050 y los 1.915 m, y rodeada por bosque esclerófilo perennifolio. Se recogieron las semillas de cinco especies leñosas dispersadas por aves: *Azara dentata* (Flacourtiaceae), *Schinus polygamus*, *S. molle* (Anacardiaceae), *Cestrum parqui* (Solanaceae) y *Maytenus boaria* (Celastraceae). Estos arbustos representan el 90% de las especies de plantas encontradas en los excrementos de las aves y se encuentran, con frecuencia, en las afueras de la ciudad de Santiago (Reid, 2008). Durante el verano del 2006 (enero a marzo) recogimos excrementos de aves que contenían semillas de estos arbustos en las zonas de matorral de la EDIEM. También recogimos frutos frescos de un mínimo de cinco individuos de cada una de las cinco especies de arbustos encontradas en los excrementos de las aves. La pulpa de los frutos fue eliminada manualmente de un número de semillas correspondiente al número de semillas extraídas de los excrementos. Los ensayos de germinación fueron llevados a cabo en condiciones fijas de invernadero correspondientes a una razón de 14 horas de luz y 10 horas de oscuridad en primavera. La intensidad de la luz fue de 350 a 500 µmol m^{-1} s^{-2} de luz procedente de halogenuros metálicos, y fue medida en la superficie externa de los contenedores. La temperatura varió entre los 16ºC y los 28ºC. Para cada especie, los tratamientos fueron: semillas recogidas de los excrementos de las aves (semillas ingeridas), semillas extraídas manualmente de la pulpa (semillas extraídas) y semillas sembradas con la pulpa (frutos intactos). Las semillas se colocaron en un filtro de papel en placas Petri de 9 cm de diámetro, y se regaron cada 2–3 días con agua destilada. La germinación fue medida cada tres días mediante el registro de la emergencia de la radícula durante tres meses en el invierno y la primavera austral (julio a octubre del 2006). Se registraron un total de 774 semillas. Evaluamos la germinabilidad (porcentaje final de las semillas sembradas que germinaron después de tres meses) y la tasa de germinación, la cual fue definida como el número de semillas germinadas por intervalo de tiempo.

La ingestión de las semillas por las aves aumentó su germinabilidad (ANOVA $F_{2,45}$ = 12,1, p <0,001; **Figura 1**). El 50% de las semillas que habían sido ingeridas por las aves germinaron, mientras que en el tratamiento de las semillas extraídas germinaron el 30,5% y en el tratamiento de frutos intactos germinó el 12%. Los análisis a nivel de especie muestran que la germinabilidad de *A. dentata* no varió en las semillas ingeridas y las extraídas (test U de Mann-Whitney: Z = 0,09, p = 0,93). Ninguna semilla de esta especie germinó en el tratamiento de frutos intactos. Para *S. molle*, la germinabilidad fue significativamente más alta en las semillas ingeridas que en las semillas de frutos intactos (ANOVA $F_{2,9}$ = 4,94, p = 0,04; prueba de Tukey, p = 0,03; **Figura 2**). Para *C. parqui*, la germinabilidad fue significativamente más alta en las semillas ingeridas por aves que en las semillas extraídas manualmente (ANOVA $F_{2,3}$ = 10,25, p = 0,05; prueba de Tukey, p = 0,04). Para *M. boaria*, la germinabilidad fue igual en las semillas ingeridas que en las extraídas (85% germinabilidad), mientras que la mitad de las semillas sembradas con la pulpa germinaron. Al contrario, sólo una de cada 100 semillas de *S. polygamus* germinó en cada uno de los tratamientos de ingestión por aves y de frutos intactos, mientras que ninguna de las semillas extraídas manualmente germinó.

Recuadro 5.9 (cont.)

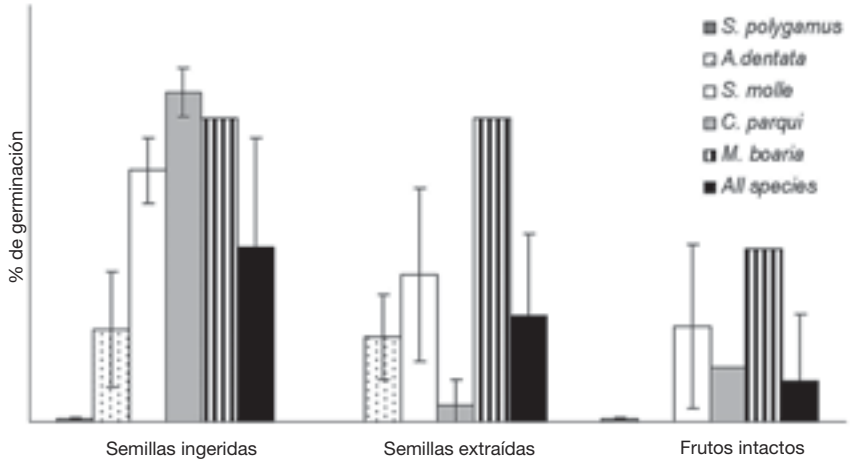


Figura 1 Porcentaje final de germinación en cada tratamiento de semillas. Izquierda: semillas ingeridas, centro: semillas extraídas, derecha: frutos intactos.

La ingestión de semillas por las aves aceleró su tasa de germinación. Los análisis específicos para las distintas especies mostraron tasas similares en las semillas de *A. dentata* ingeridas y extraídas (RMANOVA $F_{1,16} = 1,22$, $p = 0,28$ y HS, $p = 0,49$). Para *S. molle*, se observó un aumento significativo en la tasa de germinación de las semillas ingeridas por aves comparadas con las de los frutos intactos (RMANOVA $F_{1,6} = 18,91$, $p = 0,01$ y HS, $p = 0,01$; **Figura 2**). Para *C. parqui,* la tasa de germinación de semillas ingeridas fue significativamente más rápida que la de las semillas extraídas y la de las semillas con frutos intactos (RMANOVA $F_{1,2} = 110,45$, $p = 0,01$ y HS, $p = 0,01$; y $F_{1,2} = 108,97$, $p = 0,01$ y HS, $p = 0,02$, respectivamente). Para *M. boaria*, las semillas ingeridas por aves tuvieron una germinación significativamente más rápida que las semillas con frutos intactos (germinación o GB = 8,88, g.l. = 2, $p = 0,01$).

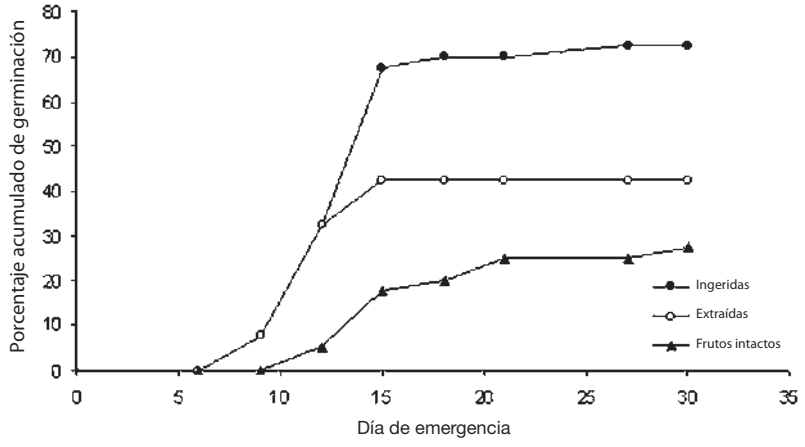


Figura 2 Porcentaje acumulado de germinación de semillas en cada tratamiento con 40 semillas de *Schinus molle*.

Recuadro 5.9 (cont.)

Concluimos que la ingestión de semillas por las aves aumentó la germinabilidad de cuatro de las cinco especies de arbustos cuyos frutos son comúnmente consumidos por las aves en este paisaje. Aunque una mayor germinabilidad está relacionada positivamente con el estado físico de las plantas (Traveset *et al.*, 2007), la dependencia de la ingestión de semillas por las aves para completar su ciclo reproductivo fue variable y más fuerte en el caso de *A. dentata.* En vista de que las semillas de *A. dentata* no germinaron en el tratamiento de fruto intacto, sugerimos una alta dependencia de la frugivoría por aves para regenerar áreas abiertas o con vegetación con esta especie. Alternativamente, la falta de germinación de semillas para *S. polygamus* puede haber sido debida a la baja viabilidad de las semillas (A. Sandoval, resultados no publicados).

Por otro lado, las ventajas que la germinación rápida tiene para las especies son menos conocidas. Izhaki y Safriel (1990) sugieren que las aves frugívoras añaden heterogeneidad en el tiempo a las respuestas de germinación de semillas, al mejorar las tasas de germinación y acortar el periodo de dormancia de las mismas. La ventaja de aumentar la heterogeneidad de la germinación en el tiempo en ambientes variables es la extensión del riesgo de mortalidad de semillas y plántulas a lo largo del tiempo. Traveset *et al.* (2001) sugieren que una germinación más rápida permite a las semillas dispersadas pasar menos tiempo expuestas a los depredadores. Paulsen y Högstedt (2002) sugieren que las plántulas que emergen más temprano en primavera tienen una ventaja porque desarrollan sistemas radiculares más profundos que las hace más resistentes a la sequía.

Este estudio muestra que las aves frugívoras de estos ecosistemas mediterráneos no dañan a las semillas tras la ingestión y tienden a acelerar la germinación.

Recuadro 5.10 Establecimiento de plántulas de árboles en los bosques mediterráneos fragmentados del centro de Chile

M. Holmgren, J.L. Celis-Diez, J.J. Armesto

Los ecosistemas de tipo mediterráneo son puntos calientes o *hotspots* de biodiversidad global en todos los continentes. En muchos de estos ecosistemas, la cobertura de la vegetación está extremadamente fragmentada por la combinación de perturbaciones naturales y las inducidas por el humano. La regeneración de estos ecosistemas semiáridos es difícil, pero puede ser facilitada por las interacciones con las plantas-nodriza. Estudiamos si la interacción del microclima y los herbívoros en los parches de vegetación remanente definen un umbral de tamaño de parche para el reclutamiento de plántulas de árboles, y si este umbral depende de las condiciones climáticas generales y de los tipos funcionales de las plantas.

Usamos una combinación de aproximaciones correlacionales y experimentales para investigar este problema. Las observaciones y experimentos en el campo fueron llevados a cabo en las zonas de matorral de los Andes y de la cordillera de la Costa chilena, que representan un gradiente de precipitación (350 y 500 mm de precipitación anual, respectivamente). En estas áreas, introducimos plántulas de un año de edad de especies relativamente tolerantes a la sequía (*Quillaja saponaria*) y de otras intolerantes a la sequía (*Cryptocarya alba*). Las plántulas fueron introducidas en condiciones de sombra y no sombra, considerando un gradiente de tamaño de los parches de matorral (1, 5, 10–15, >30 m de diámetro, n = 10 por tamaño de parche), así como distancias que aumentaban desde el borde del dosel (5 y 0,5 m fuera del borde de cada parche, y 0,5, 2, 5, 15 m dentro de cada parche). La mitad de las plántulas fueron protegidas contra los herbívoros mamíferos (principalmente conejos y caballos).

Recuadro 5.10 (cont.)

No encontramos un establecimiento natural de plántulas de árboles en las estribaciones áridas de los Andes. En las condiciones de mayor humedad de la cordillera de la Costa, las plántulas se establecieron frecuentemente bajo el dosel de parches de pequeño y mediano tamaño (5–15 m de diámetro). Las plántulas en las áreas abiertas sin sombra sólo se encontraron en el borde de los parches grandes de matorral (>30 m). La presión de los herbívoros, como los conejos y las liebres, es enorme en las estribaciones andinas, donde ninguna plántula sobrevivió en las parcelas experimentales no protegidas. En el sitio más húmedo de la cordillera de la costa, la presión por los herbívoros fue menor y se redujo en los parches más grandes. La mortalidad de las plántulas debido al estrés por sequía fue menor bajo el dosel de los arbustos y disminuyó significativamente con el tamaño del parche del matorral, particularmente en los sitios áridos andinos. Los parches más grandes de matorral son más fríos y más húmedos, lo que mejora el estrés térmico e hídrico de las plantas, particularmente en los sitios más secos. La supervivencia de las plántulas estuvo estrechamente relacionada con el desempeño fisiológico bajo diferentes condiciones de agua e irradiación.

Nuestros resultados indican que la fragmentación del matorral puede ser irreversible en los ecosistemas áridos y semiáridos, tal como muestran los resultados en las estribaciones andinas del centro de Chile. La conservación de parches grandes de matorral en el paisaje, siempre que sea posible, es esencial para facilitar la restauración ecológica mediante la combinación de exclusión de herbívoros y sombra del matorral. En condiciones de humedad (sitios costeros y años húmedos), la protección frente a los herbívoros puede ser suficiente para mejorar la regeneración de los árboles. En tales áreas, el establecimiento de plántulas también puede aumentar en los bordes de los parches grandes y en los parches pequeños de matorral. Los eventos de El Niño en el centro de Chile aumentan la precipitación hasta unos niveles comparables a los encontrados en la región de la costa, y podrían aumentar potencialmente la probabilidad del establecimiento de plántulas en las estribaciones andinas.

Figura 1a, b Parches discretos de matorral, separados por áreas abiertas sin cobertura de vegetación, han remplazado la cobertura continua del matorral perennifolio en la región mediterránea de Chile. Fotos: M. Holmgren

Recuadro 5.11 Efectos de la aplicación de virutas de madera en la restauración post-incendio de árboles nativos

M. Lallement, C. Tognetti, M.E. Gobbi

Los incendios son las perturbaciones antropogénicas más devastadoras que sufren los bosques de la región andina patagónica. El fuego afecta dramáticamente a la superficie física del suelo y a sus características químicas, así como a la vegetación y fauna, aumentando el riesgo de erosión. Estos bosques son muy importantes para la conservación de la biodiversidad, la regulación del clima y de las cuencas hidrográficas y para la estabilidad del suelo. Por lo tanto, es primordial desarrollar estrategias que favorezcan la restauración ecológica tras un incendio forestal.

Una de las estrategias de restauración más usadas en los bosques andinos patagónicos es la reforestación con especies nativas. Inicialmente, esta estrategia depende de la disponibilidad de plantas, en términos cuantitativos y cualitativos. El crecimiento y desarrollo adecuados de estas plantas determinará el éxito del proyecto de restauración. Aspectos como el tipo de sustrato usado durante el crecimiento de las plántulas y las estrategias de plantación de éstas en el campo deben ser considerados en detalle cuando se planifican proyectos de restauración. El objetivo general de este trabajo fue la evaluación de estrategias que faciliten la recuperación de las áreas quemadas del Parque Nacional de Nahuel Huapi, en el noroeste de la Patagonia, mediante la reforestación con especies nativas de árboles. Para ello, evaluamos:

I. El éxito del proyecto de restauración, que incluyó la ayuda de voluntarios para plantar tres especies nativas de árboles (*Austrocedrus chilensis, Nothofagus pumilio* y *Lomatia hirsuta*) en un área que se había quemado en el Parque Nacional de Nahuel Huapi.

II. El efecto de las virutas de madera, aplicadas como mantillo o incorporadas al suelo, en la supervivencia y crecimiento de *A. chilensis, N. pumilio* y *L. hirsuta* (i) en un vivero y (ii) en el campo.

III. Los efectos de las virutas de madera, aplicadas como mantillo o incorporadas al suelo, en la dinámica del agua de los suelos volcánicos quemados.

Las tres especies arbóreas seleccionadas para este estudio son características de bosques xéricos, donde se dan la mayoría de los incendios que ocurren en la región. Estas especies tienen diferentes formas de vida y estrategias reproductivas (**Tabla 1**). Respecto a *L. hirsuta*, no existen registros previos de que esta especie haya sido usada en proyectos de restauración. El estudio fue llevado a cabo en una zona de matorral localizada en el Valle Challhuaco y que había sufrido previamente un incendio. En la zona, la precipitación media anual es de 1.000 mm (principalmente lluvia y nieve durante el otoño-invierno). Las plántulas fueron obtenidas de viveros locales, y sus edades variaron entre 3–5 años (Objetivo I), 1 año (*A. chilensis* y *L. hirsuta*, Objetivo II), y 3 años (*N. pumilio*, Objetivo II). En la zona de estudio, las plántulas fueron introducidas debajo de arbustos (plantas nodrizas).

El crecimiento y la supervivencia de las plantas en la reforestación donde participaron voluntarios (**Figura 1**) fue satisfactoria; los valores obtenidos estuvieron dentro del intervalo de los obtenidos en estudios previos de restauraciones llevadas a cabo por personal con experiencia y en condiciones climáticas similares. Las mayores tasas de supervivencia tras el primer año fueron las de *A. chilensis* (51%), seguidas de *L. hirsuta* (43%) y *N. pumilio* (29%). En conclusión, se comprobó que los proyectos de reforestación con la ayuda de voluntarios es una buena estrategia para recuperar las zonas degradadas, y además proporciona una oportunidad de educar a los ciudadanos acerca de los problemas ambientales.

Para evaluar los efectos de las virutas de madera en la supervivencia y crecimiento de estas tres especies, mezclamos virutas de madera de pino (*Pseudotsuga menziesii*) con el suelo, en

Recuadro 5.11 (cont.)

una proporción de una parte de virutas por cada tres de suelo (% v/v), o bien dispusimos las virutas sobre el suelo formando un mantillo de 2 cm de grosor. Como control usamos suelo (quemado en el ensayo de campo y no quemado en el ensayo en vivero) sin virutas de madera. En el campo, las plántulas solo se regaron cuando fueron plantadas; mientras que en el vivero se regaron tres veces por semana. En el ensayo en vivero, las virutas de madera mezcladas con el suelo aumentaron la supervivencia de las tres especies y mejoraron algunos de los indicadores de crecimiento (**Figura 2**). Aparentemente, ésta es una estrategia prometedora para mejorar la producción en vivero de las especies nativas. Sin embargo, el mantillo con virutas no tuvo efectos en la supervivencia ni en el crecimiento (**Figura 2**). En el ensayo de campo, las virutas de madera no tuvieron efectos en los parámetros medidos, tanto si estaban dispuestas como mantillo o mezcladas con el suelo (**Figura 2**). El mantillo redujo y estabilizó la temperatura en la superficie del suelo.

Los resultados descritos hasta el momento indican que *L. hirsuta* tiene buenas tasas de supervivencia y de crecimiento, y debería ser tenida en cuenta en reforestaciones futuras.

Para el análisis de la dinámica del agua en el suelo (análisis sin plantas) usamos suelo de un área de matorral quemada. El suelo mezclado con las virutas aumentó la velocidad de drenaje del agua y la capacidad de campo del suelo; este efecto fue mayor a medida que aumentábamos la proporción de virutas. La capa de virutas en el mantillo retrasó la evapotranspiración, aunque los valores finales de humedad en el suelo no se vieron afectados. Los efectos que las virutas de madera tienen en la dinámica del agua en el suelo podrían ser positivos para las plantas, ya que propicia que el agua se mantenga en las inmediaciones del sistema radicular.

La aplicación de nuevas estrategias orientadas a aumentar la supervivencia y el crecimiento de las plantas nativas, especialmente aquéllas que tienen un bajo costo y usan recursos con disponibilidad fácil, estimulan el desarrollo e implementación de los proyectos de restauración. En última instancia, se acelera el proceso de sucesión en hábitats naturales deteriorados y se mejora la recuperación de las áreas degradadas.

Tabla 1 Características de las tres especies nativas de árboles usadas en este trabajo.

	Austrocedrus chilensis	*Nothofagus pumilio*	*Lomathia hirsuta*
Familia	Cupresaceae	Fagaceae	Proteaceae
Orden	Coniferales	Fagales	Proteales
Nombre común	Ciprés	Lenga	Radal
Follaje	Perenne	Caduco	Perenne
Forma de vida	Árbol	Árbol	Matorral/ Árbol
Capacidad rebrotadora	No	No	Si
Vecería	No	Si	No

Recuadro 5.11 (cont.)

Figura 1 Voluntarios trabajando en la plantación de especies nativas en un área quemada del Parque Nacional Nahuel, Argentina. Fotografía del autor

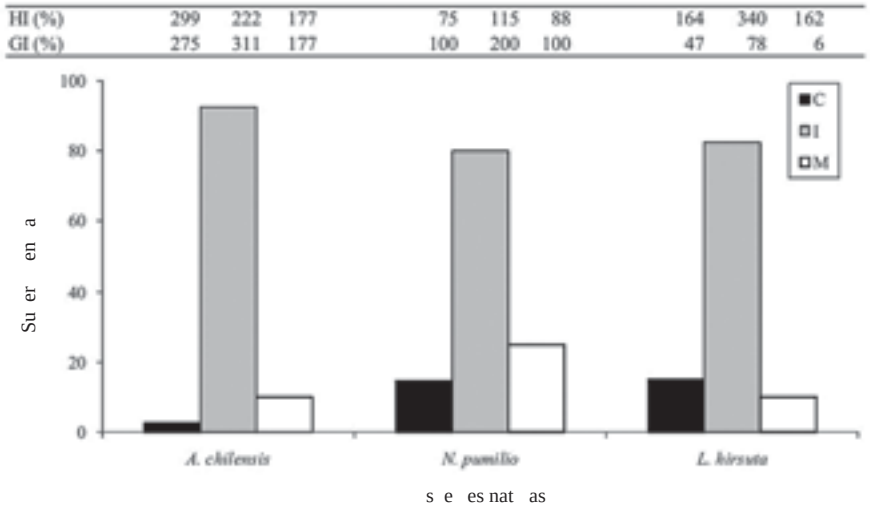


Figura 2 Aumento relativo de la altura (IA), crecimiento (IG) y supervivencia al final del experimento en vivero. Los indicadores de crecimiento relativo fueron el número de verticilos (*A. chilensis*), el número de ramas (*N. pumilio*) y el número de hojas (*L. hirsuta*). C: control, I: virutas de madera incorporadas al suelo; M: virutas de madera aplicadas como mantillo.

Estudios de caso

Valle Central, Chile

El área de estudio se localiza en el Valle Central, entre los Andes y las cordilleras montañosas de la costa, en la zona de transición entre el bosque esclerófilo mediterráneo y el bosque seco caducifolio (35°–38°S; **Figura 5.1**). El clima es mediterráneo semiárido. La precipitación media anual (30 años) es de 330 mm durante el invierno, con 6–7 meses secos. La temperatura media anual es de 15ºC. La vegetación está compuesta por árboles, matorral y parches de herbáceas que están dominados por especies nativas (*Pasithea coerulea*, *Bromus berteroanus*, *Clarkia tenella*, *Amsinckia calycina*, *Moscharia pinnatifida* y *Helenium aromaticum*) y especies exóticas (*Conium maculatum*, *Centaurea melitensis*, *Fumaria capreolata*, *Carduus pycnocephalus*, *Erodium cicutarium* y *Brassica rapa*). Los sitios seleccionados para los experimentos de campo representan diferentes tipos de vegetación, suelos e historia de la perturbación humana en la región. Los sitios estudiados se localizaron en fincas privadas (Los Maitenes, Las Tórtolas y Pirque), estaciones experimentales (Quebrada de la Plata, Calán y San Carlos de Apoquindo) y reservas privadas (la cuenca de San Ramón y el Parque Mahuida) (**Figura 5.1**). Durante los últimos diez años, la cuenca ha sido protegida de la tala, el pastoreo y los incendios forestales por el servicio forestal chileno. También se llevaron a cabo experimentos en los bosques secos del Parque Nacional de Fray Jorge para evaluar la respuesta de las especies al riego simulando una mayor frecuencia de años húmedos (El Niño, ENSO por las siglas en inglés).

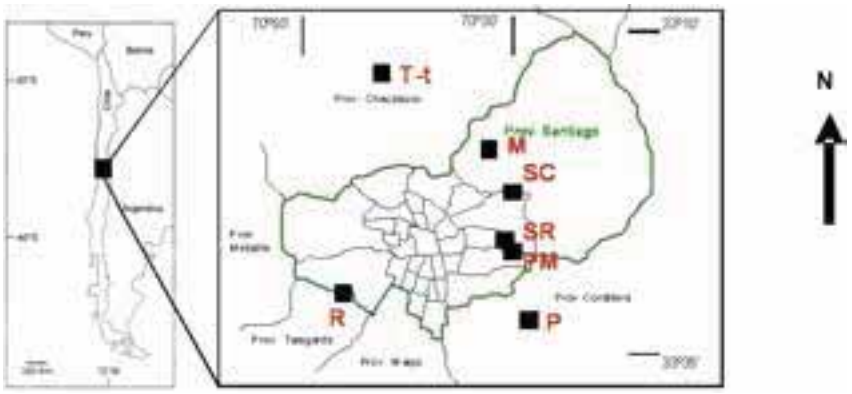


Figura 5.1 Mapa del área de estudio en el Valle Central, Chile. Los experimentos de restauración se localizaron en San Carlos de Apoquindo (SC), Rinconada *, Maitenes (M), Pirque (P), cuenca de San Ramón (SR), Til – Til (T-t) y el Parque Mahuida (PM).

Los experimentos se centraron en el efecto de la cobertura de las herbáceas, la precipitación, las especies de arbustos nodriza (exóticas, fijadoras de N y no fijadoras de N), la herbivoría (combinando sus efectos con parches de matorral y precipitación), el potencial de restauración durante los años lluviosos y la recolonización natural de los árboles y aves. Los experimentos se establecieron en las áreas de estudio para comprobar el efecto de siete tratamientos en el establecimiento de plántulas leñosas de tres especies nativas (**Tabla 5.1**).

Tabla 5.1. Especies seleccionadas usadas en los experimentos de restauración en el campo en las áreas estudiadas de Chile, Argentina y México.

Sitios	Características de las especies	Especies seleccionadas usadas en restauración
Valle Central, Chile		
		Colliguaya odorifera, *Cryptocarya alba*, *Lithrea caustica*, *Quillaja saponaria*, *Sbinus polygamus*
Cordillera de la Costa, Chile		
Valle Casablanca	Tolerantes a la sombra	*Cryptocarya alba*, *Peumus boldus*
	Intermedias	*Lithraea caustica*, *Maytenus boaria*, *Schinus latifolius*, *Quillaja saponaria*
	Intolerantes a la sombra	*Acacia caven*, *Baccharis linearis*, *Colliguaja odorifera*
Reserva Nacional Lago Peñuelas y Valle Colliguay	Tolerantes a la sombra	*Beilschmiedia miersii*, *Cryptocaria alba*, *Peumus boldus*
	Intermedias	*Maytenus boaria*, *Quillaja saponaria*, *Schinus latifolious*
	Intolerantes a la sombra	*Acacia caven*, *Senna candolleana*
Noroeste de Argentina		
	Nativas	*Amburana cearensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Astronium urundeuva*,*Caesalpinia paraguariensis*, *Calycophylum multiflorum*, *Cedrela balansae*, *Coccoloba tiliacea*, *Cordia trichotoma*, *Diatenopteryx sorbifolia*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Gleditsia amorphoides*, *Inga saltensis*, *Jacaranda mimosifolia*, *Myroxylon peruiferum*, *Pithecelobium scalare*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Pterogyne nitens*, *Saccelium lanceolatum*, *Tabebuia impetiginosa*, *Tipuana tipu*
	Exóticas	*Toona ciliata*, *Grevillea robusta*, *Eucalyptus grandis*, *E. teretricornis*, *Corymbia torelliana*, *C. citriodora*, *C. maculate*, *Flindersia xanthoxila*, *F. australis*, *Khaya senegalensis*, *Pautownia fortune*
Suroeste de Argentina		
		Austrocedrus chilensis
Oaxaca, México		
		Acacia angustissima, *Amelanchier denticulata*, *Cercocarpus fothergilloides Desmodium orbiculare*, *Dodonaea viscosa*, *Eysenhardtia polystachya*
Centro de Veracruz, México		
	Nativas	*Cedrela odorata*, *Ceiba aescutifolia*, *Guazuma ulmifolia*, *Ipomoea wolcottiana*, *Luehea candida*, *Tabebuia rosea*
	Seleccionadas por la población local	*Chloroleucon mangense*, *Diphysa carthagenensis*, *Leucaena lanceolata*, *Lysiloma acapulcense*, *Lysiloma divaricatum*, *Maclura tinctorea*, *Cordia alliodora*, *Cedrela odorata*

Los tratamientos fueron:

(1) *Cobertura herbácea y precipitación.* La hipótesis fue que en el matorral chileno la cobertura herbácea tiene un efecto negativo en el establecimiento de las plántulas de especies leñosas, y este efecto sería mayor con lluvias fuertes debido al aumento de la cobertura y altura de las herbáceas. Los resultados mostraron que el efecto de la cobertura herbácea en el establecimiento de plántulas leñosas varió en los diferentes años. Durante el año correspondiente a 'La Niña', caracterizado por las bajas precipitaciones, la cobertura de herbáceas afectó negativamente a la supervivencia de las plántulas. Al contrario, durante el año con más precipitaciones, el efecto de la cobertura de herbáceas en la supervivencia de las plántulas fue positivo (**Figura 5.2**).

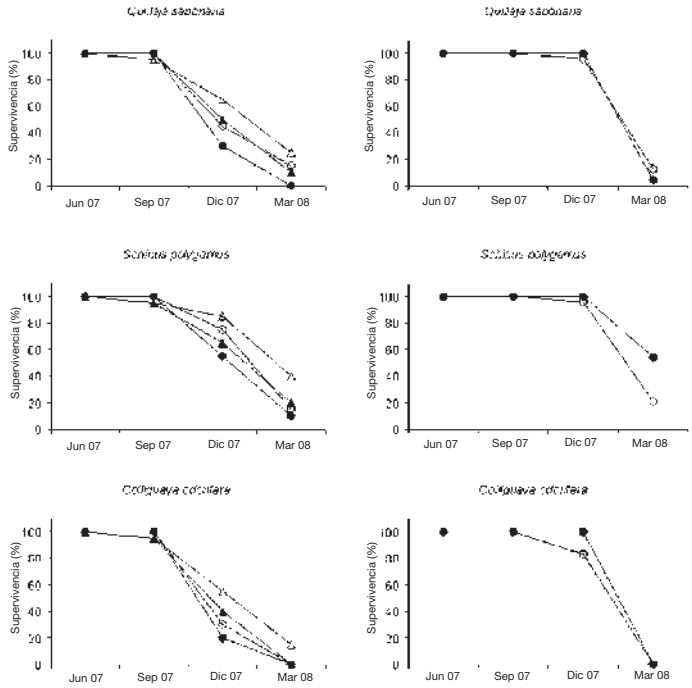


Figura 5.2 Supervivencia de plántulas de especies leñosas introducidas en las parcelas experimentales del Valle Central, Chile. Cada punto corresponde al porcentaje de plántulas vivas en las parcelas regadas y con cobertura herbácea (▲), parcelas regadas y sin cobertura herbácea (Δ), parcelas no regadas y con cobertura herbácea (●) y parcelas no regadas y sin cobertura herbácea (○).

(2) *Especies arbustivas nodrizas fijadoras y no fijadoras de N.* La hipótesis fue que las especies arbustivas fijadoras de N tienen un efecto positivo mayor en el establecimiento de plántulas leñosas bajo su dosel que las especies arbustivas no fijadoras de N. En el matorral chileno, las especies fijadoras de N corresponden a los arbustos de *Leguminosae* y *Rhamnaceae*. Los resultados mostraron que las especies arbustivas tuvieron un efecto positivo debido al aumento de nutrientes en el suelo; sin embargo, el efecto de las especies fijadoras de N fue mayor que el de las especies no fijadoras.

(3) *Especies exóticas de árboles.* La hipótesis fue que los árboles exóticos (introducidos en muchas áreas del centro de Chile) tienen un efecto negativo en el establecimiento de las plántulas. Sin embargo, los resultados mostraron un efecto significativamente positivo; aunque el efecto de *Eucalyptus globulus* fue menor en comparación con el de otras especies exóticas.

(4) *Cobertura del parche de matorral y herbivoría.* La hipótesis fue que el efecto de la herbivoría por mamíferos exóticos y nativos es más débil en los parches remanentes de matorral que en las áreas abiertas y que este impacto disminuye con el tamaño del parche. Los resultados mostraron que el efecto de la fragmentación y de la herbivoría fue negativo. En fragmentos pequeños y en el área más cercana al borde de los fragmentos, el efecto de la herbivoría fue mayor.

(5) *Herbivoría y precipitación.* La hipótesis fue que el efecto de la herbivoría en el establecimiento de plántulas es negativo, siendo menor en años con mayor precipitación. Los resultados mostraron que el efecto de los herbívoros y la precipitación alta (simuladas mediante riego artificial) en la supervivencia de las plántulas fue negativo.

(6) *El uso potencial de los años lluviosos de El Niño (ENSO) para la restauración de la vegetación nativa en el centro de Chile.* Se diseñó un experimento para comprobar si los años lluviosos representan una oportunidad para la restauración. Se sometió a un conjunto de especies de matorral con diferentes formas de crecimiento a una variedad de condiciones simuladas ENSO y herbivoría parcial por conejos y roedores (la herbivoría fue simulada mediante corte). Los resultados mostraron que no hay efectos del agua en la supervivencia, aunque hay un efecto muy fuerte de los herbívoros. La supervivencia fue del 0% y extremadamente baja tanto en las parcelas con herbívoros o sin ellos. Estos resultados sugieren que alargar los pulsos de agua en primavera-verano, cuando la sequia comienza, aumentaría las tasas de supervivencia.

(7) *Restauración y recolonización natural de los árboles nativos y las aves en los sitios perturbados*. La finalidad fue evaluar el papel que tienen diferentes especies nativas de leñosas usadas en las plantaciones forestales establecidas por los propietarios privados y evaluar la recolonización natural de aves y arbustos nativos. Los resultados mostraron que la colonización natural por aves y arbustos fue diferente en los sitios plantados y en los sitios adyacentes no plantados. En cada plantación, las tasas de supervivencia y crecimiento variaron de manera significativa entre las especies, y *Quillaja saponaria* tuvo el mejor desempeño. En general, la recolonización natural observada por las especies leñosas fue baja, mientras que la recolonización natural por aves fue mucho mayor. La diferencia en la abundancia de aves en las áreas reforestadas y en los sitios abiertos adyacentes fue significativamente mayor en las áreas con reforestación antigua, indicando que la abundancia de aves se ve facilitada por la reforestación.

Conclusiones

De acuerdo con estos resultados, se identifican las siguientes recomendaciones para los programas de restauración: (1) no es siempre necesario eliminar la cobertura herbácea en las plantaciones, ya que ésta sólo tendría efectos negativos durante los años más secos; (2) cuando se establecen plantaciones en sitios abiertos, se recomienda el riego durante el verano incluso cuando la precipitación del año ha sido cercana a la media; (3) las plantaciones con especies nativas sucesionales deberían ser llevadas a cabo debajo de especies nodriza (exóticas, fijadoras de N o no fijadoras de N), ya que pueden facilitar el establecimiento de la plántula. Las especies exóticas son útiles como nodriza; sin embargo, en algunos casos (si son agresivas) es necesario erradicarlas antes de que las plántulas nativas sean establecidas. En general, las especies fijadoras de nitrógeno son mejores nodrizas; (4) a pesar del pequeño efecto negativo de la herbivoría en los fragmentos y en los más grandes, la herbivoría es todavía suficientemente alta como

para eliminar la mayoría de las plántulas y, por tanto, la exclusión de herbívoros debe ser considerada en cualquier condición ambiental; y (5) los programas de reforestación pueden ser muy efectivos no sólo para las especies plantadas sino también para otros organismos como las aves, incluso cuando las plantaciones son todavía jóvenes.

Cordillera de la Costa, Chile

El área de estudio se localiza en la cordillera de la Costa de Valparaíso (33°S, 71°30'O; **Figura 5.3**). La precipitación anual varía entre 100 y 800 mm. La vegetación corresponde a bosque esclerófilo, caracterizado por los numerosos endemismos y la presencia de algunas especies de plantas xerofíticas como *Cactus* spp. Los principales usos del suelo son la agricultura, las áreas urbanas, el cultivo de frutales y la minería. El suelo está muy degradado como resultado de la erosión causada por la eliminación del bosque. Esta región se caracteriza por la presencia de grandes exportadores de vino, lo que provoca cambios substanciales en el uso del suelo. Además, grandes áreas han sido transformadas en plantaciones forestales con especies exóticas. Los experimentos de restauración en los sitios semiáridos fueron llevados a cabo en el Valle de Casablanca (propiedad de la compañía Chile Tobacco), la Reserva Nacional del Lago Peñuelas (RNLP) y el Valle Colliguay. Además, se establecieron algunas parcelas en los microsititos más húmedos del Valle Colliguay y en la RNLP.

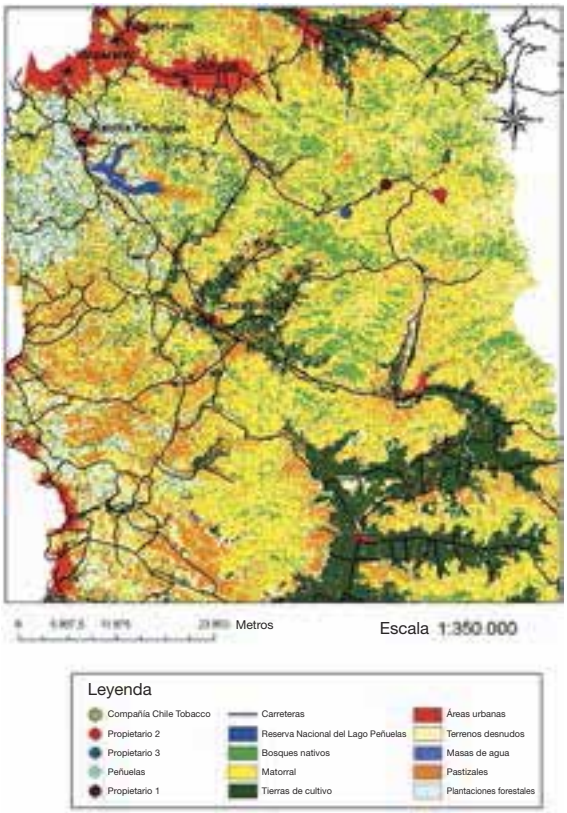


Figura 5.3 Sitios de estudio en la cordillera de la Costa, Chile. Los cinco experimentos de restauración fueron establecidos en el Valle Casablanca, el Valle Colliguay y la Reserva Nacional del Lago Peñuelas.

Establecimos experimentos de campo en tres sitios con diferentes condiciones: presencia de *Acacia caven*, presencia de árboles de *Eucalyptus* y un sitio abierto. Los tratamientos fueron el uso de fertilizantes, la corteza de *Eucalyptus* y el riego por goteo. Las especies de árboles usadas en los experimentos de restauración incluyeron especies tolerantes a la sombra, especies intermedias y especies intolerantes a la sombra (**Tabla 5.1**). Mensualmente se controlaron las condiciones fitosanitarias de los experimentos, mientras que el crecimiento en altitud y diámetro fue registrado cada seis meses.

(1) *El Valle de Casablanca.* En el Valle de Casablanca se han plantado un total de 2.320 plántulas desde 2006. En general, las áreas restauradas con *Acacia* y *Eucalyptus*, donde la temperatura del suelo y la humedad fueron menos extremas, mostraron mayores tasas de supervivencia y crecimiento que las áreas abiertas estadísticamente significativas. La mayoría de las especies plantadas en el sitio con *Acacia* tuvieron mayores tasas de supervivencia y crecimiento, lo que sugiere que factores tales como la fijación de nitrógeno por *Acacia* podrían mejorar el desarrollo de las plantas en este sitio. Por otro lado, el efecto alelopático de *Eucalyptus* podría influir en el desarrollo de las plántulas.

Baccharis linearis se desarrolló bien en los tres sitios. *Quillaja saponaria* también tuvo una tasa de supervivencia alta, especialmente cuando se plantó en el sitio con *Acacia*. Al contrario, *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* no se desarrollaron bien. El riego en los estadíos tempranos de desarrollo tuvo un efecto positivo en la supervivencia y el crecimiento, especialmente en el sitio con *Acacia*. Con la excepción del sitio abierto, los resultados sugieren un efecto positivo de la aplicación combinada del riego, fertilizantes y/o corteza en la supervivencia de muchas plantas. Sin embargo, se observó un aumento en la mortalidad de *Senna candoleana* cuando se aplicó corteza de *Eucalyptus* (**Figura 5.4**).

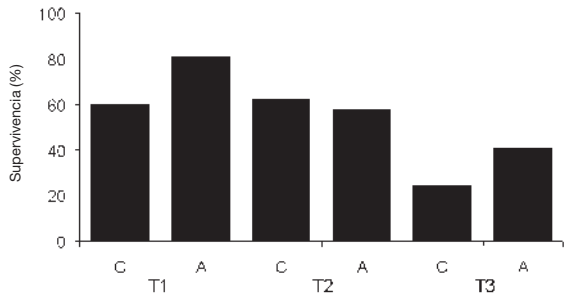


Figura 5.4 Porcentaje de supervivencia de la plantación del 2008 entre julio del 2008 y junio del 2009 en todos los sitios (T1 sitio *Acacia*, T2 sitio *Eucalyptus*, T3 sitio abierto) en la cordillera de la Costa de Chile. C es el control y A es la aplicación de diferentes tratamientos (corteza, fertilizantes y riego).

(2) Valle *Colliguay y Reserva Nacional del Lago Peñuelas (RNLP)*. En Colliguay y la RNLP se establecieron un total de 710 plántulas en los sitios con *Acacia* en 2008. Adicionalmente, se establecieron cuatro parcelas donde un total de 120 individuos del especies adecuadas para sombra y condiciones de humedad de ambientes riparios fueron plantadas en estas áreas de microambientes más húmedos.

En el sitio con *Acacia*, *Quillaja saponaria* y *Schinus latifolius* tuvieron las tasas de supervivencia más altas de todos los experimentos (aprox. el 50%), mientras que *Maytenus boaria* tuvo la más baja (5%). Cuando se compararon los diferentes sitios

de estudio, las mayores tasas de supervivencia fueron observadas en el sitio con pendiente prácticamente nula y con mayor influencia de las nieblas costeras. El efecto de la aplicación de fertilizantes tuvo un resultado incierto; no hubo efectos claros en la supervivencia de ninguna especie ni en las tasas de crecimiento en ningún experimento. Sin embargo, en los micrositios más húmedos, los tratamientos sin fertilizantes tuvieron las menores tasas de supervivencia. *Beilschmiedia miersii* tuvo un 40% de supervivencia en el Valle Colliguay y *P. boldus* y *C. alba* alrededor del 10% en el RNLP. En general, las mayores tasas de supervivencia en Colliguay pueden ser explicadas por las mayores condiciones de humedad. Estos resultados sugieren que la aplicación de fertilizantes en sitios húmedos aumenta la supervivencia; sin embargo, no hay manera de asegurar que este resultado represente una mejoría en el desarrollo de las plántulas. En Colliguay, las mayores tasas de crecimiento en el sitio de *Acacia* fueron registradas en *Q. saponaria, S. latifolius* y *M. boaria.*

Conclusiones

En el Valle de Casablanca, el mejor desarrollo de las especies fue observado en los sitios con *Acacia*. El establecimiento de *A. caven, B. linearis* y *S. candolleana* facilitó el establecimiento de otras especies en sitios abiertos mientras que el riego facilitó la mayor cobertura de plantas nativas en los sitios con *Eucalyptus*. Sin embargo, la obtención de resultados concluyentes de los experimentos de fertilización y corteza requiere más tiempo de experimentación.

En Colliguay y la RNLP, los resultados sugieren que bajo la sombra de *Acacia*, especies como *Q. saponaria* y *S. latifolius* tienen mayores tasas de supervivencia y crecimiento. En sitios abiertos, *A. caven* mostró una tasa de supervivencia más grande que *S. candolleana,* aunque la tasa de crecimiento de esta última fue mayor. Se recomienda el uso de riego en casos donde las condiciones de sequía sean más restrictivas. Los resultados de los experimentos de fertilización no indican si la supervivencia y el crecimiento de las plantas mejoraron. Se recomienda usar *B. miersii, C. alba* y *P. boldus* en condiciones de sombra y humedad.

Noroeste de Argentina

Las actividades de restauración se centraron en bosques secos subtropicales estacionales (BSSE) localizados en las provincias de Salta (departamentos de San Martin y Oran) y Jujuy (departamentos de Santa Bárbara y Ledesma), en el noroeste de Argentina (22º–24ºS, 63º–65ºO; 350 y 750 m s.n.m.; **Figura 5.5**). Estos bosques incluyen los bosques premontanos andinos y la transición al bosque seco del Chaco. El bosque del Chaco es la unidad más grande de bosque tropical seco en los neotrópicos, y se extiende a través de Argentina, Bolivia y Paraguay. Los BSSE están muy amenazados por la deforestación y la transformación en tierras agrícolas, principalmente para producir caña de azúcar y soja. Las actividades madereras son también económicamente importantes en el área, y están muy limitadas a la tala selectiva de una docena de especies nativas valiosas. El área de estudio cubre aproximadamente 10.000 km^2, y combina actividades agrícolas muy provechosas con comunidades locales indígenas que viven en la extrema pobreza. El área alberga las mayores concentraciones de grupos étnicos (nueve) de Argentina, incluyendo grupos de origen andino, amazónico y del Chaco. La transformación del bosque en tierras agrícolas ha interrumpido la continuidad histórica de bosque entre el bosque premontano andino y el bosque del Chaco, creando una brecha agrícola de 5 a 25 km de ancho. En el área de estudio, el BSSE cubre aproximadamente 7.500 km^2, la mayor parte de los cuales están muy perturbados o son susceptibles de ser transformados.

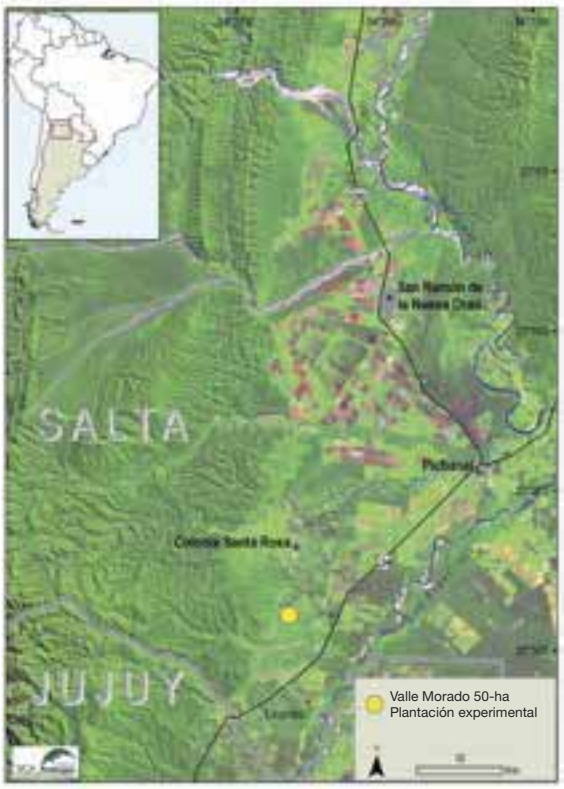


Figura 5.5 Sitios de estudio en el noroeste de Argentina. La plantación experimental de 50 ha se localizó en el Valle Morado. Además, se establecieron otros estudios de restauración en Valle Morado y Los Naranjos.

En 2001, establecimos una plantación experimental de 50 ha en Valle Morado (provincia de Salta) que incluyó 20 especies nativas de árboles y 11 exóticas (**Tabla 5.1**). La plantación de las 20 especies nativas fue establecida de manera aleatoria para simular la regeneración natural con el objetivo de generar información acerca de los procesos de restauración en áreas degradadas o deforestadas. En este estudio, no se llevaron a cabo intervenciones (por ej. poda) para así evitar modificar el establecimiento y los patrones de crecimiento naturales. En la plantación, se establecieron experimentos puros y mixtos con especies nativas y exóticas para evaluar las tasas de crecimiento, la forma de crecimiento, la salud y las interacciones entre especies (por ej. competencia y efecto nodriza). Los tratamientos incluyeron las variaciones en la densidad de árboles, la mezcla de especies nativas diferentes y el uso de especies exóticas como árboles nodriza. Evaluamos el rendimiento de los árboles en términos de incremento de diámetro y altura y la vulnerabilidad a los patógenos en los diferentes tratamientos.

Los muestreos se llevaron a cabo en 2003, 2005 y 2007. En octubre del 2005, aproximadamente 12 ha de la plantación experimental fueron dañadas por un incendio. Durante el verano de 2007 se replantaron 5 ha con especies exóticas y nativas, pero las temperaturas inusualmente bajas registradas durante el primer invierno tras la replantación provocaron la pérdida masiva de las plántulas. En marzo del 2008 se

estableció en Valle Morado un experimento de 2,6 ha con especies nativas y exóticas para remplazar el área experimental dañada por el fuego y las heladas. En este experimento se usaron una especie nativa (*Cedrela balansae*) y dos exóticas (*Toona ciliata y*, *Tectona grandis*). Después de ocho años desde el establecimiento de la plantación experimental de 50 ha, observamos una densidad total de 744 individuos/ha y una mortalidad del 18,5%. El diámetro medio de todas las especies fue de 11,4 cm, la altura media de 8 m y el área basal de 10 m^2/ha. Además, tras estos ocho años, se obtuvo una parcela multiespecífica con una cobertura de dosel alta con *C. balansae*, *Pterogyne nitens* y *Tabebuia impetiginosa* como especies dominantes.

Las plantaciones puras y mixtas de especies de árboles nativos mostraron diferente diámetro, mortalidad y biomasa que las plantaciones mixtas con especies exóticas. Tras ocho años, las especies nativas con los mayores diámetros fueron *Enterolobium contortisiliquum*, *Tipuana tipu* y *C. balansae*, que alcanzaron diámetros de más de 10 cm en los primeros cinco años, mientras que las especies con los diámetros más pequeños (6–8 cm) fueron *Cordia trichotoma, Jacaranda mimosifolia, P. nitens, Astronium urundeuva* y *T. impetiginosa* (**Tabla 5.7**). En las plantaciones mixtas de árboles nativos y exóticos, el diámetro y la altura de las especies nativas fueron más pequeños que el de las especies exóticas. Al contrario, la mortalidad de las especies nativas fue menor (entre el 5–30%) que el de las exóticas (>30%). La estimación de biomasa en el experimento con árboles exóticos (de 40 a >70 ton/ha) tendió a ser mayor que en el de especies nativas. Las plantaciones puras con las especies *C. balansae* (80 ton/ha) o *T. tipu (*50–60 ton/ha) alcanzaron una mayor biomasa que cualquier otra especie nativa durante los ocho años de evaluación.

Tabla 5.7 Diámetro medio (DM), altura e incremento medio anual (IMA) de las especies de árboles usadas en los experimentos de restauración con especies nativas mixtas en el norte de Argentina. Todas las especies fueron plantadas en enero del 2002.

Especies	DM (cm)	IMA (cm/año)	Altura (m)	IMA (m/año)
Cordia trichotoma	5,78	1,54	3,39	0,91
Cedrela balansae	6,85	1,83	5,54	1,48
Tipuana tipu	12,77	3,41	8,91	2,37
Pterogyne nitens	5,46	1,46	4,76	1,27
Jacaranda mimosifolia	6,88	1,83	4,45	1,19
Tabebuia impetiginosa	6,22	1,65	3,33	0,89
Astronium urundeuva	7,69	2,05	4,66	1,24

Conclusiones

(1) Las especies exóticas mostraron una mayor mortalidad que las nativas, particularmente durante la estación seca (junio-octubre); (2) las especies nativas tendieron a formar más ramificaciones que las exóticas y, por tanto, es aconsejable favorecer plantaciones de alta densidad de especies nativas; (3) la mezcla de especies exóticas (*Grevillea robusta*) y

nativas reduce la ramificación; (4) *Phylostilon rhamnoides*, una especie nativa, mostró una baja supervivencia y crecimiento en las plantaciones en campo abierto debido a sus requerimientos de sombra para el reclutamiento; (5) se comprobó que algunas especies exóticas (*Flindersia xanthoxila*, *F. australis*, *Khaya senegalensis* y *Paulownia fortune*) estaban pobremente adaptadas a las condiciones locales; (6) *C. balansae*, una especie nativa, sufrió un daño severo debido a un brote de la polilla barrenadora (*Hypsipyla grandella*); en estos casos se recomienda el uso de químicos para el control de plagas y la poda del tallo conductor; (7) *T. tipu*, *C. trichotoma* (especies nativas) y *T. ciliata* (especie exótica) mostraron el mejor desarrollo; (8) *T. ciliata* (cedro australiano) es considerado el equivalente a *C. balansae* (cedro Orán). El cedro australiano no es atacado por las plagas nativas y su selección genética confiere ciertas ventajas desde un punto de vista forestal. Sin embargo, algunos experimentos con *C. balansae* consiguieron tasas de acumulación de biomasa mayores que en otros bosques secundarios.

Suroeste de Argentina

El estudio se llevó a cabo en el ecotono bosque-estepa de las laderas orientales de los andes patagónicos, Argentina (**Figura 5.6**). La región se caracteriza por una disminución de la precipitación desde el oeste hacia el este debido al efecto orográfico de los Andes. Las sequías, en concierto con las fuentes de ignición de origen natural y antropogénico, hacen que los incendios sean el principal factor de cambio ecológico en la región. La alta tasa de incendios durante las eras de los asentamientos aborígenes y europeos provocaron la fragmentación del bosque (Capítulo 3); las extinciones locales de los taxones arbóreos sensibles al fuego, así como la retracción de estos taxones en refugios rocosos con baja cantidad de leña donde no llegan los incendios, han permitido la supervivencia de árboles remanentes dispersos. Las áreas sin árboles han sido tradicionalmente percibidas por los ingenieros forestales y los administradores del territorio como tierras baldías incapaces de mantener bosques nativos, y han sido usadas para la cría extensiva de ovejas, vacas y caballos. Además, otros herbívoros introducidos como las liebres y los conejos europeos y los ciervos exóticos tienen un impacto negativo en la vegetación arbórea nativa. Otra fuente de degradación del bosque nativo seco es la tendencia actual de establecer plantaciones con especies exóticas (mayoritariamente pino), las cuales cambian drásticamente el régimen de incendios al aumentar la extensión y severidad de los incendios forestales. Los experimentos de restauración fueron establecidos en dos sitios localizados en la región central del área de distribución de *Austrocedrus chilensi*s, en el Valle del Arroyo del Medio y en la Estancia San Ramón, dos fincas privadas situadas en las afueras del Parque Nacional de Nahuel Huapi.

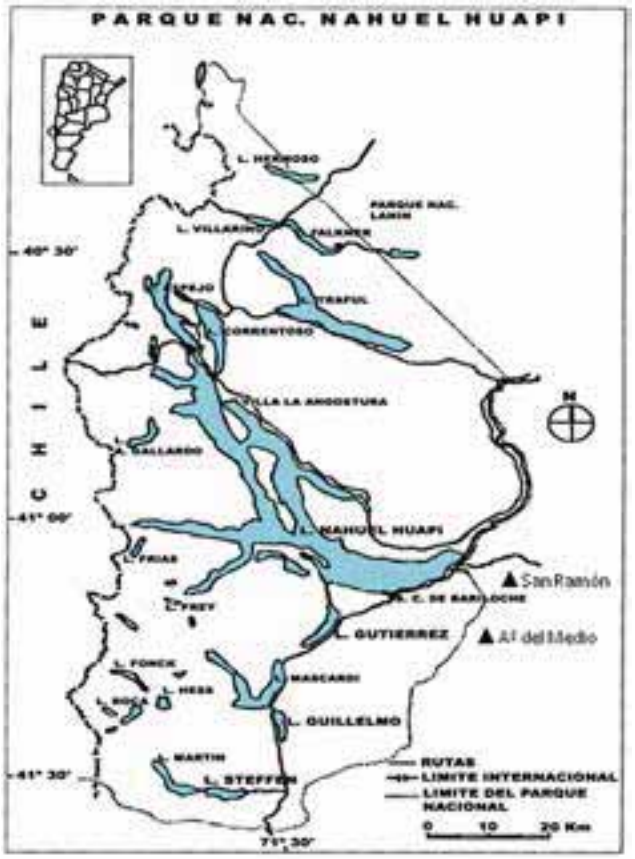


Figura 5.6 Sitio de estudio en el suroeste de Argentina. Los experimentos fueron establecidos en dos fincas privadas: Valle del Arroyo del Medio y Estancia San Ramón.

Los experimentos de restauración se centraron en *Austrocedrus chilensis,* un árbol con un importante valor económico. Los experimentos fueron diseñados para comprobar las siguientes hipótesis: (1) *Austrocedrus* está ausente en las áreas donde se ha extinguido localmente debido a una alta frecuencia de incendios como resultado de las actividades antropogénicas, y (2) el establecimiento de *Austrocedrus* está regulado por la disponibilidad de micrositios (plantas nodrizas), la herbivoría y las características relacionadas con la adaptación local (origen). Los experimentos enfatizaron el efecto de las plantas nodrizas (con y sin protección), la herbivoría (con y sin exclusiones), la localización en la ladera (en la parte superior de la colina y a mitad de la ladera) y la proximidad a matorrales y pastos (debajo de una planta nodriza y lejos de todas las plantas vecinas).

El primer experimento fue establecido en Arroyo del Medio durante el otoño austral (estación húmeda), en mayo del año 2008. Las semillas de *Austrocedrus* fueron estratificadas y sembradas en macetas en un invernadero, y las plántulas fueron posteriormente transferidas a las parcelas experimentales. El experimento consistió en (1) uso de plantas nodrizas (plántulas sembradas debajo un arbusto o sin protección arbustiva) y (2) la exclusión de herbívoros (con y sin). Las plántulas debajo de plantas nodrizas y con exclusión de herbívoros sufrieron una alta mortalidad durante el

primer invierno de 2008. En las parcelas situadas en zonas abiertas, la mortalidad de las plántulas fue superior al 90% en ambas cohortes de plántulas. Esta alta mortalidad pudo probablemente ser debida al levantamiento de las raíces por las heladas, como consecuencia del pequeño tamaño de las plántulas, especialmente aquellas con menos de un año de edad. Sin embargo, la supervivencia fue significativamente mayor en las parcelas con arbustos nodriza (entre el 35 y el 75% en las plántulas muy jóvenes y en las de 3 años de edad, respectivamente; **Figura 5.7**). Los herbívoros no tuvieron efectos en las tasas de supervivencia durante el invierno. Debido a las bajas tasas de crecimiento de *Austrocedrus*, sólo se hizo un seguimiento de las tasas de supervivencia.

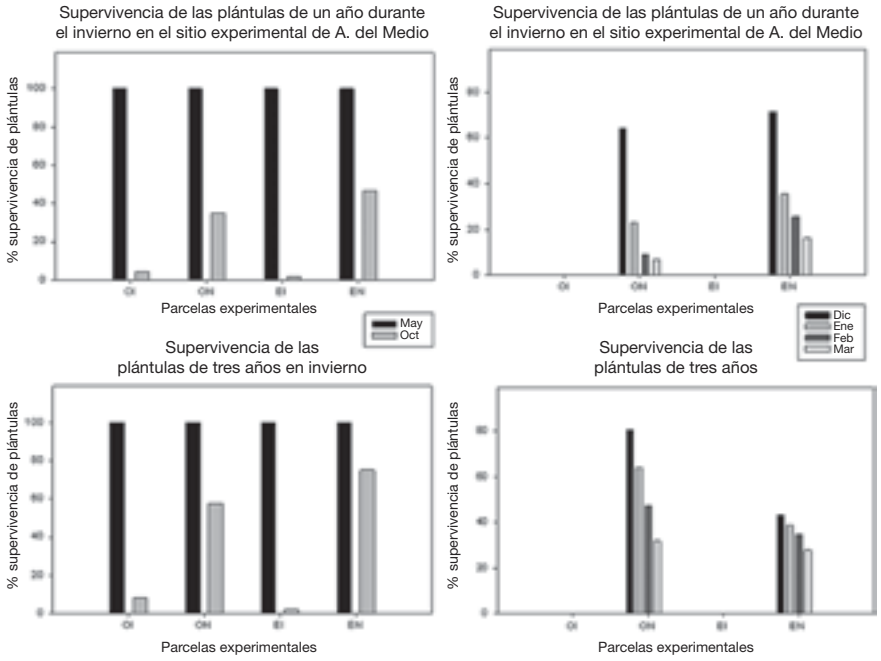


Figura 5.7 Supervivencia de las plántulas de *Austrocedrus* en el sitio experimental de Arroyo del Medio, suroeste de Argentina. Los gráficos de la izquierda muestran la supervivencia de plántulas durante el invierno, en los tratamientos AS = abierto y sin arbusto nodriza, AC = abierto y con arbusto nodriza, ES = exclusión y sin arbusto nodriza, EC = exclusión y con arbusto nodriza. Los gráficos de la derecha muestran que la supervivencia de plántulas durante el verano (diciembre a marzo) fue baja en general, incluso debajo de los arbustos nodriza (tratamientos AC y EC), pero las plántulas de tres años tuvieron tasas de supervivencia mayores al final de la estación (marzo). Hay que tener en cuenta que al principio de la estación de crecimiento no había plántulas vivas en las parcelas sin arbustos nodriza (AS y ES).

En los mismos tratamientos, la supervivencia de las plántulas de tres años de edad fue significativamente mayor que las de un año de edad. Después de la siguiente estación de crecimiento, la supervivencia fue baja (entre el 10% y el 30%), probablemente debido a la falta de precipitaciones durante un verano particularmente seco (2008–2009). Sólo las parcelas con arbustos nodriza tuvieron plántulas vivas al principio del verano, y no hubo diferencias significativas entre las parcelas con o sin protección frente a los herbívoros. De nuevo, las plántulas de tres años de edad tuvieron una tasa de supervivencia significativamente mayor al final del verano, aprox. el 30% de supervivencia durante la estación de crecimiento en comparación con el 10% de las plántulas muy jóvenes (**Figura 5.7**).

El segundo experimento se estableció en la finca San Ramón durante la primavera del 2008 (octubre), en un pequeño fragmento de bosque de *Austrocedrus* localizado en un afloramiento rocoso rodeado de vegetación de estepa. En las parcelas experimentales se introdujeron plántulas de tres años de edad procedentes de un vivero comercial. Todas las plántulas fueron trasplantadas debajo de un arbusto o bajo sombra artificial. Los tratamientos fueron la exclusión de herbívoros (con o sin), la localización en la ladera (en el sustrato rocoso, en la parte superior de la colina y en suelos de la parte media de la ladera) y la proximidad a arbustos y pastos (debajo una planta nodriza y lejos de las plantas vecinas o cubierto por una malla de sombra). La supervivencia durante la estación seca fue muy alta (aprox. el 80%) en los tratamientos situados en la parte media de la ladera, en la matriz de pasto y arbustos, en los tratamientos debajo de los arbustos nodriza y en aquellos con sombra artificial. No se detectaron efectos de la vegetación herbácea próxima, al menos durante la estación de crecimiento. Desde noviembre a enero, no hubo diferencias significativas en la supervivencia de los distintos tratamientos. Sin embargo, la supervivencia en la cresta de la ladera y en el sustrato rocoso fue extremadamente baja en febrero, al final del verano (**Figura 5.8**). Esto puede ser atribuido a la falta de suelo orgánico para retener la humedad; por otro lado fue un verano muy seco, y los arbustos nodriza usados fueron más pequeños y menos densos que los de las parcelas en la ladera.

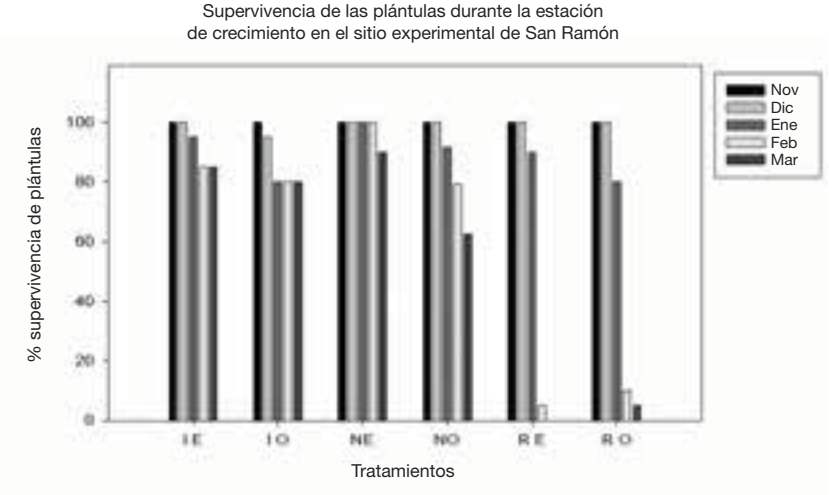


Figura 5.8 La supervivencia de las plántulas entre los diferentes tratamientos fue alta hasta mediados de verano (enero), pero hacia el final del verano (febrero a marzo), la supervivencia fue casi nula en la cresta rocosa (RE y RO).

Conclusiones

El principal factor limitante del establecimiento de *Austrocedrus* es la sequía, especialmente cuando ésta es adyacente a la estepa, donde existen algunos bosques dispersos y aislados de esta especie. Para los programas de restauración se recomienda el uso de arbustos nodriza (protegen frente al clima extremadamente frío y las heladas del suelo durante el invierno) o de sombra artificial (disminuye la luz solar directa y la desecación del viento durante el verano) para mejorar la supervivencia de las plántulas. Las plántulas deberían ser sembradas cuando tienen más de dos años, ya que durante el primer año de vida son vulnerables y la mortalidad es alta.

Centro de Veracruz, México

En el centro de Veracruz, México, el área de estudio se localizó en los municipios de Paso de Ovejas y Emiliano Zapata (19°17'N, 96°26'O, 100–250 m s.n.m.; **Figura 5.9**). El clima se caracteriza por ser cálido y seco. Las temperaturas mínimas y máximas son de 20 y 30ºC, respectivamente. La precipitación media anual es de aprox. 900 mm, y se distribuye desigualmente a lo largo del año. La estación seca se extiende desde octubre a mayo. Los suelos están compuestos principalmente por cambisoles y vertisoles con una considerable extensión de roca expuesta. La tierra se usa principalmente para la cría de ganado, típicamente en ranchos privados, a una escala relativamente pequeña. Las actividades en las tierras comunales son muy diversas, siendo la principal la producción de maíz. La papaya, el frijol, el chile verde, la sandia, el sorgo, la caña de azúcar y el mango son otros cultivos de la zona. La selección de las áreas de estudio se basó en criterios ecológicos y factores históricos. Esta área se caracteriza por la presencia de numerosos restos de asentamientos pre-hispánicos (600 al 1.500 DC), y jugó un papel muy importante durante la independencia de México (en el siglo XIX). La ocupación humana de la región ha sido considerable, tal como se documenta por la existencia de más de 100 lugares arqueológicos; las pinturas en los muros y techos de las cuevas indican asentamientos pre-hispánicos. También existen restos de los caminos reales, puentes y haciendas del siglo XIX. Para establecer los experimentos de restauración en esta región se seleccionaron cinco sitios con sucesión secundaria temprana y con diferencias en la historia de uso del suelo y el tiempo de abandono.

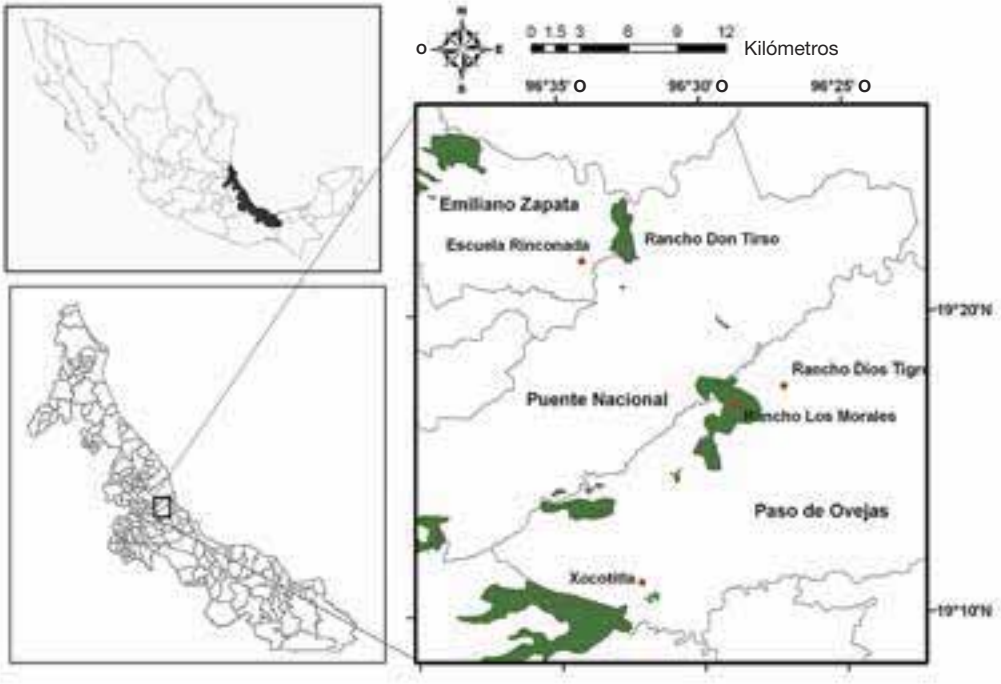


Figura 5.9 Mapa del área de estudio en el centro de Veracruz, México. Los experimentos de restauración se localizan en los municipios de Paso de Ovejas y Emiliano Zapata, en Rinconada, Don Tirso, Dios Tigre, Los Morales y Xocotitla.

(1) *Historia de uso del suelo y efecto del sitio en plantaciones mixtas*. Los experimentos de restauración fueron diseñados para evaluar el potencial de las especies de árboles seleccionadas para establecerse y crecer en zonas de barbecho con diferentes grados de perturbación. Para ello se establecieron cuatro experimentos con seis especies nativas de árboles (**Tabla 5.1**). En septiembre del 2007 se trasplantaron un total de 960 plántulas (60 por sitio, diez de cada especie seleccionada) en cada sitio. Se registraron cada cuatro meses la supervivencia y el crecimiento del diámetro basal y la altura, hasta octubre de 2009, con el fin de incluir dos estaciones secas y dos de lluvia.

Los resultados indicaron que la supervivencia de las plántulas fue estadísticamente similar en las distintas especies, con excepción de *Cedrela odorata***.** Tras la primera estación seca (cinco meses sin precipitación), la supervivencia de todas las especies fue superior al 55%. Sin embargo, tras la segunda estación seca, la supervivencia de *C. odorata* fue la más baja, mientras que *Ceiba aescutifolia* y *Guazuma ulmifolia* tuvieron la supervivencia más alta (**Figura 5.10**). Tras los periodos de sequía, *Tabebuia rosea, Ipomoea wolcottiana* y *Luehea candida* tuvieron una tasa de supervivencia media inferior al 50%. La tasa relativa de crecimiento en altura fue estadísticamente similar en las distintas especies, mientras que el crecimiento en diámetro varió (**Tabla 5.2**). *C. odorata* tuvo el mayor crecimiento en diámetro, seguida por *G. ulmifolia*, *T. rosea* e *I. wolcottiana*. *C. odorata*, a pesar de su excelente crecimiento, pareció incapaz de adaptarse a las condiciones de sequía. *G. ulmifolia* tuvo un alto porcentaje de supervivencia debido al rebrote de los individuos aparentemente muertos durante la estación lluviosa. *C. aesculifolia* mostró un crecimiento lento debido a que la parte superior del tallo se rompió durante la estación seca, recuperándose cuando la estación de lluvias empezaba de nuevo. En todas las especies hubo una tendencia hacia el mejor desarrollo en los campos abandonados con menor grado de perturbación y mayor tiempo transcurrido desde el abandono. Las diferencias en los sitio son debidas a los usos previos del suelo (agricultura y ganadería) y el tiempo transcurrido desde el abandono (entre un mes y cinco años antes del inicio de los experimentos).

Tabla 5.2 Tasa relativa de crecimiento en altura (TRCa) y diámetro (TRCd) para las especies de árbol usadas en los experimentos de restauración en la región de bosque tropical seco del centro de Veracruz, México, durante la estación de lluvia y la seca (2007 –2009). Los valores son medias y error estándar.

Especies	TRCa (cm/cm/mes)		TRCd (mm/mm/mes)	
	Lluvia	Seca	Lluvia	Seca
Cedrela odorata	0,24 (0,03)	–0,02 (0,02)	0,13 (0,027)	0,02 (0,007)
Ceiba aesculifolia	0,05 (0,007)	–0,006 (0,01)	0,05 (0,004)	0,002 (0,003)
Guazuma ulmifolia	0,18 (0,03)	–0,03 (0,01)	0,10 (0,01)	0,01 (0,003)
Ipomoea wolcottiana	0,18 (0,02)	–0,02 (0,005)	0,11 (0,01)	0,008 (0,005)
Luehea candida	0,04 (0,01)	–0,016 (0,007)	0,04 (0,01)	0,007 (0,003)
Tabebuia rosea	0,09 (0,02)	0,01 (0,007)	0,06 (0,01)	0,023 (0,007)

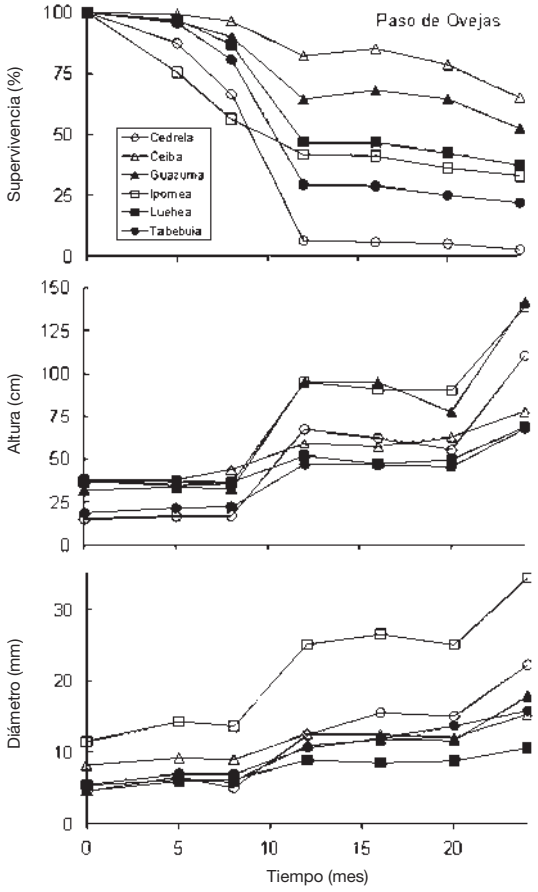


Figura 5.10 Porcentaje de supervivencia, crecimiento en altura y diámetro de las seis especies de árboles usadas en los sitios para ensayos de restauración en el centro de Veracruz, México.

(2) *Desempeño de las especies seleccionadas por la población local.* Durante la estación de lluvia del 2008, se estableció una plantación mixta experimental con ocho especies nativas leñosas seleccionadas por la población local (**Tabla 5.1**) para evaluar el desarrollo inicial de las plántulas. También se evaluó el desarrollo de *C. odorata* en una plantación de enriquecimiento. Las plántulas de estas especies fueron inicialmente producidas en traspatios y posteriormente trasplantadas al campo (Xocotitla, 48 meses de barbecho). Se evaluaron la supervivencia, el crecimiento (altura y diámetro), el rebrote y la herbivoría (hoja y tallo) cada cuatro meses, hasta octubre del 2009. También se registraron los casos de anillamiento del tallo en *C. odorata* y la necrosis de hojas en *Maclura tinctorea*.

La plantación con especies mixtas mostró una tasa de supervivencia del 95–100% después de cinco meses; sin embargo, tras la estación seca del 2009, la supervivencia disminuyó del 83 al 97% en la mayoría de las especies excepto en *C. odorata*. *C. odorata* tuvo tasas de supervivencia del 14 al 28% en plantaciones mixtas y enriquecidas, respectivamente. En el 2008, la TRCd fue significativamente diferente en las distintas especies; el mayor crecimiento correspondió a *Lysiloma acapulcense*, *Chloroleucon mangense* y *C. odorata*. Sin embargo, durante la

siguiente estación seca (2009), no hubo diferencias entre las especies. En ambos períodos, no hubo diferencias en la TRCa entre las especies.

El desarrollo de *Cedrela odorata* en plantaciones mixtas y enriquecidas fue similar en términos de TRCd, aunque la TRCa, fue mayor en las plantaciones mixtas (**Tabla 5.3**). En éstas últimas, tras el trasplante inicial, el anillamiento del tallo fue la principal causa de mortalidad; durante la estación seca del 2008, este tipo de daño fue observado en el 11% de los individuos que murieron durante el 2009. En la plantación enriquecida, hubo anillamiento en sólo el 2,3% de los individuos. Se observó rebrote en cuatro especies (*C. mangense, L. acapulcense*, *Leucaena lanceolata* y *C. odorata*). El daño provocado por los herbívoros fue bajo en *Cordia alliodora, L. acapulcense, C. odorata*, *Diphysa carthagenensis* y *Lysiloma divaricatum.* Los resultados sugieren que *C. odorata* puede ser usada para enriquecer la vegetación secundaria, mientras que las otras especies tienen el potencial de ser usadas en plantaciones mixtas para restaurar áreas perturbadas.

Tabla 5.3 Tasa relativa de crecimiento del diámetro (TRCd) y de la altura (TRCa) de ocho especies de árbol en plantaciones mixtas y enriquecidas (E). Valores estimados hasta el invierno (localmente llamado 'Norte') del 2008 y la estación seca del 2009 en Xocotitla (Veracruz, México). Los valores son medias y errores estándar. Las medias en la misma columna acompañadas por el mismo superíndice no difieren significativamente de alpha= 0,05.

	TRCd (mm mm–1 mes–1)		*TRCa (cm cm–1 mes–1)*	
Especies	*Norte 2008*	*Seca 2009*	*Norte 2008*	*Seca 2009*
Chloroleucon mangense	0,122 (0,02)[a]	–0,008(0,01)[a]	0,051 (0,02)[a]	0,044 (0,01)[a]
Diphysa carthagenensis	0,085 (0,03)[ab]	–0,016(0,03)[a]	0,028 (0,03)[a]	–0,016 (0,05)[a]
Lysiloma acapulcense	0,130 (0,05)[a]	0,001(0,01)[a]	0,004 (0,03)[a]	0,037 (0,01)[a]
Lysiloma divaricatum	0,075 (0,04)[ab]	0,001(0,05)[a]	0,050 (0,06)[a]	0,021 (0,03)[a]
Leucaena lanceolata	0,059 (0,03)[ab]	0,010(0,01)[a]	0,021 0,02)[a]	0,011 (0,02)[a]
Cordia alliodora	0,021 (0,03)[b]	0,015(0,03)[a]	–0,007 (0,0)[a]	–0,017 (0,07)[a]
Maclura tinctorea	0,073 (0,03)[ab]	0,016(0,01)[a]	0,042 (0,02)[a]	0,002 (0,02)[a]
Cedrela odorata	0,110 (0,04)[a]	0,003(0,02)[a]	0,015 (0,00)[a]	0,046 (0,02)[a]
*Cedrela odorata (*E)	0,151 (0,02)	–0,023(0,03)	–0,002 (0,00)	0,054 (0,030)

Conclusiones

Todas las especies pueden ser potencialmente usadas en restauración; sin embargo, se debería elegir un sitio adecuado para el trasplante de cada especie en particular. Las especies maderables (*C. odorata* y *T. rosea*), especies muy valoradas por la población local, son muy intolerantes a la sequía y, por tanto, deberían ser plantadas debajo de árboles nodriza, que ayudan a mantener la humedad. Al contrario, *C. aescutifolia* y *G. ulmifolia* son tolerantes a la sequía y pueden ser usadas en áreas degradadas sin vegetación leñosa; su capacidad para rebrotar es una ventaja que permite el establecimiento y la supervivencia en condiciones de sequía extrema. *I. wolcottiana* y *L. candida* pueden ser usadas en áreas perturbadas.

La población local no es muy entusiasta de las especies no maderables, aunque éstas son importantes para la restauración ya que pueden cambiar el microambiente, proporcionando condiciones adecuadas para el establecimiento de otras especies de importancia económica. La plantación de enriquecimiento se recomienda en sitios de sucesión temprana donde no hay rebrote ni existen especies primarias de árboles (por ej. *C. odorata* u otras especies con usos múltiples, forrajeo y especies con frutos). En plantaciones mixtas, *C. odorata* es uno de los árboles más valorados en el área; puede ser usada si el riego es posible y la densidad de plántulas trasplantadas es baja.

Claramente, el éxito de la restauración está directamente relacionado con las condiciones del sitio, ya que las especies se desarrollaron mejor en los sitios menos perturbados con árboles y arbustos aislados que actuaban como individuos nodriza. La introducción de plántulas en sitios perturbados es una técnica importante para acelerar la restauración. La selección de especies de árboles para la restauración debe tener en cuenta el conocimiento de la población local y las características del sitio.

Oaxaca, México

El área de estudio se localizó en las regiones de la Mixteca Oaxaqueña y el Valle Central. Los experimentos se establecieron en los municipios de Asunción Nochixtlán, Santo Domingo Yanhuitlán, San Pedro y San Pablo Teposcolula en la región Mixteca (**Figura 5.11**). El área se divide en tres zonas con precipitación diferente (precipitación anual de más de 900 mm, entre los 600 y los 700 mm y menos de 550 mm). Los tipos de vegetación son el bosque de encino, el bosque de pino, los pastizales y los matorrales. En la región Mixteca, la cobertura de plantas es inferior al 25%, con parches dispersos de matorrales que crecen en las cumbres de las colinas (Cruz-Cruz, 2005). Hay erosión del suelo en el 59% del área, con una tasa de pérdida de suelo de más de 50 toneladas ha/año (Romero *et al.,* 1986). Los grupos indígenas (mixtecas) viven en esta región, y su modo de subsistencia está principalmente basado en las formas tradicionales de agricultura y en el uso de los recursos naturales de los bosques. Sin embargo, esta región representa uno de los casos más extremos de degradación ambiental de las zonas secas de México. Las principales causas de degradación son la alta densidad de ganado, la expansión agrícola, las prácticas insostenibles de manejo de los potreros y las altas tasas de deforestación.

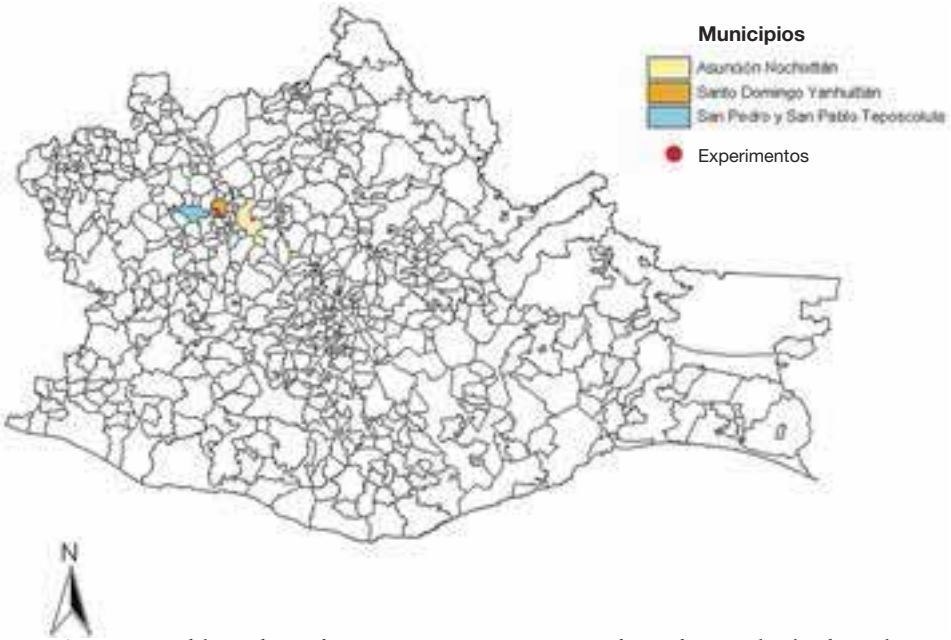


Figura 5.11 Mapa del área de estudio en Oaxaca, México. Los sitios de estudio están localizados en los municipios de Asunción Nochixtlán, Santo Domingo Yanhuitlán y San Pedro y San Pablo Teposcolula en la región de Mixteca Oaxaqueña.

(1) Arbustos nativos en cuatro tipos de sustrato. Los experimentos de campo se centraron en el desempeño de arbustos nativos en cuatro tipos de sustratos diferentes. Las especies estudiadas se muestran en la **Tabla 5.1**. Los tratamientos variaron respecto a las características del suelo de los cuatro sitios de estudio. Los tipos de sustrato fueron:

- suelo rojo sedimentario (Formación Yanhuitlán, arcilla montmorillonita), pH >8, materia orgánica (MO) 1,2%, carbonatos 31,9% y una alta erosión
- suelo de piedra caliza sedimentaria (suelo blanco), pH >8, MO 1,3%, capa cementada por carbonatos y suelos superficiales
- suelo de toba volcánica, pH 6,8, MO 19%, bajo contenido en carbonatos y suelos superficiales
- suelos negros (suelos volcánicos de andesita), pH 6,8, MO 6,1%.

Los experimentos de campo fueron establecidos en julio de 2008 (estación de lluvia) y fueron monitoreados durante agosto y noviembre de 2008 y mayo y noviembre de 2009. Las variables medidas fueron la supervivencia, la altura, la cobertura y la tasa de crecimiento de la biomasa.

La supervivencia de los arbustos nativos disminuyó durante los 15 meses de evaluación. *Desmodium orbiculare* mostró una supervivencia superior al 95% en todos los sustratos, y la de *Acacia angustissima* fue superior al 90%; además, más del 80% de *Eysenhardtia polystachya* y de *Dodonaea viscosa* sobrevivieron. *Amelanchier denticulata* y *Cercocarpus fothergilloides* mostraron menor supervivencia en los suelos negros y en los suelos de toba volcánica. *A. denticulata* sólo tuvo un porcentaje de supervivencia del 37% en suelos negros. *C. fothergilloides* sobrevivió

con una tasa del 75% en suelos negros y del 70% en suelos de toba volcánica. La tendencia general fue que las especies tuvieran menores tasas de supervivencia en suelos negros debido al tipo y contenido de arcilla (20%), y en toba volcánica debido posiblemente al alto contenido en arena (>55%). Durante la estación seca (noviembre a mayo), el suelo negro se agrietó y el sistema radicular se daño por la expansión y contracción del suelo.

En los cuatro sustratos, la altura de *D. orbiculare*, *E. polystachya* y *D. viscosa* fue superior a la de *A. denticulata, A. angustissima* y *C. fothergilloides*. Las plantas crecieron más en los suelos de toba volcánica y en los suelos negros que en la formación Yanhuitlán y en los suelos de piedra caliza. Esta diferencia se relaciona con la mayor cantidad de materia orgánica y el contenido en nutrientes. Todas las especies incluidas en este experimento son capaces de rebrotar, tal como se observó en los cuatro sitios de estudio. La tasa de crecimiento semanal varió en los distintos sustratos. *C. fothergilloides* alcanzó el valor más alto en suelos de piedra caliza con pobre contenido en nutrientes, aunque la especie no mostró deficiencia de nutrientes; consecuentemente, *C. fothergilloides* puede ser recomendada para este tipo de suelo. *D. orbiculare*, *A.angustissima* y *E. polystachya* mostraron altas tasas de crecimiento en toba volcánica y *D. orbiculare*, *A. denticulata* y *C. fothergilloides* en las formaciones Yanhuitlán (**Tabla 5.4**). Los resultados sugieren que las especies mostraron diferentes respuestas en cada tipo de suelo y probablemente mostraron ciertas adaptaciones a estos ambientes respectivos.

Tabla 5.4 Tasa media de crecimiento en altura y error estándar (ES) de las especies estudiadas en cuatro sustratos diferentes en condiciones de campo, Oaxaca, México. n es el número de individuos.

Especies	Suelo calizo Tasa crecimiento (cm semana^{-1})	n	Toba volcánica Tasa crecimiento (cm semana^{-1})	n	Suelo negro Tasa crecimiento (cm semana^{-1})	n	Formación Yanhuitlán Tasa crecimiento (cm semana^{-1})	n
Desmodium orbiculare	0,14(0,04)	12	0,62(0,09)	27	0,30(0,06)	18	0,76(0,50)	6
Eysenhardtia polystachya	0,25(0,08)	15	0,33(0,08)	22	0,16(0,06)	13	0,20(0,05)	23
Dodonaea viscosa	0,34(0,04)	28	0,12(0,01)	35	0,25(0,02)	38	0,26(0,05)	25
Amelanchier denticulata Y	0,24(0,02)	30	0,15(0,02)	26	0,07(0,01)	12	0,24(0,02)	36
Amelanchier denticulata T	0,37(0,04)	34	0,15(0,02)	23	0,15(0,03)	12	0,48(0,02)	32
Acacia angustissima	0,23(0,06)	7	0,49(0,13)	8	0,13(0,05)	5	0,29(0,11)	8
Cercocarpus fothergilloides	0,65(0,07)	24	0,27(0,04)	22	0,15(0,03)	21	0,43(0,04)	12

(2) *Condiciones en vivero*. Las mismas especies y los cuatro sustratos mencionados arriba (más un sustrato control) fueron plantadas en condiciones de vivero. En marzo de 2008, las semillas fueron introducidas en bolsas de plástico. Las variables medidas fueron los días en que emergieron, el número de tallos, la altura de la planta, la cobertura

de la planta y la materia seca por planta. Los arbustos nativos mostraron diferencias significativas en diferentes variables (**Tabla 5.5**). El número de días necesarios para emerger fue diferente en las distintas especies. Tres especies emergieron en menos de 17 días, mientras que *A. denticulata* emergió a los 60 días. *D. orbiculare* desarrolló más tallos por planta (2,4) que *C. fothergilloides*, *D. viscosa* y *A. denticulata* (1,0). La producción de tallos múltiples a nivel de suelo es una ventaja para controlar la erosión de éste y la infiltración del agua de lluvia. *D. orbiculare* y *A. angustissima* alcanzaron las mayores coberturas (>270 cm^2/planta), mientras que los dos lotes de *A. denticulata* tuvieron los valores más bajos (<13 cm^2/planta). La cobertura de las plantas estuvo relacionada con la producción de materia seca por planta. *D. orbiculare* (0,53 g/día) y *A. angustissima* (0,27 g/día) mostraron las tasas de crecimiento más altas, mientras que los valores más bajos fueron registrados en los lotes de *A. denticulata* y *C. fothergilloides* (<0,045 g/día) (**Tabla 5.5**).

Tabla 5.5 Número de días necesarios para emerger, número de tallos, cobertura, materia seca y tasa de crecimiento en las especies estudiadas en Oaxaca, México. Las medias en la misma columna acompañadas por el mismo superíndice no difieren significativamente para alpha = 0,05.

	Emergencia	Tallos	Cobertura	Materia seca	Crecimiento planta
Especies	(días)	(Número)	(cm^2/planta)	(g/planta)	(g/semana)
Desmodium orbiculare	8,90[a]	2,41[a]	272,77[a]	7,23[a]	0,53[a]
Acacia angustissima	10,15[a]	1,11[bc]	272,63[a]	4,67[b]	0,27[b]
Eysenhardtia polystachya	17,05[ab]	1,26[b]	129,38[b]	2,16[c]	0,22[c]
Cercocarpus fothergilloides	18,40[ab]	1,00[c]	17,26[c]	0,35[d]	0,05[d]
Dodonaea viscosa	21,20[b]	1,00[c]	108,45[b]	2,87[c]	0,19[c]
Amelanchier denticulata T	61,90[c]	1,00[c]	11,99[c]	0,32[d]	0,04[d]
Amelanchier denticulata Y	64,55[c]	1,01[c]	12,74[c]	0,41[d]	0,05[d]

El número de días necesarios para emerger varió en los arbustos nativos plantados en los diferentes sustratos. La aparición de plántulas (24 días) fue más rápida en los suelos negros que en el control. En suelos calizos y en los suelos de formación Yanhuitlán, las plántulas tardaron 33 días en emerger (**Tabla 5.6**). Los suelos negros y el control estuvieron asociados con la producción de más de 1,3 tallos por planta. Los tipos de suelo calizo y de formación Yanhuitlán limitaron el crecimiento de la planta estimada mediante su cobertura, biomasa seca y tasa de crecimiento. Los valores más bajos de todas las variables registradas correspondieron al suelo de la formación Yanhuitlán (**Tabla 5.6**). La producción de materia seca por planta estuvo muy relacionada con la cobertura de la planta y el crecimiento. Los valores de materia seca fueron más altos en el suelo negro y en el control que en el suelo calizo y en la formación Yanhuitlán, un patrón similar al de las tasas de crecimiento de las plantas.

Tabla 5.6 Tipo de sustrato y variables registradas en Oaxaca, México. Las medias en la misma columna acompañadas por el mismo superíndice no difieren significativamente para un alpha = 0,05.

Sustrato	Emergencia (días)	Tallos (número)	Cobertura (cm^2/planta)	Materia seca (g/planta)	Crecimiento (cm/semana)
Suelo negro	24,60[b]	1,33[a]	228,25[a]	5,65[a]	0,36[a]
Control	24,75[b]	1,34[a]	219,54[a]	5,37[a]	0,35[a]
Suelo toba volcánica	27,89[ab]	1,24[ab]	67,15[b]	0,88[b]	0,13[b]
Suelo calizo	33,32[a]	1,22[ab]	42,18[bc]	0,55[b]	0,06[c]
Formación Yanhuitlán	33,82[a]	1,13[b]	32,31[c]	0,41[b]	0,06[c]

(3) *Reproducción vegetativa*. Se estableció un experimento de reproducción vegetativa en un invernadero con dos especies de arbustos, *Cercocarpus fotergilloides* y *Amelanchier denticulata.* Cada tallo fue tratado con ácido Indol–3-butírico a 10.000 ppm (Radix 10.000). Los brotes y las raíces fueron cosechados en marzo y evaluados en noviembre de 2009. Los experimentos de reproducción vegetativa mostraron que los esquejes de *C. fothergilloides* no desarrollaron raíces en ningún tratamiento. Al contrario, los esquejes de *A. denticulata* desarrollaron raíces con los siguientes tratamientos: 17–33% en la colección Yanhuitlán, desde 2 cm de diámetro de esqueje, y 17% en la colección Yanhuitlán, 1 cm de diámetro de esqueje.

Conclusiones

Dado que una estación seca larga afecta a la supervivencia, particularmente en suelos negros y suelos de toba volcánica, se aconseja trasplantar al principio de la estación de lluvias para permitir el desarrollo de un mejor sistema de raíces. Se recomienda más investigación sobre la germinación de semillas, el crecimiento de especies nativas de árboles y la reproducción vegetativa de los esquejes.

Conclusiones

En vista de la amplia variedad de diferencias regionales existentes entre las regiones secas de América Latina y la relativamente pequeña proporción de área cubierta en este proyecto, no hemos hecho ningún intento de hacer recomendaciones a nivel general. Sin embargo, las diferentes experiencias de restauración en zonas secas evaluadas en este capítulo nos permitieron diferenciar los factores que influyen de manera exitosa en la restauración del bosque y proporcionar algunas recomendaciones específicas. Los resultados de los experimentos de campo establecidos en cada área de estudio, junto con otros estudios, han permitido la identificación de algunos procesos ecológicos clave que limitan el establecimiento y crecimiento de especies nativas de árboles amenazadas y/o socioeconómicamente importantes que se encuentran en los bosques secos. Además, estas experiencias permitieron la identificación de técnicas de restauración que superan estas limitaciones. Por lo tanto, basándonos en los factores que influyen en el éxito de la restauración, los principales resultados han sido agrupados y se presentan debajo.

En todas las áreas de estudio, desde México hasta la Patagonia, el principal factor limitante para el establecimiento fue la sequía. Este hallazgo, aunque pueda parecer obvio, no es trivial. La temperatura del aire no es un factor limitante, excepto en el suroeste

de Argentina y durante el invierno; sin embargo, la irregularidad de las precipitaciones sí es un problema. Los esfuerzos de restauración en las zonas áridas de América tienen que enfrentarse a una restricción ambiental común, concretamente la larga estación seca que afecta a la supervivencia de las plántulas durante el trasplante. Con el objetivo de permitir el desarrollo de un buen sistema radicular, el trasplante debe ser llevado a cabo al principio de la estación húmeda – y debería ser planeado de acuerdo a la incidencia de los años lluviosos de El Niño. Los resultados en diferentes áreas de estudio sugieren el uso de riego suplementario para las plantaciones establecidas en sitios abiertos durante el verano, incluso cuando la precipitación ha sido normal ese año.

Se ha visto que el uso de especies nodriza es importante para proteger a las plántulas de la desecación, mejorando la supervivencia de las mismas y su crecimiento inicial. En Patagonia, las plantas nodriza proporcionan protección frente el clima frío y las heladas del suelo durante el invierno.

Otra técnica sugerida para facilitar la supervivencia de las plantas es el uso de terrazas. Éstas aumentan la acumulación del agua de lluvia y concentran la humedad en el fondo de los surcos. Sin embargo, en Oaxaca, pocas comunidades las usan debido a su alto costo (Recuadro 5.4).

Debido a que el efecto de los herbívoros es suficiente para matar a la mayoría de las plántulas, los resultados de los experimentos en todas las áreas de estudio y bajo cualquier condición ambiental sugieren que es esencial reducir el ganado y los pequeños mamíferos antes de iniciar la restauración. Sólo en un caso, cuando se establecieron en plantaciones antiguas, no se implementaron exclusiones.

En todos los casos de estudio se prefirió el uso de especies nativas de árboles. Sin embargo, se ha visto que el empleo de especies exóticas es importante en algunas circunstancias, por ejemplo en sitios muy degradados o en plantaciones mixtas. Es importante señalar que las especies nativas de árboles mostraron tasas de supervivencia mayores a la de las especies exóticas, especialmente durante la estación seca. Preferiblemente, la elección de especies nativas debería estar basada en su tolerancia a la sequía así como en el nivel de perturbación del sitio. En algunos bosques, las especies nativas necesitan ser seleccionadas debido a su capacidad para rebrotar. En ocasiones, hay que seleccionar especies concretas para ser trasplantadas en un sitio específico; algunas características importantes asociadas al sitio son el tipo de suelo (por ej. Oaxaca, México) o la localización en la pendiente (Patagonia, suroeste de Argentina).

Los métodos apropiados para restaurar los ecosistemas forestales secos son aquellos que contribuyen a la conservación y restauración de la biodiversidad y al desarrollo de la economía local. Se ha sugerido que las técnicas de restauración de trasplante de plántulas deberían ser aplicadas en áreas deforestadas/degradadas, mientras que el enriquecimiento de trasplante de plántulas debería ser empleado en bosques explotados y sitios con sucesión tardía. Los resultados de la mayoría de los experimentos en el campo sugieren que la regeneración natural puede ser fomentada mediante la protección en áreas sucesionales frente al ganado (exclusión de ganado/pequeños mamíferos), los incendios y la poda selectiva; el enriquecimiento de plántulas es un método apropiado en sitios con sucesión temprana que no tienen rebrote ni especies de árboles primarios clave; y las plantaciones mixtas pueden ser establecidas en sitios muy degradados.

Cuando se planifica una estrategia de restauración, es importante incluir especies de valor económico y social así como especies en peligro. El conocimiento de la población

local debe ser tomado en cuenta durante la selección de especies arbóreas; la población local debe participar en la selección y darse cuenta de la importancia que tiene recuperar el bosque debido a los servicios ambientales que éste proporciona. La información sobre las especies nativas de árboles de bosque seco tiene que hacerse disponible para la gente mediante talleres y paseos guiados. También deberían establecerse ensayos de restauración demostrativos en los patios de las escuelas o tierras comunales con un propósito educativo. La capacitación en la propagación de las especies arbóreas es esencial para aumentar el establecimiento y la gestión de las plantaciones con especies nativas.

La falta de conocimiento sobre la biología de las especies nativas de árboles y los procesos de sucesión secundaria limitan su implementación en los planes de gestión y conservación. La información sobre los árboles nativos está restringida a unas pocas especies, por lo que es primordial desarrollar investigaciones con especies de plantas para conocer su fenología, dispersión de semillas, germinación, crecimiento y reproducción vegetativa. Junto con los estudios biológicos de las especies nativas de árboles, otra aproximación que sugerimos para mejorar las técnicas de restauración es aprender de los estudios de sucesión secundaria.

La restauración de zonas secas requiere más tiempo que la duración de los experimentos descritos aquí. Sin embargo, la experiencia que se ha obtenido, basada en la comparación entre países y en un mismo país, estudiando casos y diferentes soluciones potenciales, representan un primer paso en la identificación de las aproximaciones generales para restaurar ecosistemas de bosque seco. A partir de estas experiencias, reconocemos que la restauración de zonas secas requiere de más investigación, ya que no es posible aplicar de manera directa las técnicas aprendidas en otros tipos de bosques de ambientes más húmedos.

Tabebuia rosea **en el centro de Veracruz, México. Foto: C. Álvarez**

Referencias bibliográficas

Alfaro Arguello, R. 2008. Sustentabilidad del manejo ganadero holístico y convencional en el trópico seco de Chiapas, México. Tesis de Máster. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

Aronson, J., Vallauri, D., Jaffre, T., Lowry, P.P. 2005. Tropical dry forest restoration. En: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley N. (eds.), Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer, New York, USA: pp. 285–290.

Caso, M., González-Abraham, C., Ezcurra, E. 2007. Divergent ecological effects of oceanographic anomalies on terrestrial ecosystems of the Mexican Pacific coast. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104: 10530–10535.

Ceccon, E., Hernández, P. 2009. Seed rain dynamics following disturbance exclusion in a secondary tropical dry forest in Morelos, Mexico. Revista de Biología Tropical 57: 257–269.

Cruz-Cruz, E. 2005. Morphological variability and seed dormancy of *Amelanchier denticulata* (Rosaceae) grown in Oaxaca, Mexico. Tesis Doctoral. Oregon State University. Corvallis, OR, USA. 200 pp.

Ferguson, B.G., Diemont, S.A.W., Alfaro Arguello, R., Martin, J.F., Nahed Toral, J., Álvarez Solís, J.D., Pinto Ruíz, R. Sustainability of holistic and conventional cattle ranching in the seasonally dry tropics of Chiapas, Mexico. Agriculture, Ecosystems and Environment. En revisión.

Flannery, K.V. 1983. Precolombian farming in the Valleys of Oaxaca, Nochixtlán, Tehuacán, and Cuicatlán: A comparative study. En: Flannery, K. V., Marcus, J. (eds.), The cloud People: divergent evolution of the Zapotec and Mixtec civilizations. Academic Press. New York, USA: pp. 323–339.

Garibaldi, A., Turner, N. 2004. Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration. Ecology and Society 9: 1–18. www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art1

González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Holz, S.C., Rey-Benayas, J.R., Parra-Vázquez, M.R. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: Modelos ecológicos y estrategias de acción. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80 (Suplemento): 11–23.

Griscom, H.P., Ashton, P.M.S., Berlyn, G.P. 2005. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: Implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. Forest Ecology and Management 218: 306–318.

Griscom, H.P., Griscom, B.W., Ashton, M.S. 2009. Forest regeneration from pasture in the dry tropics of Panama: effects of cattle, exotic grass, and forested riparia. Restoration Ecology 17: 117–126.

Hoffmann, A.J., Armesto, J.J. 1995. Modes of seed dispersal in the Mediterranean regions in Chile, California and Australia. En: Arroyo, M.T.K., Zedler, P.H., Fox, M.D. (eds.), Ecology and biogeography of Mediterranean ecosystems in Chile, California and Australia. Springer-Verlarg, New York, USA: pp. 289–310

Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. Biotropica 31: 229–242.

Holmgren, M., Scheffer, M., Ezcurra, E., Gutiérrez, J.R., Mohren, G.M.J. 2001. El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. Trends in Ecology and Evolution 16: 89–94.

Izhaki, I., Safriel, U.N. 1990. The effect of some Mediterranean scrubland frugivores upon germination patterns. Journal of Ecology 78: 56–65.

Janzen, D.H., Martin, P.S. 1982. Neotropical anachronisms – the fruits the gomphotheres ate. Science 215: 19–27.

Kaimowitz, D. 1996. Livestock and Deforestation. Central America in the 1980's and 1990's: a policy perspective. Center for International Forestry Research: Jakarta.

Kirkby, A.V.T. 1973. The use of land and water resources in the past and present valley of Oaxaca, Mexico. En: Flannery, V. (ed.), Prehistoric and human ecology of the Valley of Oaxaca. Michigan, USA. Memories of the Museum of Anthropology University of Michigan 1. 174 pp.

Lamb, D., Gilmour, D. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN, WWF, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. 2002. Conserving forest biodiversity. Island Press, Washington.

Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.). 2005. Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer-WWF. New York, USA.

Mayhew, J., Newton, A.C. 1998. Silviculture of mahogany. CABI Bioscience, Oxford.

Miceli-Méndez, C.L., Ferguson, B.G., Ramírez-Marcial, N. 2008. Seed dispersal by cattle: natural history and applications to neotropical forest restoration and agroforestry. En: Myster, R. (ed.), Post-Agricultural Succession in the Neotropics. Springer, New York: pp. 165–191.

Montagnini, F. 2005. Selecting tree species for plantation. En: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.), Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer-WWF. New York: pp. 262–268

Parrotta, J.A., Turnbull, J.W., Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration in degraded tropical lands. Forest Ecology and Management 73: 271–277.

Paulsen, T.R., Högstedt, G. 2002. Passage through bird guts increases germination rate and seedling growth in *Sorbus aucuparia*. Functional Ecology 16: 608–616.

Piotto, D., Viquez, E., Montagnini, F., Kanninen, M. 2004. Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. Forest Ecology and Management 190: 359–372.

Quesada M., Sánchez-Azofeifa G.A., Alvarez-Añorve M., Stoner K.E., Avila-Cabadilla L., Calvo-Alvarado J., Castillo A., Espírito-Santo M.M., Fagundes M., Fernandes G.W., Gamon J., Lopezaraiza-Mikel M., Lawrence D., Cerdeira Morellato L.P., Powers J.S., Neves F. de S., Rosas-Guerrero V., Sayago R., Sánchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. Forest Ecology and Management 258: 1014–1024.

Reid, S. 2008. Interaction dynamics of avian frugivores and plants in a subandean sclerophyllous shrubland of central Chile: implications for seed dispersal and regeneration patterns. Tesis Doctoral. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

Rey Benayas, J.M., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. Science 325: 1121–1124.

Roman-Cuesta, R.M., Gracia, M., Retana, J. 2003. Enviromental and human factors influencing fire trends in ENSO and non-ENSO years in tropical Mexico. Ecological Applications 13: 1177–1192.

Romero, F.M.A. 1990. Economía y vida de los españoles en la Mixteca alta: 1519–1720. Colección Regiones de México. Instituto Nacional de Antropología e Historia. México, D.F. Gobierno del Estado de Oaxaca. 636 pp.

Romero, P.J., García, L., Martínez, J.C., Ramírez, C., Valencia, R., Reyes, F., Ramos, M.T. 1986. Diagnóstico de la producción agrícola en las Mixtecas Oaxaqueñas Alta y Baja. UACH-CONACYT, Chapingo, México. 1006 pp.

Ruiz, M.M. 1996. Las plantaciones forestales en la Mixteca Oaxaqueña. Oaxaca, México. Documento Interno. CIRPS-INIFAP.

Sánchez, M.D. Rosales, M., Murgueitio, E. 2003. Agroforestería pecuaria en América Latina. En: Sánchez. M.D., Rosales Méndez, M. (eds.), Agroforestería para la Producción Animal en América Latina. FAO-CIPAV: Rome.< http://www.fao.org/DOCREP/006/Y4435S/Y4435S00.HTM>.

Savory, A., Butterfield, J. 1999. Holistic Management. A New Framework for Decision Making. Island Press, Covelo, California, USA.

Stringham, T.K., Krueger, W.C., Shaver, P.L. 2003. State and transition modeling: an ecological process approach. Journal of Range Management 56: 106–113.

Suárez, A., Williams-Linera, G., Trejo, C., Valdez-Hernández, J.I., Cetina-Alcalá, V., Vibrans, H. Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. Agroforestry Systems. En revisión.

Szott, L., Ibrahim, M., Beer, J. 2000. The Hamburger connection hangover: cattle pasture, land degradation and alternative land use in Central America. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica.

Tarrasón, D., Urrutia, J. T., Ravera, F., Herrera, E., Andrés, P., Espelta, J. M. 2010. Conservation status of tropical dry forest remnants in Nicaragua: Do ecological indicators and social perception tally? Biodiversity and Conservation 19: 813–827.

Traveset, A., Riera, N., Mas, R.E. 2001. Passage through bird guts causes interspecific differences in seed germination characteristics. Functional Ecology 15: 669–675.

Traveset, A., Robertson, A.W., Rodríguez-Pérez, J. 2007. A review on the role of endozoochory in seed germination. En: Dennis, A.J., Schupp, E.W., Green, R.J., Westcott, D.W. (eds.), Seed dispersal: theory and its application in a changing world. CABI Publishing, Wallingford, UK: 78–101.

Uasuf, A. Tigabu, M., Oden, P.C. 2009. Soil seed banks and regeneration of Neotropical dry deciduous and gallery forests in Nicaragua. Bois et Forets des Tropiques 299: 49–62.

Vieira, D.L.M., Scariot, A., Holl, K.D. 2007. Effects of gap, cattle and selective logging on seedling survival and growth in dry forests of Central Brazil. Biotropica 39: 269–274.

Vieira, D.L.M., Scariot, A. 2006a. Effects of logging, liana tangles and pasture on seed fate of dry forest tree species in Central Brazil. Forest Ecology and Management 230: 197–205.

Vieira, D.L.M., Scariot, A. 2006b. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. Restoration Ecology 14: 11–20.

Villafuerte, D., García, M.C., Meza, S. 1997. La cuestión ganadera y la deforestación: viejos y nuevos problemas en el Trópico y Chiapas. Universidad de Ciencias y Artes del Estado de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.

Walker, L.R., Walker, J., Hobbs, R.J. (eds.). 2007. Linking restoration and ecological succession. Springer, New York.

Williams-Linera, G., Lorea, F. 2009. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. Biodiversity and Conservation 18: 3269–3293.

Zahawi, R.A. 2005. Establishment and growth of living fence species: An overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. Restoration Ecology 13: 92–102.

6 VALORACIÓN SOCIOECONÓMICA DE LOS RECURSOS FORESTALES EN LAS ZONAS SECAS DE ARGENTINA, CHILE Y MÉXICO

R.F. del Castillo, R. Aguilar-Santelises, C. Echeverría, E. Ianni, M. Mattenet, G. Montoya Gómez, L. Nahuelhual, L.R. Malizia, N. Ramírez Marcial, I. Schiappacasse, C. Smith Ramírez, A. Suárez, G. Williams-Linera

Introducción

Millones de personas viven en las extensas regiones áridas y semiáridas de América Latina, que han estado habitadas desde tiempos precolombinos (UNDP, 2004). A pesar de la dureza de las condiciones ambientales, estas áreas son extremadamente diversas y poseen abundantes plantas que tienen un valor económico actual o potencial (Newton, 2008). Durante siglos, el valor de estas plantas en México ha sido documentado por diferentes libros clásicos, como el de Francisco Hernández (1659) o Maximino Martínez (1936), por mencionar algunos ejemplos. A pesar de una larga tradición de recopilación del conocimiento sobre las plantas nativas, la destrucción del hábitat y la erosión del suelo predominan en muchas de estas áreas, lo que constituye una amenaza seria no sólo para la biodiversidad sino también para el bienestar de la población local. Por lo tanto, es esencial documentar las relaciones socioeconómicas existentes entre la población local y las plantas nativas, con el fin de proponer un plan convincente para la restauración forestal y la conservación en estas áreas. En este capítulo se resumen las conclusiones de los estudios socioeconómicos llevados a cabo en el bosque seco nativo de América Latina, y se ofrecen recomendaciones a tener en cuenta para su aplicación en los planes de restauración o conservación. El siguiente texto resume los resultados obtenidos a partir de diferentes estudios socioeconómicos llevados a cabo en diferentes áreas de estudio como parte del proyecto ReForLan. En los **Recuadros 6.1–6.6** se presentan más detalles de los estudios individuales, junto con la información de otras iniciativas de investigación.

Resultados de los estudios socioeconómicos

Patrones de uso de las plantas y conocimiento indígena

Las especies de plantas nativas de los bosques secos de América Latina pueden ser una fuente importante de productos, que pueden contribuir a mejorar el bienestar de las comunidades humanas locales. Estos productos son usados en general para la subsistencia y, en menor grado, con fines comerciales. Sin embargo, muchas especies nativas, que son reconocidas por sus usos potenciales, no están siendo utilizadas actualmente. De hecho encontramos que, en algunas áreas, la población local no es siempre consciente de los beneficios que tienen las especies nativas del bosque seco en América Latina.

La conciencia sobre la importancia de las especies nativas en los bosques secos varía, de manera considerable, en las distintas regiones e incluso entre la gente dentro de una misma

Niños llevando leña a sus casas en la Depresión Central de Chiapas. Foto: N. Ramírez-Marcial

Una de las actividades productivas de los habitantes de Ocuilapa, México, es la cerámica de arcilla, lo que requiere usar grandes cantidades de leña como combustible. Foto: N. Ramirez-Marcial

región. En el centro de Chile, por ejemplo, muy pocas especies del bosque esclerófilo, tradicionalmente conocidas como fuente de medicinas, alimentos y fibra, fueron citadas en las entrevistas con la población local. Estos resultados muestran que el conocimiento de los usos tradicionales de las especies esclerófilas por los habitantes rurales de la zona del centro de Chile es muy limitado, y se ha ido perdiendo con el tiempo. Al contrario, en Paso de Ovejas, en el centro de Veracruz, México, una región principalmente dominada por la vegetación secundaria y algunos remanentes de bosque tropical seco, los datos recopilados de distintas fuentes (talleres, entrevistas en profundidad con informantes clave, paseos de campo con los informantes y colecciones botánicas) documentaron 76 especies con una o más categorías de uso, de hábitats primarios, secundarios, agroforestales y ribereños. En el noroeste de Argentina, la cuantificación del uso de las plantas medicinales en las comunidades Kolla, reveló que 117 especies de plantas pertenecientes a 52 familias y 98 géneros son utilizadas (Hilgert, 2001).

En las zonas áridas de la Región Mixteca Alta de Oaxaca, al sur de México, un estudio llevado a cabo con 322 personas sobre los usos de 112 especies de plantas nativas locales encontró que todas las especies eran reconocidas como útiles por al menos algunos de los entrevistados. Sin embargo, sólo 13 de estas especies fueron juzgadas como útiles por el 60% de las personas y, en promedio, sólo el 33% de las especies mostradas fueron identificadas como útiles por los entrevistados. En los bosques esclerófilos del centro de Chile, un total de 12 especies fueron reconocidas por la población local como potencialmente valiosas. En general, el quillay, *Quillaja saponaria*, es la especie que prefiere la mayoría de la gente, con un 51,9% de preferencia, y es usada como fuente de miel y como planta de sombra.

El conocimiento sobre las plantas nativas se distribuye de manera desigual en la población local, y se concentra normalmente en unas pocas personas. Este conocimiento incluso se distribuye de manera irregular en los diferentes municipios dentro del mismo distrito. En la Región Mixteca Alta, al sur de México, el municipio estudiado con el nivel más bajo de educación formal, bienestar económico y servicios sanitarios mostró, sin embargo, el nivel más alto de uso de especies de plantas nativas. Tal como se esperaba, la prevalencia de las tradiciones locales y culturales estuvo muy relacionada con el conocimiento de las plantas nativas. Como la educación formal es cada vez más común, y la lengua nativa (el mixteco) se está perdiendo, la conciencia sobre la importancia de las plantas nativas también se está perdiendo. Por lo tanto, rescatar el conocimiento tradicional puede ser una forma indirecta de conservar las especies de plantas nativas. Se ha estimado que, a nivel mundial, el 80% del conocimiento cultural de los pueblos indígenas desaparecerá en los próximos cien años (Inter-Commission Task Force on Indigenous Peoples, 1997). Esta pérdida cultural sin duda pondrá en peligro a las especies del bosque nativo, ya que pocas personas reconocerán el valor de las mismas. Probablemente, esta pérdida es uno de los factores principales que conducen a la extinción de especies.

Es importante recordar que la riqueza del patrimonio tradicional se deriva no sólo del conocimiento de un uso particular de una especie nativa de planta, sino de la diversidad de usos que se le da a tal especie. Así, en las encuestas de evaluación del conocimiento tradicional, es esencial evaluar tanto el número de especies con un valor de uso para la población local como la diversidad de usos que la comunidad da a las especies nativas. Por ejemplo, en el bosque seco de la Región Mixteca Alta en Oaxaca, México, se han

identificado los siguientes usos atribuidos por la población local a las plantas nativas, en orden decreciente de importancia: forraje para los animales domésticos, medicamentos para animales domésticos y seres humanos, fuente de combustible (leña y carbón) y comestibles. Suárez *et al.* (enviado) encontraron que en Paso de Ovejas, Veracruz, México, los agricultores identificaron un total de 12 usos de 76 especies nativas, principalmente de la familia Fabaceae. Los participantes del taller coincidieron en que los usos más importantes en términos de cantidad fueron el combustible y los postes para las cercas.

La leña es la fuente de energía principal para la calefacción y la cocina, y es uno de los usos más comunes del bosque seco (ver **Recuadros 6.1** y **6.2**). En las tierras comunales, la leña es generalmente gratis para la población local, aunque los esfuerzos para reponer la leña extraída de los bosques o plantaciones son nulos o insuficientes. En el valle Colliguay, Chile, el carbón y el suelo orgánico son los productos forestales más comercializados. Sin embargo, estos tienen el menor valor añadido, mientras que su extracción tiene el mayor impacto en los bosques. De hecho, sólo aportan el 6,7% de los ingresos familiares totales (Schiappacasse *et al*., 2009).

Recientemente, en la región Mixteca Alta, en municipios como Santiago Tilantongo, se han establecido plantaciones de robles en áreas degradas. Estas plantaciones pueden ayudar a reducir los efectos negativos que tiene la recolección de leña; sin embargo, se necesitan más estudios para evaluar la cantidad de leña necesaria por habitante, así como la capacidad de producción de leña de los bosques nativos o plantaciones en diferentes escenarios de recolección. Estos estudios se están llevando a cabo en algunas comunidades como Ocuilapa de Juárez, en Chiapas, donde la leña también se utiliza para calentar los hornos de cerámica. Por lo tanto, la demanda de leña puede ser muy alta, mientras que la oferta de los bosques locales puede ser insuficiente. Claramente, el establecimiento de plantaciones energéticas y el análisis de la producción de leña son tareas urgentes (Holz y Ramírez Marcial, en preparación).

En el noroeste de Argentina, los bosques secos estacionales (premontano de Yungas y Chaco) proporcionan la leña para la mayoría de las comunidades locales que viven en estos bosques o cerca de ellos. La obtención y utilización de la leña se realiza fundamentalmente en función de cada familia, que acceden a cantidades relativamente pequeñas cada vez, pero de manera constante a lo largo del año. Por ejemplo, una estimación preliminar mostró que una comunidad kolla de alrededor de 260 habitantes, asentada en los bosques premontanos en los Naranjos, utiliza anualmente cerca de 315 árboles de diferentes tamaños para leña y 500 para postes de cercas. Las especies preferidas para leña pertenecieron a las familias Myrtaceae y Fabaceae, mientras que una gama más amplia de especies fueron usadas para postes, incluyendo la quina (*Myroxylon peruiferum*), la afata (*Cordia trichotoma*), el lapacho (*Tabebuia* spp.), el nogal (*Juglans australis*), el mato (*Myrcianthes* spp.) y el cebil (*Anadenanthera colubrina*). En un radio de 2 km alrededor de esta comunidad se detectó una intensidad alta de uso de la leña, aunque a partir de esta distancia la intensidad de uso disminuyó de manera considerable. No sabemos si la distribución espacial de la extracción de leña en el bosque ha sido estable en el tiempo. La comunidad se asentó de manera permanente a mediados de la década de 1980, y no existe información disponible que relacione la intensidad de uso con el crecimiento del bosque.

Especies de árboles con alto potencial para la restauración

En la mayor parte del centro de Chile, los bosques nativos secos están sometidos a una explotación forestal intensa para satisfacer la demanda interna de productos forestales, o a la tala para la expansión de la agricultura (Newton *et al.,* 2009; Schiappacasse *et al.,* 2009). El boldo *(Peumus boldus*) y el quillay *(Quillaja saponaria*) han sido identificados como una alternativa atractiva para los programas de restauración (Echeverría *et al.,* 2010).

En la región Mixteca Alta, *Juniperus flaccida* fue la planta nativa más comúnmente usada, hasta el punto que el 90% de los informantes reconocieron la utilidad de esta planta. Esta conífera es una planta prometedora para los fines de restauración, ya que puede crecer en áreas muy degradadas y su madera es de alta calidad, particularmente para la construcción, es resistente a la putrefacción, dura y duradera. Además, *Juniperus* está considerada como muy resistente a la sequía y puede colonizar áreas degradadas (Willson *et al.,* 2008). Desafortunadamente, la tasa de crecimiento de esta especie es lenta. Por otro lado, los robles (*Quercus* spp.) son opciones valiosas para la restauración ya que son muy útiles como leña. En particular, el encino amarillo (*Quercus liebmannii*) es la especie más valorada para leña debido a su rápida ignición y su durabilidad como combustible.

En el centro de Veracruz, especies como *Chloroleucon mangense, Lysiloma acapulcense, Leucaena lanceolata, Cedrela odorata*, *Caesalpinia cacalaco, Tabebuia chrysantha* y *T. rosea* son usadas como cercas vivas y para enriquecer la vegetación leñosa nativa con plantaciones lineales. *Diphysa carthagenensis* y *Gliricidia sepium* son también adecuadas para la restauración en esta área debido a sus múltiples usos.

En el noroeste de Argentina, especies nativas como *Cedrela spp*., *Tabebuia spp*. y *Tipuana tipu* se han recomendado para la restauración debido a sus altas tasas de crecimiento y calidad media-alta de la madera, con un retorno económico directo como madera a medio plazo (20–30 años). Estas características hacen que estas especies sean atractivas para la inversión privada y pública en la restauración.

En todas las regiones estudiadas, muy pocas especies nativas importantes están disponibles en los viveros. Por tanto, es urgente establecer viveros para las actividades de restauración.

Potencial para actividades de restauración forestal

Unos análisis socioeconómicos llevados a cabo en el norte de Argentina, en la región de las Yungas, compararon las actividades forestales con otros usos alternativos del suelo, como son las plantaciones de caña de azúcar y soja. Desde una perspectiva económica, las actividades forestales eran mucho menos rentables que las alternativas. Además, entre las especies forestales potenciales, las especies nativas eran menos rentables que las exóticas y requerían un subsidio del gobierno. Estos análisis, sin embargo, no tuvieron en cuenta los costes indirectos ambientales y sociales que tienen los cultivos, como son la reducción de la biodiversidad, la contaminación del agua y las necesidades de subsistencia de la población. Los proyectos de reforestación y enriquecimiento del bosque en las Yungas podría ser una opción para dar más valor a las tierras relativamente improductivas. Estos proyectos podrían además ofrecer una forma de diversificar las actividades comerciales.

***Cedrela odorata*, Chiapas, México. Foto: R. Vaca**

Las tierras comunales y privadas ofrecen oportunidades diferentes para la restauración. En Chile, por ejemplo, la gente está dispuesta a reforestar, pero no en su propia tierra. En Yanhuitlán, en la región Mixteca Alta, algunas áreas severamente degradadas son de propiedad privada, pero los propietarios viven fuera y las autoridades locales y agencias del gobierno, aunque deseosos de reforestar estas zonas, no pueden realizar ninguna acción sin el consentimiento de los propietarios.

Uno de los beneficios más importantes de los bosques para las comunidades locales son los servicios ecosistémicos que proporcionan. El reconocimiento de estos servicios podría proporcionar un incentivo eficaz para las acciones de restauración. En Paso de Ovejas, Veracruz, la población local es muy consciente de la variedad de funciones de los árboles en el paisaje, y en consecuencia valoran las especies arbóreas. En la región Mixteca Alta, debido a la escasez crónica de agua para las comunidades, la población local, con la ayuda financiera de los programas del gobierno federal, está reforestando diversas áreas con el objetivo de mejorar la infiltración del agua y reducir la escorrentía

de las laderas. Esta reforestación se puede identificar incluso usando herramientas de teledetección. Sin embargo, vastas áreas de la región Mixteca Alta siguen estando muy erosionadas y la escasez de agua aún prevalece en la región, en parte debido a las altas tasas de destrucción de los bosques. Además, las acciones de reforestación se han llevado a cabo normalmente con especies exóticas como *Casuarina sp*. y *Pinus spp*., y los efectos a largo plazo son desconocidos, ya que la población local no reconoce la utilidad de estas especies. Frecuentemente, las actividades de reforestación están mal planificadas y conducen a la costosa introducción de especies exóticas que, lejos de ayudar, tienen beneficios cuestionables para el funcionamiento y la conservación de los ecosistemas y para el bienestar de las comunidades locales.

ECOSUR llevó a cabo una valoración socioeconómica y un análisis de mercado de los recursos de los bosques secos en el estado sureño de Chiapas, México, en la región central. Esta región no tiene un mercado formal de productos forestales, aunque la extracción ilegal es común. Los pequeños comercios y carpinteros le dan valor agregado a los productos forestales, pero todos los mercados son a pequeña escala. La demanda es superior a la oferta y la gente de la región importa productos forestales desde otras regiones. La leña es un producto forestal importante, pero es vulnerable a la sobreexplotación debido a la alta demanda del sector artesanal. El tiempo requerido para obtener beneficios comerciales de los productos forestales desalienta a la silvicultura como una actividad rentable para muchos de los propietarios de la tierra. En cambio, éstos prefieren la cría de vacas y ovejas. Además, los diferentes programas del gobierno conducen a impactos contradictorios en el bosque nativo, ya que por un lado apoyan las actividades forestales y, por otro, la ganadería y la deforestación. Estos programas tienen una influencia importante en las decisiones tomadas por los propietarios de la tierra respecto a sus actividades económicas, lo que da lugar a un complejo contexto socioeconómico y político para la restauración forestal en la región central de Chiapas.

Las actividades forestales compiten con la ganadería y los cultivos tradicionales en casi todas las regiones estudiadas. Las zonas agrícolas más valiosas son generalmente usadas para otras actividades económicas diferentes a la silvicultura que, a su vez, se ve relegada a sitios de baja calidad como son las zonas con mucha pendiente o las áreas con suelos pobres. Las buenas prácticas forestales en estos sitios de baja calidad, sin embargo, pueden ayudar a mejorar el bienestar de la población local al proporcionar las necesidades básicas tales como leña y servicios ecosistémicos, la mejora de la infiltración del agua y la retención del suelo para evitar la erosión.

Conclusiones

Las especies de bosques secos de Argentina, Chile y México pueden ser una fuente importante de recursos económicos para la población local y proporcionan servicios ecosistémicos esenciales. Sin embargo, las tasas de pérdida y degradación del bosque son a menudo altas y ponen en peligro la existencia de las especies forestales. El valor de muchas de estas especies ha sido identificado a través de entrevistas y talleres con la población local. Aunque muchas especies de árboles nativos de los bosques secos de las áreas de estudio fueron reconocidas como útiles, el conocimiento sobre el valor útil se está perdiendo y, al menos en algunos casos, se distribuye de manera desigual en la población local. Además, la comercialización formal de estos productos no es común. La leña es uno

de los usos más generalizados en todas las áreas de estudio pero, en general, las acciones destinadas a la reposición de las pérdidas debido a la extracción son inexistentes o insuficientes. Concluimos que los factores socioeconómicos son los principales causantes de la destrucción del hábitat y la deforestación de las zonas secas estudiadas. Éstos incluyen la pérdida de la conciencia sobre la importancia de las especies forestales nativas entre la población local, la separación de la educación formal de los conocimientos y tradiciones locales, la información insuficiente sobre la importancia potencial económica o ecológica de las plantas nativas, la falta de canales de comercialización para los productos del bosque nativo, el conflicto con las políticas gubernamentales, la introducción de especies exóticas y la falta de coordinación entre las partes interesadas involucradas en el manejo forestal y la conservación. A continuación se proporcionan una serie de recomendaciones basadas en la consideración de estos problemas.

Identificamos las siguientes lecciones aprendidas:

1. La conciencia sobre la importancia del bosque seco, como una fuente de bienes y servicios para el ser humano, se está perdiendo a medida que el conocimiento tradicional es suplantado por la educación formal. Por tanto, el rescate del conocimiento tradicional es importante para demostrar el valor de uso de las plantas nativas, así como para proporcionar un motivo para preservar y restaurar las poblaciones de estas especies.
2. La educación formal está separada del conocimiento tradicional y tiende a ignorar los valores tradicionales, incluyendo la lengua nativa y el valor de uso de las plantas nativas. Por tanto, incluir la cultura local y las tradiciones en la educación formal apoyaría de manera indirecta la conservación y la restauración del bosque nativo.
3. Las plantas nativas y los bosques están generalmente sobreexplotados, sobre todo por la extracción de leña (Oaxaca, Chiapas, Chile). Aumentar las acciones de restauración de los bosques en las áreas de estudio es una tarea urgente para contrarrestar las altas tasas actuales de explotación.
4. Los viveros con plantas nativas son raros o inexistentes en la mayoría de los casos. Ésta es una de las razones por las que los programas de restauración usan especies exóticas en algunas regiones de América Latina. Por tanto, los viveros con plantas locales deberían ser fomentados en todas las áreas.
5. La falta de canales de mercado para el comercio de bienes y servicios procedentes del bosque nativo es una de las razones por la que los recursos de los bosques nativos tienen poco o ningún valor monetario. En muchos casos, la población local no recibe un beneficio económico claro que les motive a preservar o restaurar los bosque nativos. De hecho, en Oaxaca y el centro de Chile la comercialización formal de los recursos forestales no es común. El uso comercial de las plantas nativas del bosque en algunas áreas, aunque de menor provecho que el de las exóticas, puede ser una opción de diversificación económica, con menor coste económico y ecológico que otras actividades económicas. La explotación de los árboles nativos de bosques secos puede, en algunas situaciones, ser provechosa, como es el caso del boldo en el norte de Chile. De manera similar, la extracción de madera en el norte de Argentina es económicamente importante para muchas empresas pequeñas y medianas y las familias rurales. El reto actual consiste en identificar, difundir y adoptar prácticas sostenibles de manejo forestal y el desarrollo de la producción local para generar ***in situ*** el bienestar y las oportunidades de trabajo.

6. Las políticas gubernamentales juegan claramente un papel importante en la conservación, restauración o destrucción del bosque. El conflicto de las políticas gubernamentales de los diferentes organismos revela la falta de coordinación y obstaculiza la conservación del bosque y las actividades de restauración.
7. Los programas de reforestación y restauración de los gobiernos deberían atender las necesidades de la población local, y dar preferencia al uso de plantas nativas en vez de especies exóticas, las cuales generalmente proporcionan poco o ningún beneficio a las comunidades locales.
8. Las especies nativas, como son los casos del boldo y el quillay en Chile, pueden tener una alta demanda en el mercado internacional. Claramente, son necesarios más estudios sobre las plantas nativas de los bosques secos de México y del norte de Argentina para explorar sus beneficios económicos potenciales.
9. La importancia de los servicios ecosistémicos debería ser enfatizada entre la población local y los responsables políticos para conservar y restaurar las áreas de bosque nativo en todas las regiones. Por tanto, es crucial promover el valor monetario de los bienes y servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques secos y apoyar los modos de subsistencia rurales (ver también el Capítulo 8).
10. La participación coordinada de las partes interesadas, concretamente las autoridades federales y locales, académicos, educadores y población local es esencial para el éxito de los programas de restauración forestal.

Recuadro 6.1 Consumo de leña para la producción de cerámica y pronósticos de la producción de biomasa leñosa a partir de *Bursera simaruba*

R. Hernández, S.C Holz, N. Ramírez-Marcial

La leña es la principal fuente de combustible para muchas poblaciones rurales de los países en desarrollo. En México, la leña representa el 80% de la energía utilizada en los hogares rurales. Chiapas es uno de los cinco estados de México con un estado crítico en el balance entre consumo y disponibilidad de energía de la leña. Dada la importancia de la leña en el contexto rural mexicano, es necesario obtener información para apoyar el manejo forestal sostenible basada en las especies arbóreas utilizadas para obtenerla. Nuestra investigación tuvo como objetivo estimar (i) la producción de biomasa leñosa de *B. simaruba* y (ii) el consumo de leña utilizado para la cerámica local.

La cerámica es una actividad que se practica en México y representa una vía importante de expresión artística y transmisión cultural, además de ser un medio de apoyo al crecimiento económico de las personas involucradas. En la depresión central de Chiapas, una de las especies de madera blanda más usadas para la cocción de cerámica es *Bursera simaruba*, el palo mulato, una especie arbórea nativa muy empleada para formar setos. El trabajo se llevó a cabo en la comunidad de Ocuilapa de Juárez, situada en la depresión central de Chiapas (16°53'52" – 16º5047"N, 93°27'28"– 93º24'17"O). Para determinar la producción de biomasa, se seleccionaron 40 individuos de *B. simaruba* de diferentes tamaños y se midió la altura total, el diámetro en la base (DB), y el diámetro a la altura del pecho (dbh por sus siglas en inglés) de cada individuo. Posteriormente determinamos su biomasa mediante la recolección directa del individuo. Estimamos el consumo de leña durante la quema (piezas de arcilla cocida) llevada a cabo durante 13 cocciones de cerámica.

Recuadro 6.1 (cont.)

La producción de biomasa seca aumentó rápidamente durante los primeros años de crecimiento, obteniéndose los valores más altos a partir de los 20 años de edad (hasta 700 kg por árbol). Para poder predecir la biomasa de leña usando el diámetro del tallo de los individuos, utilizamos una ecuación lineal ($r^2 = 0,93$, $p < 0,001$). El consumo de leña varió mucho en los diferentes eventos de cocción de cerámica (de 39 a 295 kg), mientras que el consumo medio fue de 81,92 kg. Aunque se utilizaron muchas especies leñosas durante la cocción, la más común fue *B. simaruba*. De los datos de producción de biomasa se calculó el número de individuos de *B. simaruba* necesario para producir una tonelada de madera seca. En un escenario donde los árboles de *B. simaruba* tuvieran una alta producción de biomasa, se necesitarían alrededor de 35 árboles de 10–20 cm de DB (4–10 años de edad), mientras que en un escenario de baja producción de biomasa serían necesarios cerca de 70 árboles de las mismas categorías de tamaño para producir una tonelada de madera seca. La información generada en este trabajo ha sido difundida y discutida con los productores locales mediante talleres comunitarios. Para aplicar estos resultados es necesario apoyar el desarrollo de las plantaciones forestales de especies nativas con el propósito de proporcionar energía a partir de leña, lo que requeriría la participación de autoridades autónomas locales y las autoridades forestales gubernamentales.

Recuadro 6.2 Patrones en el consumo de leña en un paisaje de bosque tropical seco del centro de Veracruz

M. E. Ramos Vásquez y F. López-Barrera

La leña juega un papel importante en las necesidades energéticas de muchos países en desarrollo. Los patrones de uso de la leña están determinados por una serie de factores sociales y ambientales. En este sentido, los impactos del uso de la leña no son necesariamente negativos para todos los grupos de factores, aunque también pueden dar lugar a cambios ambientales permanentes. Exploramos la variación en los patrones de uso de la leña en el municipio de Paso de Ovejas (ver también el Capítulo 10). La recolección y adquisición de la leña fue comparada en dos zonas de estudio con diferentes condiciones ambientales y sociales. En las zonas altas (320 m s.n.m.), los principales usos del suelo son la agricultura de secano, los pastizales y los bosques secundarios, aunque en estas zonas la abrupta topografía también ha permitido la conservación de fragmentos de bosque más grandes. Las comunidades son principalmente rurales. Por otro lado, las zonas bajas (20 m s.n.m.) están dominadas por la agricultura permanente y de regadío, los pastizales y las áreas urbanas. Las comunidades son principalmente urbanas, y una gran proporción de habitantes emigran para trabajar en ciudades cercanas como Veracruz. Unas encuestas realizadas anteriormente por el INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2000) mostraron que la dependencia de la leña del municipio es relativamente baja (38% de los hogares). Sin embargo, estos estudios están sesgados ya que la presencia de una cocina o estufa en una casa no excluye el uso de leña por parte de los miembros de la familia. Por tanto, el presente estudio evaluó en detalle los patrones de uso de la leña a través de encuestas sociales. Se estimó la sostenibilidad de las tasas actuales de extracción mediante la extrapolación de los datos.

Se llevaron a cabo un total de 136 entrevistas en cuatro sitios localizados en las zonas altas (Acazónica (33 entrevistas), Angostillo (23), Rancho Nuevo (8) y El Limón (7)), y cuatro sitios en las zonas bajas del municipio (Carretas (12), El Mango (13), Loma Fina (15) y Cerro Guzmán (27)). Además, exploramos la percepción ambiental de las comunidades rurales. Para ello se realizó un taller dividido en dos sesiones, el cual incluyó a toda la comunidad y fue celebrado en la propiedad comunal del '*Ejido* El Limón'. La primera sesión exploró cómo los habitantes locales percibían los bosques secos y su conexión con los problemas ambientales, como son la degradación, la transformación del bosque a otros usos del suelo y la fragmentación del hábitat. Además, se obtuvo información sobre el valor que este tipo de bosques tiene para los

Recuadro 6.2 (cont.)

habitantes locales. La segunda sesión fue diseñada para diferenciar la estructura de los bosques denominados 'acahual' (bosque secundario), 'monte' y 'mata', así como para determinar las especies de árboles comunes en cada tipo de bosque y su uso potencial para las comunidades del área de estudio (incluyendo la construcción, cercas vivas, estanterías, leña, medicinas, forraje y uso para la producción de artesanía). Las dos reuniones, de una duración aproximada de dos horas cada una, se iniciaron con la proyección de imágenes de la flora y de la fauna local de los bosques secos, en un esfuerzo de sentar las bases para las discusiones posteriores sobre la conservación y uso sostenible de este tipo de bosque. La **Tabla 1** describe el patrón de uso de la leña en las ocho localidades estudiadas. Se pesaron tres unidades de leña ('cargas') y se obtuvo su volumen, lo que resultó en un promedio de 83,7 kg y 0,117 m^3, respectivamente. Calculamos el volumen (m^3) de leña consumido en las localidades por año. Encontramos que el consumo de leña es significativamente mayor en las comunidades de zonas altas en comparación con las comunidades de zonas bajas (p <0,05, **Tabla 1**).

Usando datos de la estructura de los bosques (1 ha = 365 m^3 de madera; Williams-Linera y Lorea, 2009), de las tasas anuales de consumo de leña en el municipio (20.787 m^3/año) y del área de bosque secundario y conservado registrada en 2007 (1.857 y 8.672 ha, respectivamente, ver también el Capítulo 1), estimamos el periodo de tiempo necesario para la desaparición del bosque debido a la extracción de leña. La tasa de pérdida de cobertura forestal debida a la extracción de leña resultó ser de 69,3 ha/año; por lo tanto, el periodo de tiempo que el bosque conservado y secundario duraría, considerando la tasa de extracción de leña calculada en del municipio, sería de 28 y 125 años, respectivamente. Es importante señalar que esta estima no tiene en cuenta la regeneración del bosque, la cual está siendo actualmente examinada (Manson *et al.*, en prep.). También se vio que los habitantes de las zonas altas de Paso de Ovejas están dispuestos a plantar árboles útiles, aunque no tienen suficiente terreno disponible en sus propiedades ya que éstas tienen una tamaño medio de 1 a 2 ha. Estas pequeñas parcelas dentro de los ejidos están dedicados a la agricultura de subsistencia. Asimismo, hemos documentado que la extracción de leña está relacionada con la transformación del bosque, ya que ésta forma parte de una estrategia de manejo del territorio por parte de los terratenientes, quienes suministran árboles derivados de la transformación del uso del suelo. En las zonas altas, la transformación es principalmente de bosque secundario a agricultura y pastizales, mientras que en las zonas bajas es principalmente de plantaciones de árboles frutales a caña de azúcar.

Este estudio reveló que, con los niveles actuales de consumo de leña, la producción sostenible es posible, y destacó que la extracción de leña no es la principal causa de la pérdida reciente de bosque en el municipio, sino que es la transformación a otros usos del suelo. A pesar de esta tendencia, se cree que las tasas de extracción en el pasado fueron mayores que las actuales; por lo tanto, tenemos que ser cautelosos al atribuir que la superficie ocupada y el estado actual del bosque en el municipio son debidos al impacto de la extracción de leña.

Tabla 1 Resumen de las encuestas sobre el uso de la leña en cuatro comunidades de las zonas altas y cuatro de las zonas bajas en la región de estudio en el centro de Veracruz, México. *Información del censo INEGI (2000).

Localidades	Nº de casas*	Uso de la leña (%)*	Unidades de leña /año	m^3/año consumidas	Toneladas/año
Zonas altas					
Acazónica	294	84,0	12.034	1.408	1.007
Angostillo	184	77,7	5.285	619	443
Rancho Nuevo	72	100	3.456	405	289

Recuadro 6.2 (cont.)

Tabla 1 (cont.)

Localidades	Nº de casas*	Uso de la leña (%)*	Unidades de leña /año	m³/año consumidas	Toneladas/año
Limón	76	89,5	3.607	422	302
Media		87,8	6.095	713	510
Zonas bajas					
Loma Final	168	13,1	768	90	64
Cerro Guzmán	296	31,1	3.654	428	306
Carretas	89	15,7	267	32	22
El Mango	151	27,1	1.820	213	152
Media		21,8	1.627	190	136
Media de las zonas altas y zonas bajas		**54,8**	**3.861**	**452**	**323**

Recuadro 6.3 Considerando el conocimiento local en la selección de especies de árboles para la restauración del bosque seco en el centro de Veracruz, México

A. Suárez y G. Williams-Linera

Las especies arbóreas seleccionadas para la restauración de los bosques tropicales están a menudo limitadas a unas pocas especies madereras bien conocidas que rara vez son especies nativas. Se sabe relativamente poco sobre la selección de especies arbóreas y las técnicas apropiadas para restaurar bosques secos en América Latina (Newton, 2008). La estrategia estándar consiste en plantar especies maderables, principalmente exóticas, para las que el conocimiento técnico está disponible, sin tener en cuenta los numerosos usos de la flora leñosa nativa, muchos de los cuales contribuyen, de manera substancial, a los modos de subsistencia rurales. La evaluación de la selección de especies para los programas de reforestación se basa generalmente en la experiencia de los técnicos que trabajan en las agencias del gobierno, así como en la disponibilidad de plantas en los viveros oficiales. Esta opción pasa por alto el conocimiento y las necesidades de las poblaciones locales, y contribuye al fracaso de las empresas de restauración. El conocimiento local es un instrumento útil para incrementar la aceptación y el interés de las poblaciones por las especies leñosas para la restauración, así como para formular recomendaciones prácticas de manejo. Las especies arbóreas de interés para la población local son bien conocidas en la comunidad, y pueden proporcionar una gama de bienes y servicios.

El principal objetivo de este estudio fue seleccionar especies arbóreas para la restauración del bosque tropical seco, empezando con una investigación basada en el conocimiento local. Los métodos incluyeron talleres participativos, entrevistas y recorridos por el campo en cinco comunidades rurales de los municipios de Paso de Ovejas y Comapa, en el centro de Veracruz, México. Las comunidades estaban localizadas cerca de los fragmentos de bosque, donde los campesinos usan los recursos forestales y tienen un mejor conocimiento de los árboles. Los talleres se llevaron a cabo con entrevistas abiertas a grupos. Se plantearon tres preguntas: ¿Qué árboles nativos son útiles? ¿Qué árboles nativos son escasos? ¿Qué árboles nativos son

Recuadro 6.3 (cont.)

beneficiosos para la vida silvestre? Se entregaron tarjetas de tres colores diferentes (uno por pregunta), y los participantes escribieron su nombre, edad y los nombres locales de todos los árboles en la categoría. Se permitió una discusión abierta. La gente que no podía escribir indicó sus respuestas a un ayudante de investigación.

De mayo del 2007 a noviembre del 2008 se llevaron a cabo un total de cinco talleres, dos reuniones de grupos de enfoque, 40 entrevistas y 35 recorridos por el campo. En los talleres participaron 95 personas con una edad comprendida entre los 12 y los 84 años. Las 40 personas que anotaron en la lista la mayoría de los nombres fueron consideradas informantes clave. Éstos fueron 36 hombres y cuatro mujeres, todos ellos mayores de 39 años. Los informantes clave fueron interrogados de manera más sistemática con entrevistas semi-estructuradas en el uso y manejo de las plantas leñosas y los animales silvestres asociados a éstas. Además, se solicitó su ayuda para los recorridos por el campo. Durante éstos localizamos los árboles mencionados en los talleres y recogimos especímenes botánicos de los mismos. A los informantes clave también se les pidió que completaran las listas preliminares con más información sobre el uso, manejo y características ecológicas del hábitat donde los árboles existen. La información de los talleres y recorridos por el campo se utilizó para calcular tres índices de importancia relativa de cada especie: el Índice de Importancia Cultural (IIC), el Índice de Percepción de Escasez (IPE) y el Índice de Percepción de Importancia de la Vida Silvestre (IPIV).

Los participantes de los talleres identificaron entre 34 y 47 especies en cada evento, para un total de 76 especies de las categorías útiles (IIC), escasas (IPE) e importantes para la vida silvestre (IPIV). Además, los informantes clasificaron los árboles como típicos de bosques maduros ('matas'), bosques secundarios ('*acahuales*'), bosques de galería y sistemas agroforestales (alrededor de los campos, cercas vivas, huertos familiares; estas clasificaciones fueron verificadas por observación directa). Las especies pertenecieron a 29 familias botánicas. Fabaceae tuvo el mayor número de especies (18), seguida por Bignoniaceae y Malvaceae, con cinco especies cada una.

El conjunto de las 76 especies fueron clasificadas como útiles (IIC), y las categorías más importantes fueron la construcción rural, comestibles, postes para cercas y leña. Las especies con seis usos, el mayor número, fueron *Chloroleucon mangense*, *Leucaena lanceolata* y *Tabebuia chrysantha*; *Lysiloma acapulcense*, una especie muy importante para los postes de las cercas, estuvo en segundo lugar. Las diez especies con el valor de IIC más alto constituyeron el 36% de este índice; siete de éstas fueron leguminosas de bosques secundarios (acahuales). El principal uso de la mayoría de estas especies fue el de combustible, habiendo una preferencia por las siguientes especies: *Acacia cochliacantha*, *Acacia pennatula*, *Diphysa carthagenensis* y *Leucaena lanceolata.*

Dos tercios de las especies fueron consideradas escasas (IPE). En esta categoría se incluyeron cinco de 10 especies con el índice IIC más alto, con *Diphysa carthagenensis*, *Lysiloma acapulcense* y *Chloroleucon mangense* consideradas las más escasas. 'Escasas' no significa necesariamente que sean raras; algunas son relativamente comunes pero, debido a la explotación severa, son insuficientes para satisfacer las demandas de la población local. Por ejemplo, los agricultores dijeron que *Diphysa carthagenensis* había sido usada en exceso para leña y postes de cercas. A pesar de que la especie rebrota de tallos cortados, casi no había árboles con suficiente madera para su explotación. *Lysiloma acapulcense* también había sido usada en exceso, pero esta especie tenía problemas adicionales para regenerarse de manera natural e incluso artificial.

Dos tercios del total de las especies fueron consideradas como importantes para la vida silvestre (IPIV), en particular las especies de la familia Moraceae. En este estudio, *Ficus cotinifolia* fue percibida como la especie más importante para la alimentación de los animales y hábitat. Se seleccionaron las 17 especies más importantes con potencial para las actividades de restauración de los BTS porque tuvieron los valores más altos de cada índice (utilidad, escasez e importancia natural) y supusieron hasta un tercio del valor total del índice. Estas especies pueden

Recuadro 6.3 (cont.)

ser recomendadas sobre la base del conocimiento local, ya que son ampliamente aceptadas por la población local. Posiblemente, la población las plantaría y fomentaría su regeneración natural, ya que estas especies están bien gestionadas en los sistemas agroforestales y proporcionan una variedad de productos y servicios útiles. Seis de estas especies tienen una importancia particular para la conservación, ya que producen frutos para el consumo de la fauna silvestre. Por lo tanto, su uso significaría un fuerte apoyo para los esfuerzos de conservación.

Si tan sólo se recomendaran las 17 especies con los valores más altos de cada índice, cerca de un tercio de todas las especies estarían cubiertas. Este es un número conveniente, sobre todo porque la población local está ya familiarizada con técnicas de propagación exitosas – aunque rudimentarias – y se preocuparía por el éxito de la plantación. Sólo dos de estas especies (*Cedrela* y *Tabebuia rosea*) están actualmente disponibles en los viveros de la región. Sugerimos promocionar las otras 15 especies mediante la recolección sistemática de sus semillas, la propagación en vivero y su uso en la restauración forestal. Las actividades deberían incluir el establecimiento de plantaciones locales, los sistemas agroforestales y la plantación de enriquecimiento de la vegetación secundaria que serían muy valorados por los terratenientes.

Recuadro 6.4 Voluntad para reforestar con especies nativas en las comunidades rurales del centro de Chile

C. Smith-Ramírez, V. Maturana, J.J. Armesto

Los bosques nativos esclerófilos del centro de Chile se encuentran actualmente restringidos a los arroyos de zonas abruptas y a las zonas altas. La pérdida de la cobertura del bosque esclerófilo y su degradación se inició hace más de 300 años, debido principalmente a los impactos combinados de la extracción de leña, la quema del bosque y el pastoreo por el ganado (ver Capítulo 2). Actualmente, una gran proporción de los habitantes rurales del centro de Chile son familias pobres que viven con menos de 400 $ al mes, y subsisten en tierras muy degradadas, con muy poca o ninguna cobertura forestal. Nos preguntamos sobre la voluntad de seis comunidades rurales para plantar árboles nativos, y discutimos estos resultados a la luz de la nueva Ley Forestal Chilena, que ofrece incentivos monetarios para las iniciativas privadas que recuperen tierras no forestadas.

Encontramos que el 53,9% de los encuestados (N = 217 entrevistas) estarían interesados en plantar árboles nativos si el Estado paga el coste total. Si el propietario tiene que pagar los costes, el interés fue del 47,0%. La voluntad para reforestar con especies nativas se debió principalmente a la utilización de los árboles nativos como fuentes de miel, leña o por su valor ornamental, así como a la proximidad geográfica de las comunidades a los bosques. El género y el estatus económico de los encuestados, la presencia de árboles nativos en sus tierras y la identidad de la comunidad rural no fueron variables significativas en el análisis. Pero sólo el 23%, del 47% interesado en plantar árboles nativos, de los encuestados estaban preparados para hacerlo en su propia tierra. La mayoría estaban dispuestos a plantarlos en las colinas cercanas, los hábitats ribereños y en las propiedades públicas, donde no es posible aplicar los incentivos a la reforestación de la nueva Ley Forestal chilena. Concluimos que, incluso si los incentivos monetarios para plantar árboles nativos como parte de los planes de restauración pudieran ser ofrecidos ampliamente a las comunidades rurales, sigue siendo necesario educar primero a la población rural sobre los valores de las plantaciones de árboles nativos.

Bosque estacional seco premontano en el noroeste de Argentina. Foto: L. Malizia

Recuadro 6.5 Conocimiento tradicional en las zonas secas del centro de México: ¿un recurso en peligro?

R. Aguilar-Santelises y R.F. del Castillo

El vasto conocimiento tradicional de los pueblos indígenas en México se ha considerado en peligro de desaparecer (Caballero y Cortés, 2001; Carlson y Maffi, 2003). Un componente importante de este conocimiento, acumulado durante milenios, es resultado de un estrecho contacto entre la gente y las especies nativas. Sin embargo, a partir de la conquista española, este contacto empezó a disminuir, en primer lugar a ritmo lento y, recientemente, a un ritmo muy rápido (Arredondo *et al.*, 1981; Pérez, 2006). Varios factores son culpables de este problema, pero todos ellos están relacionados con dos fenómenos: uno social y otro biológico. El primero se relaciona con la aculturación, un proceso gradual de cambio en el que la cultura tradicional es suplantada por la cultura moderna (Zent, 2001; Aguilar-Santelises, 2007). El deterioro continuo y la extirpación final de muchas especies y ecosistemas nativos constituyen el problema biológico (Cotler *et al.*, 2007).

Uno de los mejores ejemplos en los que estos dos fenómenos pueden ser detectados en México es la región Mixteca Alta, en el estado sureño de Oaxaca. Este es un territorio seco con una gran diversidad de especies nativas, muchas de las cuales son endémicas (García-Mendoza *et al.*, 1994), aunque también muestra una de las tasas de erosión del suelo más altas del mundo (aprox. 200–280 toneladas año^{-1}; Anónimo, 2007). Los mixtecos se asentaron en esta región aproximadamente en el año 1.400 A.C., e iniciaron una rica cultura con lenguaje propio. Como un esfuerzo para rescatar parte del conocimiento tradicional de las plantas nativas de esta región, y de aumentar nuestra comprensión del proceso de aculturación, registramos el uso de las especies nativas leñosas y comparamos la distribución del conocimiento tradicional en la población local de tres municipios de la región Mixteca Alta. Estos municipios muestran proporciones muy diferentes de las personas que hablan mixteco, los niveles formales de educación y los servicios sanitarios públicos (Anónimo, 2005). Esto sugiere grados de contacto diferentes con la cultura predominante, lo que permite comprobar la hipótesis de que la aculturación es un factor primario que contribuye a la extirpación local del conocimiento tradicional.

Recogimos información sobre el uso de las plantas nativas, mostrando a cada informante una serie de ejemplares de herbario de 112 especies nativas de la localidad seleccionadas al azar, y les preguntamos el nombre local de la planta y los usos que él o ella le daban a cada uno de los especímenes mostrados (**Figura 1**). Evaluamos la importancia de cada especie por la proporción de informantes que identificaron tales especies como útiles, y la distribución del conocimiento según el nivel que tenían de la lengua nativa y el nivel educativo de los informantes. Los usos registrados fueron clasificados en once categorías. Todas las especies fueron identificadas como útiles por al menos algunos informantes. Sin embargo, la importancia de las especies para la comunidad se distribuyó de manera desigual: algunas especies fueron descritas como muy útiles, mientras que la mayoría de las especies fueron encontradas como útiles por una minoría (**Figura 2**). *Juniperus flaccida* fue la especie más útil, ya que más del 90% de los informantes identificaron a esta especie como de utilidad. *Leucaena*, un árbol perteneciente a las leguminosas, y seis especies de encinos (*Quercus* spp.) fueron las siguientes especies más útiles (**Tabla 1**). Las plantas nativas se utilizan principalmente como alimento y medicinas para el ganado, combustible (leña y carbón) y alimentación humana (**Figura 3**).

En cuanto al conocimiento tradicional entre la población local, encontramos que éste estaba fuertemente arraigado en el área de estudio. Sin embargo, pocas personas eran conscientes de la utilidad de una alta proporción de las especies que se mostraron, mientras que la mayoría de las personas encontró útil solo a una pequeña fracción de las especies (**Figura 4**). Curiosamente, el municipio con la menor evidencia de contacto con la cultura preponderante mostró el nivel más alto de conocimiento tradicional (**Figura 5**).

Este estudio ha demostrado que el conocimiento tradicional sobre los usos de las plantas en la región Mixteca Alta es muy rico. Sin embargo, está distribuido de manera desigual, tanto entre la gente como entre los municipios. Conservar este valioso conocimiento requiere apoyar su difusión entre la población. Esto podría lograrse mediante la realización de talleres dirigidos por las personas con mayores conocimientos y la incorporación final de este conocimiento en la educación formal.

Ejemplar de *Acacia pennatula* en un pastizal, el cual ha sido desmochado para obtener leña y secundariamente para obtener forraje, Chiapas, México. Foto: B. Ferguson

Recuadro 6.5 (cont.)

Figura 1 Una de las entrevistadas examinando un espécimen botánico de una especie nativa en la región Mixteca Alta, Oaxaca, México.

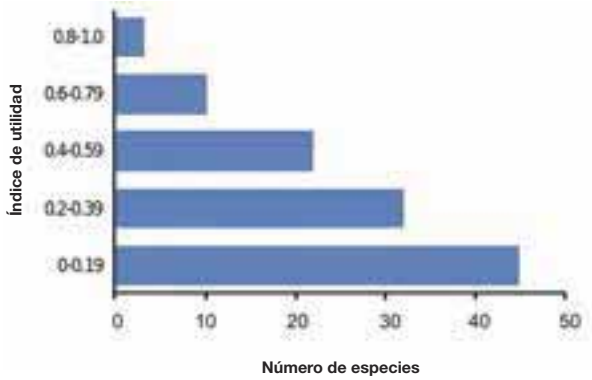


Figura 2 Distribución del índice de utilidad (frecuencia de informantes que identificaron algún uso) entre las plantas nativas examinadas por los informantes de la región Mixteca Alta, Oaxaca, México.

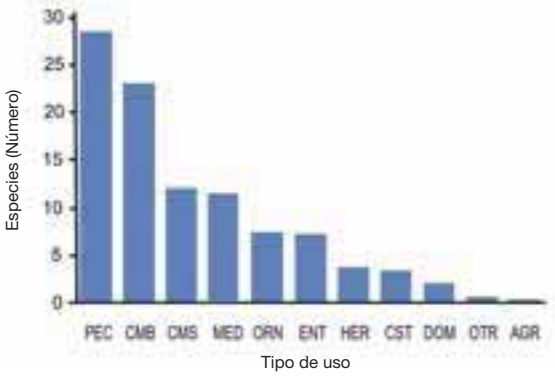


Figura 3 Principales tipos de uso de las plantas nativas de la región Mixteca Alta, Oaxaca, México. PEC = comida y medicinas para el ganado; CMB = combustible; CMS = comestibles; MED = medicina; ORN = ornamental; ENT = entretenimiento; HER = herramientas; CST = construcción; DOM = doméstico; OTR = otro; AGR = agricultura.

Recuadro 6.5 (cont.)

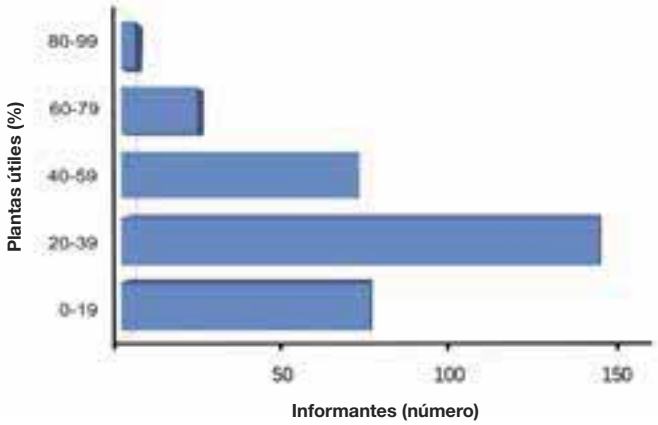
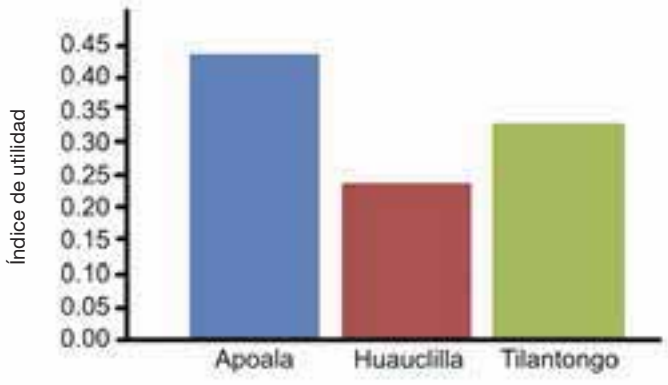


Figura 4 Distribución del porcentaje de plantas nativas que fueron encontradas útiles por los informantes en la región Mixteca Alta, Oaxaca, México.



	Nivel educativo	Dominio del idioma
Municipio de Apoala	4.43	2.70
Municipio de Huauclilla	5.84	0.05
Municipio de Tilantongo	5.82	1.52

Figura 5 Índice medio de utilidad en tres municipios (Apoala, Huauclilla y Tilantongo) de la región Mixteca Alta, Oaxaca, México. La tabla debajo del gráfico muestra el número medio de años de educación formal por habitante y su nivel de mixteco (0 = no lo entienden, 3 = dominio completo).

Recuadro 6.5 (cont.)

Tabla 1 Especies de bosque nativo más frecuentemente usadas en tres municipios de la región Mixteca Alta, Oaxaca, México.

Especie	Índice de utilidad
Juniperus flaccida	0,92
Leucaena diversifolia	0,86
Quercus acutifolia	0,84
Quercus laurina	0,79
Quercus deserticola	0,74
Quercus castanea	0,74
Quercus liebmannii	0,73
Acacia pennatula	0,73
Quercus rugosa	0,72
Acacia farnesiana	0,69
Arctostaphylos pungens	0,65
Tecoma stans	0,63
Litsea glaucescens	0,61

Recuadro 6.6 Evaluación del valor y del potencial comercial de los productos forestales no maderables: el proyecto CEPFOR

A.C. Newton

Como se señala en este capítulo, muchas comunidades rurales dependen en gran medida de una serie de productos no maderables (PFNM) como medio de vida. Mientras muchos de éstos se usan con fines de subsistencia, en los últimos años ha habido un interés creciente en la comercialización de los PFNM como un medio apropiado para explotar los recursos forestales. Esto refleja un reconocimiento creciente de la contribución de muchos PFNM a los medios de vida rurales, tanto en términos de apoyo a la subsistencia como de generación de ingresos financieros. Al mismo tiempo, como la recolección de los PFNM se considera, generalmente, menos perjudicial para los recursos forestales que la extracción de madera, se ha difundido ampliamente que la producción de PFNM es relativamente compatible con la conservación del bosque (Arnold y Ruiz Pérez, 1998). Así, la comercialización de los PFNMs ofrece potencialmente un medio de conseguir tanto la conservación como los objetivos de desarrollo actuales, aumentando el valor de los recursos forestales para las comunidades locales.

Algunas revisiones recientes sugieren que los enfoques de la comercialización de los PFNM no han sido, sin embargo, universalmente exitosos, y que el alcance para mejorar los medios de vida rurales a través de los PFNM está en duda (Sheil y Wunder, 2002). En una revisión exhaustiva de la comercialización de los PFNM, Neumann y Hirsch (2000) indican que la venta de PFNM a menudo tiende a proporcionar un nivel bajo de ingresos para los sectores más pobres de las comunidades, en lugar de proporcionar un método de avance socioeconómico. El comercio de

Recuadro 6.6 (cont.)

PFNM puede, en realidad, perpetuar la pobreza en vez de aliviarla (Neumann y Hirsch, 2000). Dado que los PFNM son muy diversos en sus características ecológicas y socioeconómicas, es necesario definir qué PFNM tienen un potencial especial para el desarrollo, y en qué condiciones su uso puede tener una contribución positiva a los medios de subsistencia y conservación del bosque. Tal información podría ayudar a reducir la mala dirección de la inversión de los donantes identificados por Sheil y Wunder (2002).

Esta cuestión fue abordada recientemente por un proyecto de investigación interdisciplinario (CEPFOR), el cual examinó los factores que influyen en la comercialización de PFNM en 19 casos de estudio de México y Bolivia, mediante un programa intensivo de investigación participativa llevado a cabo con las comunidades locales y otros interesados. Varios de estos casos de estudio se localizaron en áreas de bosque tropical seco. Los resultados de la investigación se presentan en detalle en Marshall *et al.* (2003, 2006), y los resultados del proyecto están disponibles libremente en la página web http://quin.unep-wcmc.org/forest/NTFP/. Ésta incluye una guía sobre los métodos apropiados para evaluar el valor de los recursos forestales.

Las principales conclusiones de la investigación fueron:

- Los PFNM son importantes para la vida de la población rural pobre, y los ingresos varían enormemente incluso en los hogares dedicados a la misma actividad. Las actividades de los PFNM aportan entre el 7% y el 95% de los ingresos anuales de un hogar; proporcionan de forma regular una red de seguridad para los pobres, a la que recurren cuando otras actividades – como la agricultura de subsistencia o los cultivos comerciales como el café – no tienen los resultados esperados, y a veces representa el paso que les aleja de la pobreza. Nunca dan lugar a un aumento de la pobreza.
- La importancia de los PFNM en las estrategias de vida de los hogares está estrechamente ligada a su estacionalidad y a la forma en que los PFNM pueden ser combinados con otras actividades que generan ingresos.
- Cuantos más meses se pueda comerciar con un producto, más favorable perciben los hogares esta actividad. Al contrario, los hogares que comercian con los productos más estacionales tienen mayor probabilidad de cambiar desde una actividad basada en los PFNM a otras opciones de subsistencia, reflejando su deseo de tener una fuente de ingresos más constante a lo largo del año.
- En el caso de recursos de propiedad comunal, es frecuente una mejora del manejo de los recursos naturales y mejores prácticas de recolección. Si la tierra es de propiedad privada y la planta se puede propagar rápidamente, las personas empiezan a participar en la domesticación a pequeña escala. Muchas de las comunidades expresaron un gran interés en cultivar especies de plantas de alto valor para la producción de PFNM, resaltando el potencial económico y el apoyo comunitario a los esfuerzos de restauración forestal.

Referencias bibliográficas

Aguilar-Santelises, R. 2007. Etnobotánica cuantitativa en una región de Bosque de Niebla de Sierra Norte, Oaxaca. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca. Instituto Politécnico Nacional.

Anónimo. 2007. Desarrollo de una microcuenca en la comunidad de Tepelmeme, Villa de Morelos, Oaxaca. Comisión Nacional de Zonas Áridas (CONAZA).

Anónimo. 2005. II Conteo de Población y Vivienda 2005. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México. <http://www.inegi.org.mx/inegi/default.aspx>

Arredondo, C., Liedo, J., Zúñiga, R., Campos, S., Solórzano, G. 1981. Marco de referencia para la planeación y evaluación de la investigación agrícola en la Mixteca Oaxaqueña. Campo Agrícola Experimental de la Mixteca Oaxaqueña. 123pp.

Arnold, J.E.M., Ruiz Pérez, M. 1998. The role of non-timber forest products in conservation and development. En: Wollenberg, E. and Ingles, A. (eds.), Incomes from the forest: Methods for the development and conservation of forest products for local communities. Centre for International Forestry Research, Bogor, Indonesia: pp. 17–42.

Caballero, J., Cortés, L. 2001. Percepción, uso y manejo tradicional de los recursos vegetales en México. En: Rendón A., B., S. Rebollar D., J. Caballero N. y M.A. Martínez A. (Eds.). Plantas, Cultura y Sociedad. Estudio sobre la relación entre seres humanos y plantas en los albores del siglo XXI. Universidad Autónoma Metropolitana-Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). México: pp. 79–100.

Carlson, J.S., Maffi, L. 2003. Ethnobotany and conservation of biocultural diversity. Advances in Economic Botany 15: 6–35.

Cotler, H., Sotelo, E., Domínguez, J., Zorrilla, M., Cortina, S., Quiñones, L. 2007. La conservación de suelos: un asunto de interés público. INE-SEMARNAT, México. Gaceta Ecológica 83: 71.

Echeverría, C., Schiappacasse, I., Urrutia, R., Cárcamo, M., Becerra, P., Smith, C., Holmgren, M. 2010. Manual de restauración de ecosistemas degradados para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural en la zona semiárida de Chile central. Proyectos REFORLAN, CONYCIT Valdivia, Chile.

García-Mendoza, A., Tenorio, P., Reyes, J. 1994. El endemismo en la flora fanerogámica de la Mixteca Alta, Oaxaca-Puebla, México. Acta Botánica Mexicana 27: 53–74.

Hernández, F. 1659. Nova plantarum animalium et mineralium Mexicanorum historia. Mascardi, Roma.

Hilgert, N.I. 2001. Plants used in home medicine in the Zenta River basin, Northwest Argentina. Journal of Ethno-Pharmacology 76: 11–34.

INEGI (Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática). 2000. Censo de Población y Vivienda.

Inter-Commission Task Force on Indigenous Peoples. 1997. Indigenous peoples and sustainability: cases and actions. IUCN and International Books, Utrecht.

Manson, R.H, López-Barrera F. Landgrave, R. en prep. Patterns and drivers of tropical deciduous dry forest transformation in central Veracruz, Mexico.

Martínez, M. 1936. Plantas útiles de México. Ediciones Botas, Mexico City.

Marshall, E., Newton, A.C., Schreckenberg, K. (eds.). 2003. Commercialization of non-timber forest products: first steps towards analysis of the factors influencing success. International Forestry Review 5(2): 128–137.

Marshall, E., Schreckenberg, K., Newton, A.C. (eds.). 2006. Commercialization of non-timber forest products: factors influencing success. Lessons learned from Mexico and Bolivia and policy implications for decision-makers. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK.

Montero Solano, J.A., Manson, R.H., López Barrera, F., Ortiz, J., Callejas, J. en prep. Public policy and land use change in central Veracruz: an important factor in efforts to restore a tropical dry forest landscape.

Neumann, R.P., Hirsch, E. 2000. Commercialisation of non-timber forest products: review and analysis of research. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia. 176 pp.

Newton, A. 2008. Restoration of dryland Forests in Latin America: The ReForLan project. Ecological Restoration 26: 10–13.

Newton, A.C., Cayuela, L., Echeverría, C., Armesto, J.J., Del Castillo, R.F., Golicher, D., Geneletti, D., Gonzalez-Espinosa, M., Huth, A., López-Barrera, F., Malizia, L., Manson, R., Premoli, A., Ramírez-Marcial, N., Rey Benayas, J.M., Rüger, N., Smith-Ramírez, C., Williams-Linera, G. 2009. Toward integrated analysis of human impacts on forest biodiversity: lessons from Latin America. Ecology and Society 14(2): 2. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art2/>.

Pérez, J. 2006. Proyecto de conservación de suelos y aguas, y reconversión productiva en la microcuenca "El Arenal", Región Mixteca Oaxaqueña. Departamento de Fitotecnia. Universidad Autónoma Chapingo. México D.F. 9 pp.

Schiappacasse, I., Nahuelhual, L., Vásquez, F., Echeverría, C. 2009. Valuing the benefits of dryland forest restoration in central Chile. XIII World Forestry Congress. Buenos Aires, Argentina.

Sheil, D., Wunder, S. 2002. The value of tropical forest to local communities: complications, caveats, and cautions. Conservation Ecology 6(2), 9. [online] URL: http://www.consecol.org/vol6/iss2/art9

Suárez, A., Williams-Linera, G., Trejo, C., Valdez-Hernández, J.I., Cetina-Alcalá, V.M., Vibrans, H. En revisión. Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. Agroforestry Systems.

United Nations Development Programme (UNDP). 2004. Examples of the successful conservation and sustainable use of dryland biodiversity. Sharing Innovative Experiences, Vol. 9. UNDP Special Unit for South-South Cooperation, GEF, UNEP, TWNSO, TWAS, New York.

Williams-Linera, G., Lorea, F. 2009. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. Biodiversity and Conservation 18: 3269–3293.

Willson, C.J., Manos, P.S., Jackson, R.B. 2008. Hydraulic traits are influenced by phylogenetic history in the drought-resistant, invasive genus *Juniperus* (Cupressaceae). American Journal of Botany 95: 299–314.

Zent, S. 2001. Acculturation and ethnobotanical knowledge loss among the Piaroa of Venezuela: Demonstration of a quantitative method for the empirical study of TEK change. En: Maffi, L. (Ed.) On biocultural diversity: linking language, knowledge, and the environment. Washington, D.C., Smithsonian Institution Press: pp. 190–211.

7 IMPACTO DE LA FRAGMENTACIÓN Y DEGRADACIÓN DE LOS BOSQUES EN LOS PATRONES DE VARIACIÓN GENÉTICA Y SUS CONSECUENCIAS PARA LA RESTAURACIÓN FORESTAL

A.C. Premoli, C.P. Souto, S. Trujillo A., R.F. del Castillo, P. Quiroga, T. Kitzberger, Z. Gomez Ocampo, M. Arbetman, L. Malizia, A. Grau, R. Rivera García, A.C. Newton

Introducción

Actualmente, los bosques secos son el principal objetivo en los esfuerzos de manejo y conservación. Esto es debido a que mil millones de personas viven en regiones secas del mundo, las cuales cubren cerca del 40% de la superficie de la Tierra. Todas estas regiones tienen en común una gran dependencia de los recursos naturales – incluyendo la biodiversidad, la cual está desapareciendo a una tasa sin precedentes en la historia (UNDP, 2004). El proyecto ReForLan tuvo como objetivos identificar y promover propuestas para la restauración de ecosistemas forestales áridos y semiáridos. El objetivo de este capítulo es evaluar el impacto de la pérdida, fragmentación y degradación forestal de la diversidad genética de especies de árboles socioeconómicamente importantes y de interés para la conservación, en el contexto de la restauración de paisajes forestales. Además, este capítulo aporta recomendaciones para la restauración de los bosques secos, basadas en el conocimiento de los procesos que afectan la variación genética.

Los patrones de diversidad genética en las plantas son el resultado de procesos evolutivos presentes y pasados que pueden ser usados para guiar los esfuerzos de conservación. Los marcadores moleculares neutros pueden ser de gran valor para investigar los efectos de procesos, como la deriva genética, que afecta a poblaciones pequeñas, y el aislamiento debido a barreras que impiden el flujo de genes. Estos eventos tienden a erosionar la variación genética en las poblaciones naturales. Los marcadores pueden mutar a tasas evolutivas diferentes y, por tanto, pueden ofrecer información sobre los procesos que actúan a escalas temporales distintas. Las mutaciones por generación de los marcadores de ADN heredados uniparentalmente, como son los de los cloroplastos, ocurren a unas tasas de cerca de 10^{-9}, mientras que los de microsatélites nucleares las mismas son de entre cuatro a seis órdenes de magnitud mayores (Provan *et al*., 1999). Mientras que las secuencias de ADN de los cloroplastos pueden ser usadas para reconstruir patrones genéticos históricos, los marcadores nucleares pueden esclarecer la estructura genética reciente de las poblaciones naturales. Por lo tanto, la combinación de los dos tipos de marcadores nos da la oportunidad de entender los patrones genéticos pasados y presentes a fin de orientar los esfuerzos de conservación y restauración para la conservación de especies a largo plazo.

Mapache (*Procyon lotor*) encontrado en uno de los sitios de estudio del centro de Veracruz, México. Foto: C. Alvarez

Rodales abiertos de *Austrocedrus chilensis* en el ecotono bosque-estepa en el sur de Argentina. Foto: T. Kitzberger

Nuestro objetivo fue analizar los patrones de variación genética dentro y entre poblaciones de especies con interés para la conservación, importancia económica y/o relevancia socioeconómica en tres áreas de América Latina. Se usaron diferentes marcadores para los análisis genéticos de las poblaciones naturales. Estos incluyeron métodos tradicionales isoenzimáticos y nuevos análisis moleculares como son los SNPs (siglas en inglés para los polimorfismos de nucleótido simple), Repeticiones de Secuencia Simple (SSRs son las siglas en inglés) conocidos como microsatélites y secuencias de ADN de regiones no recombinantes del cloroplasto. Mientras que este último tipo de marcador proporciona una señal histórica, los tres primeros reflejan principalmente la estructura genética contemporánea.

Los patrones genéticos fueron analizados en tres zonas geográficas: el norte y el sur de Argentina y Oaxaca en México (ver también **Recuadros 7.1** y **7.2**). En estas áreas de estudio se analizaron las siguientes especies: tres especies de *Cedrela*, *C. balansae*, *C. lilloi* y *C. saltensis,* pertenecientes a los bosques subtropicales estacionales secos del norte de Argentina (Yungas); la especie arbórea dominante *Austrocedrus chilensis* (a partir de ahora será referido en el texto como *Austrocedrus*), presente en el ecotono entre el bosque y la estepa de la Patagonia Andina del sur de Chile y Argentina; y *Malacomeles denticulata* y *Catopsis berteroniana*, presentes en los ambientes áridos y perturbados del centro del estado de Oaxaca, México.

Recuadro 7.1 *Hotspots* genéticos: la búsqueda para preservar la historia evolutiva de Chile

M. Henríquez, C. Echeverría, A. Premoli, G. Machuca, C. Souto, P. Quiroga

Un *hotspot* biológico (o punto caliente de biodiversidad) se define como una región biogeográfica con una cantidad importante de biodiversidad que está amenazada de destrucción debido a la acción humana. Es importante conocer y conservar estos puntos calientes de biodiversidad ya que en ellos se preserva la historia evolutiva del planeta, y juegan un papel muy importante en el equilibrio biológico de la biosfera. Para conseguir conservar un *hotspot* biológico, es necesario priorizar las áreas amenazadas y así poder identificar los lugares más valiosos para su conservación. Sin embargo, desde la acuñación de este concepto, la información genética no ha sido tenida en cuenta en su designación.

Debido a su geografía, Chile ha sido comparado con una isla biogeográfica. Como consecuencia, Chile se caracteriza por tener un centro de biodiversidad único a nivel global: los bosques lluviosos templados valdivianos (Dinerstein *et al.*, 1995). Durante los últimos 40 años, este *hotspot* de biodiversidad ha estado afectado por la deforestación y el cambio de uso del suelo. Para determinar qué áreas son importantes para la conservación de la biodiversidad, usamos tres grandes bases de datos de la presencia de especies amenazadas dentro de esta región biogeográfica: el Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile (CONAF *et al.,* 1999), el Proyecto Iniciativa Darwin (Hechenleitner *et al.,* 2005) y los datos obtenidos por el laboratorio ECOTONO de la Universidad del Comahue en Argentina. Específicamente, usamos datos de 26 especies amenazadas para estudiar sus patrones de distribución, y entre éstas usamos la información genética obtenida de 12 especies.

Utilizamos el programa ArcGIS (proporcionado por ESRI) para integrar los datos. Primero, se construyeron mapas raster de 5 x 5 km, los cuales mostraban celdas donde las especies están presentes. El tratamiento de las celdas incluyó el solapamiento de las localizaciones de las especies con el objetivo de construir un mapa de riqueza que mostrara las áreas con más de una especie. Posteriormente se generaron mapas raster genéticos, los cuales consistían en la presencia o ausencia de alelos únicos y una escala de heterocigosidad. Estos datos genéticos fueron obtenidos a través de isoenzimas y técnicas de ADN basadas en la presencia de marcadores moleculares y biológicos. Esta información, cuando se combina con los mapas

Recuadro 7.1 (cont.)

de riqueza de especies, nos permitió determinar los *hotspots* genéticos. Éstos se definieron como aquellas áreas que al menos tuvieran una especie con alelos únicos, una especie con alta heterocigosidad y una riqueza de tres o más especies.

Los resultados mostraron la presencia de áreas de alta riqueza de especies a lo largo de la cordillera de la costa de Chile y de la cadena montañosa Andina entre Chile y Argentina (**Figura 1**). Las áreas con mayor riqueza estuvieron localizadas en la cordillera de la costa entre las regiones de Maule y Bio-Bio. Las especies de esas áreas están muy amenazadas debido a que están localizadas en una de las áreas con la mayor tasa de deforestación y cambio de uso del suelo de todo Chile (Echeverría *et al.*, 2006). Las poblaciones con alelos únicos estuvieron distribuidas en cuatro líneas diagonales, desde la cordillera de la costa en Chile hasta la cordillera Andina del lado Argentino (**Figura 1**). Cuatro áreas compartieron poblaciones de dos especies con alelos únicos: una cerca de Curacautin (Región de la Araucanía, Chile), una en Valdivia (Región de Los Ríos, Chile), una en el norte de Bariloche (Provincia de Neuquén, Argentina) y una cerca de Esquel (Provincia de Chubut, Argentina). Las poblaciones con alta heterocigosidad estuvieron principalmente concentradas en Argentina, desde la provincia de Neuquén hasta Chubut (**Figura 1**); sólo unas pocas poblaciones se encontraron a lo largo del lado chileno, tanto en la costa como en los Andes.

Sólo en Chile se identificaron cinco *hotspots* genéticos, en las zonas de Cauquenes, Bullileo, Curacautín, Valdivia y Puyehue (**Figura 1**). De éstos, cuatro no están protegidos por el estado chileno. Solo Puyehue está completamente ubicado en parques nacionales. Es importante tener en cuenta que, de los cinco *hotspots* identificados, tres de ellos (Curacautin, Valdivia y Puyehue) poseen poblaciones de dos especies con alta heterocigosidad (**Figura 1**).

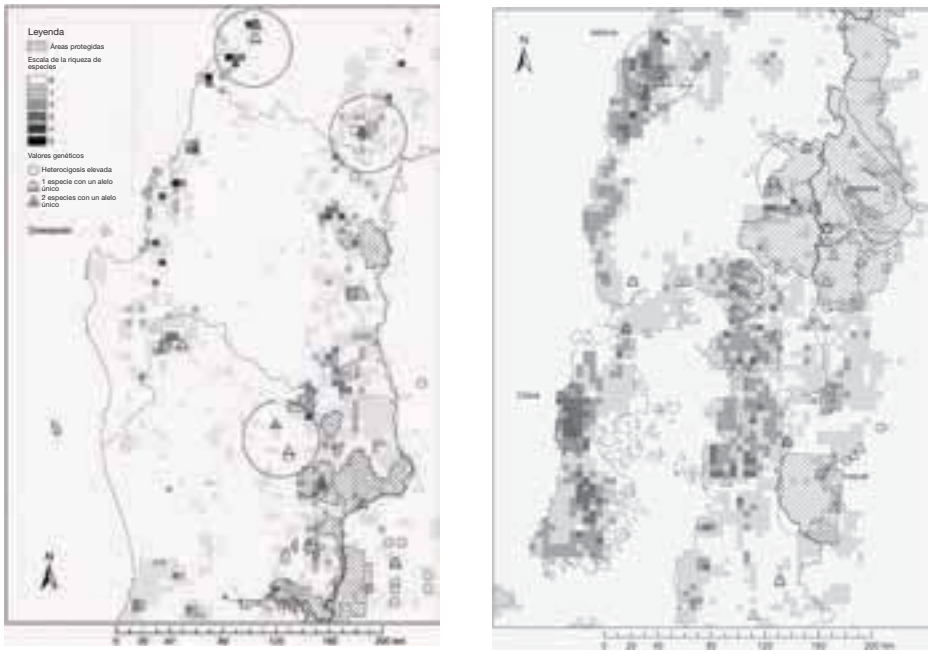


Figura 1a, b Distribución de la riqueza de especies amenazadas de árboles, zonas de alta diversidad genética, y *hotspots* genéticos. Los círculos grandes representan los *hotspots* genéticos determinados por la presencia de alelos únicos, con una alta heterocigosidad (nivel 4) y con al menos tres especies amenazadas coincidiendo en el área. La figura 1a ilustra el caso del centro de Chile y Argentina, y la figura 1b ilustra un área inmediatamente al sur.

Recuadro 7.1 (cont.)

Los *hotspots* identificados en este estudio son áreas candidatas para la protección dada la valiosa información genética y la alta biodiversidad que contienen. Estos *hotspots* pueden ser considerados como regiones biogeográficas con un gran número de recursos genéticos amenazados por las acciones humanas y que están en riesgo de extinción. La importancia de estos *hotspots* genéticos radica en que son la base del potencial adaptativo de las especies, el cual determinará su habilidad para sobrevivir frente a cambios ambientales como el cambio climático. Debido a la naturaleza heterogénea de los paisajes de estudio, el manejo de estas áreas necesita ser llevada a cabo a diferentes escalas. El próximo paso debe ser, por tanto, el desarrollo de políticas de manejo a escalas múltiples para asegurar la conservación de aquellos hábitats que mantienen especies con diferentes filogenias, así como proteger las poblaciones que no están fuertemente afectadas por el ser humano, ya que éstas retienen características filogeográficas no alteradas. Este tipo de manejo permitiría comprender cómo los procesos ecológicos cambian dependiendo de la escala.

Recuadro 7.2 Comprobando la conectividad forestal mediante el uso de la distancia genética: los monos araña y la restauración del bosque seco en Nicaragua

S. Hagell, S. Otterstrom, C. Chambers

A lo largo de toda América Central, la vida silvestre está amenazada debido a la pérdida y fragmentación de los bosques. Estas amenazas son particularmente evidentes en los críticamente amenazados bosques secos de América Central (WWF). Se estima que menos de un 5% de estos bosques nativos está intacto o protegido (Miles *et al.*, 2006). Por ello, estamos llevando a cabo una investigación para entender cómo la vida silvestre, en particular las especies amenazadas o en peligro de extinción, son capaces de sobrevivir en estos paisajes dominados por el hombre en el suroeste de Nicaragua. Como parte de una iniciativa en curso de restauración forestal, Paso Pacífico está trabajando con biólogos de la Universidad del Norte de Arizona para estudiar los patrones genéticos, a escala de paisaje, del mono araña en América Central (*Ateles geoffroyi*). El mono araña es un mamífero arbóreo muy carismático y también un dispersor clave de semillas de árboles nativos (Pancheco y Simonetti, 2000). Nuestro objetivo es conservar las poblaciones de mono araña en este paisaje, restaurando los corredores entre los fragmentos de bosque. Sin embargo, debido a que estos animales son raros y huidizos, existe muy poca información sobre el área de dispersión de ésta especie en el paisaje actual. En este proyecto estamos utilizando un método no-invasivo mediante la recolección de muestras genéticas de material fecal, para comprobar nuestra hipótesis de que los monos araña pueden usar matrices secundarias y no forestales para su dispersión. Más específicamente, estamos comparando las distancias genéticas medias entre grupos sociales con la distancia espacial calculada mediante modelos alternativos de resistencia del paisaje. Estos modelos se basan en el coste de viajar a través del bosque maduro, del bosque en regeneración o del bosque secundario y de las matrices no forestales. Este es un enfoque relativamente nuevo de llevar a cabo análisis genéticos espaciales, ya que los datos genéticos son usados como un medio para medir el coste de dispersión y para comprobar múltiples hipótesis de conectividad del paisaje (como en Cushman *et al.*, 2006; Epps *et al.*, 2007). Además, nuestros análisis ofrecen estimaciones de resistencia para cada característica del paisaje en el modelo, y los datos pueden ser usados directamente para construir un modelo predictivo para todo el paisaje. A modo de ejemplo, los “mejores” modelos de resistencia del paisaje pueden ser combinados con un nuevo conjunto de herramientas teóricas para identificar los “puntos de enganche” que son críticos para la conectividad (McRae *et al.*, 2008). En este sentido, los patrones de diversidad genética en este paisaje revelarán los caminos y las barreras para la dispersión, e indicarán como se puede gestionar el bosque para conservar esta especie.

Bosques subtropicales secos estacionales del norte de Argentina

Las especies de *Cedrela* están consideradas entre las más valiosas de Argentina por su madera dura. Como consecuencia, éstas han sido extensamente taladas en el área de estudio. Debido a que el reclutamiento de estas especies depende de la perturbación y tienen altas tasas de crecimiento, éstas son ideales para la restauración de bosques y para el enriquecimiento de las masas forestales (ver también Capítulo 6).

En los bosques secos subtropicales estacionales de Argentina, la distribución de las especies dominantes de *Cedrela* sigue un gradiente de elevación. *C. balansae* se encuentra en el bosque de pedemonte, entre los 300 y 800 m de elevación, llegando a su límite de distribución sur a los 24º30'S de latitud. *C. lilloi* está presente en el bosque montano entre los 500 y 1.350 m de elevación, alcanzando el área de distribución más austral a los 28º15'S de latitud. Estos dos tipos de bosques, pedemonte y montano, son los más importantes económicamente (Brown y Pacheco, 2006). Recientemente, se ha identificado una tercera especie, *C. saltensis*. Aparentemente, ésta tiene un área de distribución restringida (<1000 km^2) (Malizia *et al*., 2006), y se encuentra en un área de simpatría entre las otras dos especies de *Cedrela*, entre los 700 y los 1.100 m s.n.m. (Grau *et al*., 2006), alcanzando su límite sur a los 24º 40'S de latitud.

Usamos técnicas de marcadores moleculares para comprobar la hipótesis de que *C. saltensis* es una especie de origen híbrido entre *C. balansae* y *C. lilloi*. Nuestro objetivo principal fue utilizar la información sobre los patrones de diferenciación genética entre las dos especies parentales y los híbridos putativos, para definir fuentes apropiadas de germoplasma que puedan guiar futuras acciones de conservación y restauración.

La hibridación interespecífica es un fenómeno común en las plantas. La frecuencia de hibridación en árboles está particularmente relacionada con la longevidad y con varios sistemas reproductivos que permiten el flujo de genes entre especies. Sin embargo, la formación de un híbrido depende de la compatibilidad genética entre las especies, la fenología de la floración y el grado de solapamiento de las áreas de distribución. Además, las condiciones favorables a nivel de micrositios, conocidos como "hábitats híbridos" (Anderson, 1948), pueden facilitar el establecimiento y la supervivencia de la progenie híbrida. Éstos suelen estar relacionados con áreas perturbadas y/o lugares donde las plantas puras han reducido relativamente su potencial competitivo y aptitud.

Para estudiar el posible origen híbrido de *Cedrela saltensis* a partir de *C. balansae* y *C. lilloi*, muestreamos especies puras e híbridos potenciales de los bosques secos estacionales del norte de Argentina. Llevamos a cabo el estudio genético de las tres especies de *Cedrela* en las poblaciones localizadas entre las latitudes 23º5' y 24º30'S, cerca del Parque Nacional de Calilegua. Recolectamos tejidos de hojas frescas de las poblaciones naturales de cada especie (**Tabla 7.1**), los cuales fueron analizados usando 12 *loci* isoenzimáticos. Las isoenzimas usadas fueron Glicerato 2 deshidrogenasa (G2d), Isocitrato deshidrogenasa (Idh1, Idh2), enzima Málica (Me1, Me2), Fosfoglucoisomerasa (Pgi1, Pgi2, Pgi3), Peroxidasa (Per1, Per2, Per3) y Shikimato deshidrogenasa (Skdh). Calculamos parámetros genéticos estándar de las poblaciones. Estos incluyeron estimadores de la diversidad y del grado de endogamia a nivel de población y de especie, respectivamente. Estimamos métricas de distancia genéticas, y se corrieron análisis multivariados de clúster para describir las relaciones genéticas entre las especies. La heterogeneidad en las frecuencias alélicas entre poblaciones y especies se analizó mediante pruebas de chi-cuadrado.

Erosión del suelo en bosques secos de Oaxaca, México. Foto: R. F. del Castillo

Árboles dispersos de *Austrocedrus chilensis* hacia el borde oriental de su rango de distribución en el sur de Argentina, que se dan con pastizales de estepa. Foto: J. Birch

Los resultados mostraron diferencias entre las tres especies analizadas de *Cedrela* en las frecuencias alélicas y en la presencia de alelos diagnósticos, es decir, aquéllos exclusivamente presentes en sólo una especie fueron encontrados en todas las especies estudiadas. *Cedrela balansae* tuvo siete, *C. lilloi* tuvo uno y *C. saltensis* tuvo seis alelos diagnósticos, respectivamente (**Tabla 7.2**). Las tres especies fueron genéticamente diversas aunque *C. saltensis* tuvo mayor heterocigosidad (He = 0,330) y número efectivo de alelos (Ne = 1,63) que las especies parentales putativas *C. balansae* (He = 0,229 y Ne = 1,39) y *C. lilloi* (He = 0,276 y Ne = 1,48). Además, las estimaciones de endogamia de las poblaciones proporcionaron valores Fis de 0,135 (IC 0,016 – 0,211) para *C. balansae*, 0,308 (IC 0,050 – 0,640) para *C. lilloi* y 0,275 (IC –0,061 – 0,642) para *C. saltensis*. Las tres especies fueron significativamente diferentes en los perfiles isoenzimáticos en 10 de los 11 test. Los índices de distancia genética y el análisis multivariado de clúster por medio de las distancias genéticas de Nei (1978) mostraron que *C. saltensis* se parece más a *C. lilloi* que a *C. balansae* (**Figura 7.1**).

Tabla 7.1 Poblaciones muestreadas de *Cedrela* en el norte de Argentina.

Especie	Población	N	Latitud S°			Longitud O°			Elevación m s.n.m.
C. balansae	R34CB	27	24	17	46,1	64	54	33,7	730
C. balansae	PNCCB	3	23	46	54,7	64	48	54,6	535
C. balansae	SSCB	22	23	40	28	64	33	49,1	380
C. balansae	LNCB	1	23	7	1,9	64	40	34,7	800
C. balansae	CICCB	32	23	7	39,4	64	27	56	495
C. lilloi	SSJCL	15	24	9	48,4	65	18	50,6	1390
C. lilloi	PSCL	4	24	30	7,7	65	18	43,5	1400
C. lilloi	FTCL	5	23	0,5	11,1	64	51	30,9	1710
C. saltensis	PNCCS	15	23	41	31,9	64	52	44	1450
C. saltensis	CRCS	3	23	5	38,4	64	44	30,4	1000
C. saltensis	ACCS	5	23	5	14	64	47	28,6	1200
C. saltensis	LNCS	5	23	6	59,9	64	40	52,1	830

N: número de individuos muestreados

Tabla 7.2 Frecuencias de alelos para *loci* polimórficos isoenzimáticos de las especies de *Cedrela* de los bosques subtropicales del norte de Argentina. Los alelos diagnosticados, es decir, aquéllos presentes en sólo una especie, se muestran en negrita, y los alelos nulos, es decir, ausencia de producto proteínico, se muestran en cursiva. (*Heterogeneidad significativa en las frecuencias alélicas entre los taxones.)

Locus	*C. balansae*	*C. lilloi*	*C. saltensis*
G2d			
1			**0,306**
2			0,694
3	**0,075**		
4	**0,925**		
5		*1,000*	
Idh1			
1*	0,021	0,446	
2*	0,031	0,464	
3		**0,089**	
4			**0,346**
5			**0,615**
6			**0,038**
7	**0,031**		
8	**0,876**		
9	**0,041**		
Idh2			
1	0,969	0,962	1,000
2	0,031	0,038	
Me1			
1		**0,071**	
2	0,901	0,875	0,925
3	0,099	0,054	0,075
Me2			
1	0,862	0,760	0,929
2	0,138	0,240	0,071
Pgi1			
1*	0,138	0,690	0,768
2*	0,862	0,310	0,232
Pgi2			
1	**0,021**		
2	0,155	0,086	0,018
3	0,454	0,603	0,446
4	0,325	0,224	0,018
5	0,041	0,086	0,179
6	0,005		0,036
7			**0,304**
Pgi3			
1		0,042	0,053
2*		0,958	0,816
3*	0,887		0,132
4	**0,112**		
Per1			
1	0,051	0,172	
2*	0,020	0,724	0,741
3*	0,929	0,103	0,259
Per2			
1	1,000	1,000	1,000
Per3			
1	0,116	0,065	0,261
2	0,820	0,870	0,739
3	0,064	0,065	
Skdh			
1	0,022	0,083	0,204
2	0,789	0,854	0,593
3	0,172	0,042	0,204
4	0,017	0,021	

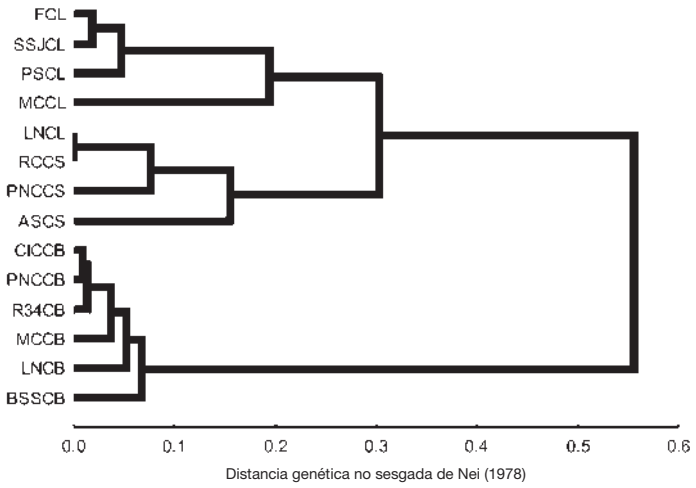


Figura 7.1 Análisis multivariado de clúster UPGMA usando la distancia genética de Nei (1978) de las 14 poblaciones analizadas de *Cedrela*. Los nombres de las poblaciones están indicados en la **Tabla 7.1**. Las poblaciones MCCB y MCCL provienen de tallos cultivados en el laboratorio que fueron recolectados en el norte de Argentina.

La diversidad genética fue elevada en las tres especies de *Cedrela*. Al contrario, los elevados coeficientes de endogamia en todas las especies, indicados por los valores de Fis, probablemente reflejan una endogamia biparental como resultado del movimiento localizado de polen por parte de los insectos. Según lo esperado, los híbridos putativos de *C. saltensis* presentaron una heterocigosidad elevada en comparación con *C. balansae* y *C. lilloi*. Sin embargo, este resultado no es una evidencia de hibridación *per se*. *C. saltensis* fue relativamente más similar a *C.lilloi*, como se demuestra por la menor distancia genética entre ellas (**Figura 7.1**). Al contrario, *C. saltensis* es más similar morfológicamente a *C. balansae* que a *C. lilloi* (Zapater *et al.,* 2004). Por otro lado, la presencia de alelos diagnosticados en *C. saltensis* sugiere que esta especie es taxonómicamente distinta. Un análisis previo molecular filogenético sugirió que los posibles taxones ancestrales de *C. saltensis* pudieron tener una historia evolutiva separada (Muellner *et al*., 2009). Aunque se necesitan más estudios para entender las relaciones filogenéticas entre estos taxones, nuestros resultados sugieren que *Cedrela saltensis* no es resultado de una divergencia reciente y/o de hibridación recurrente entre *C. balansae* y *C. lilloi*. Por lo tanto, *Cedrela saltensis* necesita ser tratada como una entidad taxonómica separada.

La información sobre la diversidad y la estructura de las especies de árboles en los bosques secos subtropicales estacionales de Yungas es limitada (Malizia *et al*., 2006; Brown y Pacheco, 2006). Los datos sobre los patrones de distribución de la diversidad genética de las especies con interés económico y/o de conservación también son escasos (Quiroga y Premoli, 2007). Esta información es necesaria debido a que la tala selectiva de especies de *Cedrela* está erosionando la diversidad genética, ya que los mejores genotipos con características óptimas están siendo continuamente eliminados. Tales procesos han sido documentados en especies estrechamente relacionadas en

Rodales de *Austrocedrus chilensis* asociados a afloramientos rocosos en el ecotono del bosque-estepa en el sur de Argentina, Nahuel Huapi, Argentina. Foto: J. Birch

América Central (Gillies *et al.,* 1997; 1999). Sin embargo, las poblaciones naturales de *C. lilloi* están protegidas en muchas áreas geográficas diferentes, por ejemplo, en los parques nacionales. Al contrario, los bosques maduros de pedemonte de *C. balansae* ya no existen en su estado natural, habiendo solamente masas juveniles en áreas marginales protegidas, como ocurre en las zonas cercanas a los parques nacionales y provinciales. Por otra parte, el área de distribución de *C. saltensis* ha sido delimitada sólo preliminarmente (Malizia *et al.,* 2006). Según los modelos de nicho ecológico desarrollados para *C. lilloi* y *C. balansae*, el área potencial de distribución de *C. saltensis* en el noroeste de Argentina es de 600 km^2 (Malizia *et al*. 2006). Las masas de *C. saltensis* pueden encontrarse desde el sur de Bolivia (Reserva de Tariquía), a lo largo de las provincias de Salta (Parque Nacional de Baritú) y Jujuy (Parque Nacional de Calilegua). Se necesitan estudios futuros sobre el área de distribución y los patrones genéticos de esta especie para evaluar completamente su estado de conservación.

Región árida del centro de Oaxaca, México

Malacomeles denticulata (anteriormente conocida como *Amelanchier denticulata*) es un arbusto de la familia Rosaceae. A lo largo de su área de distribución, desde el centro de México hasta Guatemala, *M. denticulata* crece principalmente en los matorrales y bosques de pino-encino perturbados (Rzedowski y Calderon, 2005). Debido a que es una especie tolerante de sitios secos y degradados, se considera ecológicamente importante para recuperar áreas degradadas.

Una de las herramientas moleculares recientemente desarrolladas para estudiar la variación genética son los SPNs (polimorfismos de nucleótidos únicos). Éstos son el resultado de eventos mutacionales de transición o de transversión. Los SNPs son posiciones de pares de bases únicas en el genoma de dos o más individuos, en las que existen diferentes secuencias alternativas o alelos en las poblaciones (Weising *et al*., 2005). Una vez que los SNPs se han determinado mediante secuenciación, pueden ser identificados relativamente rápido en cualquier individuo de la población estudiada, utilizando equipos de reacción en cadena de la polimerasa en tiempo real (RT-PCR). La RT-PCR monitoriza en tiempo real el progreso de la PCR cuando la misma está ocurriendo. Los datos son obtenidos a lo largo del proceso de la PCR en vez de al final. La detección homogénea de productos de PCR pueden ser obtenida usando tintes de unión de doble cadena de ADN o sondas fluorogénicas. La cuantificación del ADN o ARN puede ser más precisa y reproducible porque se basa en valores umbral de ciclo (CT), determinados durante la fase de amplificación exponencial, en lugar de al final del proceso.

El principal objetivo de esta investigación fue desarrollar y aplicar un nuevo marcador de ADN para evaluar el impacto de la pérdida y degradación forestal en la variabilidad genética de *Malacomeles denticulata* en Oaxaca, México, donde la degradación del bosque seco es extrema. Para los análisis genéticos, se recogieron hojas de ocho localidades en diferentes tipos de hábitats, en concreto en bosque tropical seco, bosque de pino, bosque de pino-encino y chaparral. Se calcularon los parámetros de diversidad genética de las poblaciones y de divergencia entre poblaciones (Fst) (ver también el **Recuadro 7.3**).

Recuadro 7.3 Variabilidad genética en poblaciones de *Malacomeles denticulata*

J. Ramírez Luis, R.F. del Castillo, E. Cruz Cruz

Malacomeles denticulata es un arbusto de la familia Rosaceae que puede crecer un una amplia variedad de hábitats, incluyendo áreas fuertemente degradadas y erosionadas. Es una planta valiosa como alimento para las cabras y las ovejas, y muestra una amplia variación fenotípica entre poblaciones. Estudiamos la naturaleza de esta variación por medio de un experimento de jardín común que incluía cuatro poblaciones, usando un diseño de parentesco (*half-sib*) para dividir la varianza fenotípica total en sus componentes para tres caracteres: área foliar, hendiduras de la hoja y tasa de crecimiento relativa. El área de la hoja fue el carácter más variable, y presentó la mayor varianza genética, seguido por las hendiduras de la hoja. La tasa de crecimiento relativa presentó muy poca o ninguna varianza genética en las poblaciones estudiadas. También se calcularon las heredabilidades en sentido estricto. Se encontraron dos poblaciones con poca o ninguna variación genética detectable, y dos poblaciones con variabilidad genética, en particular la población de San Pablo Huitzo, la cual puede ser una buena candidata para programas de reproducción y conservación. Finalmente, detectamos evidencias de diferenciación genética entre las cuatro poblaciones estudiadas, en particular para el área foliar y las hendiduras de la hoja, pero no para la tasa de crecimiento relativa. Los diferentes regímenes de selección de hábitat pueden explicar la diferenciación genética encontrada entre las poblaciones para el área foliar y las hendiduras de la hoja, mientras que la selección natural puede ser más intensa en todos los hábitats de estudio en el caso de la tasa de crecimiento relativa.

Se obtuvieron resultados positivos con el diseño del experimento de los SNP para *M. denticulata*, los cuales proporcionaron genotipos homocigotas y heterocigotas reconocibles (**Figura 7.2**). Sin embargo, los individuos heterocigotas sólo se detectaron en la población de Santo Domingo Yanhuitlan, que es la localidad más degradada, caracterizada por suelo desnudo y cárcavas. Un valor promedio de Fst = 0,198 proporciona evidencia de la diferenciación genética entre las ocho poblaciones estudiadas. La endogamia promedio dentro de las polaciones resultó negativa (Fis = –0,282) la cual puede ser explicada por el exceso de heterocigosis observada en Santo Domingo Yanhuitlan (la frecuencia observada y esperada de genotipos heterocigóticos fue de 0,44 y 0,34, respectivamente).

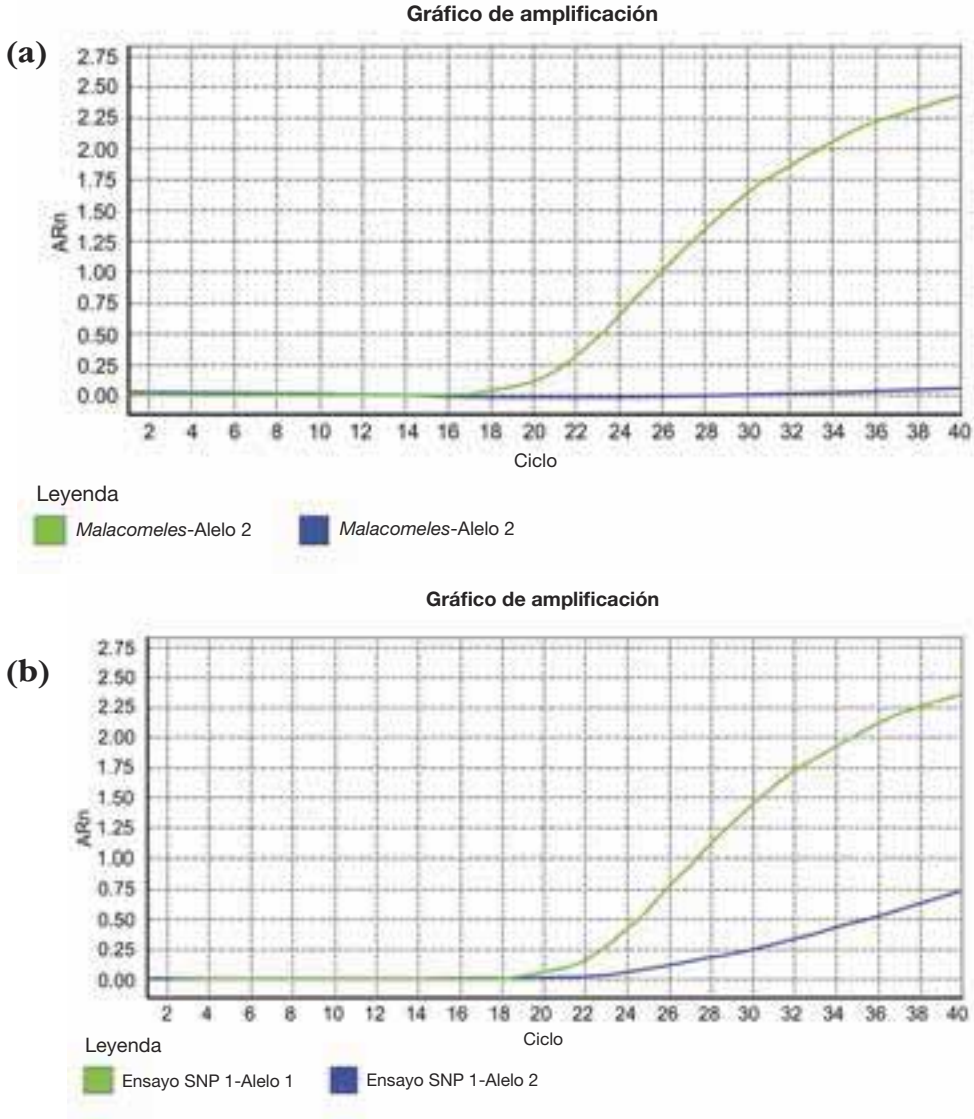


Figura 7.2 Gráfico de amplificación de (a) individuos homocigóticos y (b) individuos heterocigóticos de *Malacomeles denticulata* obtenidos con un marcador molecular SNP.

La población de Santo Domingo Yanhuitlan es la única que alberga los únicos individuos heterocigotas encontrados en las ocho poblaciones estudiadas de *M.* denticulada. Por lo tanto, es extremadamente importante proteger este genotipo único. La localidad de Yanhuitlan fue la más fragmentada y degradada de todas; por tanto, la heterosis es el mecanismo probablemente relacionado con la supervivencia de *M. denticulata* en esta área degradada.

Catopsis berteroniana (Schult y Schult., f) Mez es una bromeliácea epífita de la subfamilia Tillandsioideae. *Catopsis berteroniana* fue clasificada en la Norma Oficial Mexicana 059 (NOM–059-ECOL–2001) como una especie que requiere protección especial. En Oaxaca, México, se vende comúnmente en los mercados locales como una planta ornamental para

numerosas fiestas religiosas. Las plantas son recolectadas por los pobladores de las localidades de El Cerezal y Reynoso del condado de Santa Catarina Ixtepeji, donde la vegetación está compuesta por matorral fragmentado y un bosque de encino perturbado, respectivamente. Usando imágenes de satélite desde 1979 a 2005, calculamos la tasa de deforestación de esta región, que fue del 9,1% por década. El bosque está compuesto por fragmentos cada vez más pequeños (**Figura 7.3**). Debido a la reducción y fragmentación de los bosques, esperábamos encontrar un empobrecimiento de la diversidad genética en estas localidades.

Figura 7.3 Mapas de vegetación de las localidades de El Cerezal y Reynoso, Oaxaca, México, donde *Catopsis berteroniana* fue estudiada. Se usó el Sensor MSS para los mapas de 1979, y el Sensor SPOT 5 para los mapas de 2005.

Comprobamos cuellos de botella recientes de esta bromelia basados en los patrones de diversidad genética usando aloenzimas. Nueve de los diez *loci* analizados fueron polimórficos. El número promedio de alelos por *locus* fue de 3,1 y 3,3 y el promedio de la heterocigosis esperada fue de 0,387 y 0,416 en El Cerezal y Reynoso, respectivamente. Encontramos una endogamia promedio dentro de la población de Fis = 0,256, y un grado de divergencia entre poblaciones de Fst = –0,021 (**Tabla 7.3**).

Contrariamente a nuestras expectativas, *C. berteroniana* mostró uno de los niveles más altos de diversidad genética encontrados en la familia. No encontramos evidencia de cuellos de botella recientes, a pesar de los altos niveles de fragmentación del bosque, y de la reducción de los tamaños poblacionales (**Figura 7.4**). Además, las poblaciones de El Cerezo y Reynoso no estarían genéticamente diferenciadas. Por otro lado, un estudio demográfico actualmente en progreso ha revelado que el tamaño de la población está aumentando. Aunque el área total de bosque está siendo severamente reducida, el perímetro de los fragmentos de bosque ha aumentado, lo que probablemente ha favorecido el flujo de genes y el establecimiento, ya que esta especie parece crecer mejor en el borde del bosque. Este resultado muestra que algunas especies de plantas pueden beneficiarse de alguna manera de la fragmentación. Sin embargo, el incremento de la fragmentación reducirá finalmente el borde del fragmento, y por tanto disminuirá el hábitat disponible para esta especie.

Tabla 7.3 Número de alelos por *locus* (A), número de alelos por *locus* polimórfico (Ap), riqueza alélica (Rt) y heterocigosidad observada (Ho) y esperada (He) encontrada en *Catopsis berteroniana*, en las localidad de El Cerezal y Reynoso, Santa Catarina Ixtepeji, Ixtlán, Oaxaca, México.

Localidad	*A*	*Ap*	*Rt Ho He*
El Cerezal	3,100	3,333	3,079 0,279 0,387
Reynoso	3,333	3,560	3,267 0,305 0,416

Valores F: Fit = 0,271
Fis = 0,256
Fst = – 0,021

Bosques templados secos del sur de Argentina

Se llevaron a cabo ensayos genéticos con *Austrocedrus chilensis*, la especie arbórea dominante de los bosques secos templado-cálidos de la Patagonia, Argentina. Ésta es una conífera de la familia de las Cupressaceae, que vive en el ecotono bosque-estepa a lo largo de un gradiente pronunciado de precipitación de más de 1.000 mm. La especie crece en Argentina entre los 37º y los 42º de latitud Sur, y en Chile desde la V a la X región. *Austrocedrus chilensis* es una especie maderera con un alto valor económico y de interés para la conservación internacional. Está clasificada por la UICN como vulnerable VU A2c; B2ab(iii). Las principales amenazas que afectan a *Austrocedrus* son la herbivoría y el fuego (Hechenleitner *et al*., 2005). El principal objetivo de este trabajo fue investigar si el acervo genético de *Austrocedrus* está geográficamente estructurado, así como identificar áreas con elevada diversidad genética y/o variantes únicas. Estas áreas pueden ser consideradas de alto potencial evolutivo y/o que contengan novedades evolutivas que merecen ser conservadas. Además, una estructura genética significativa a lo largo de su área de distribución puede guiar la recolección de germoplasma para las acciones de restauración que pueden ser llevadas a cabo en los hábitats degradados. Los estudios fueron enfocados desde la base del conocimiento de las causas históricas y contemporáneas subyacentes que dan forma a los patrones genéticos. Combinamos información molecular de tres marcadores genéticos: secuencias de ADN de evolución lenta usando regiones no-recombinantes del cloroplasto, *loci* isoenzimáticos nucleares con polimorfismo moderado y marcadores nucleares hipervariables especie-específicos de microsatélites.

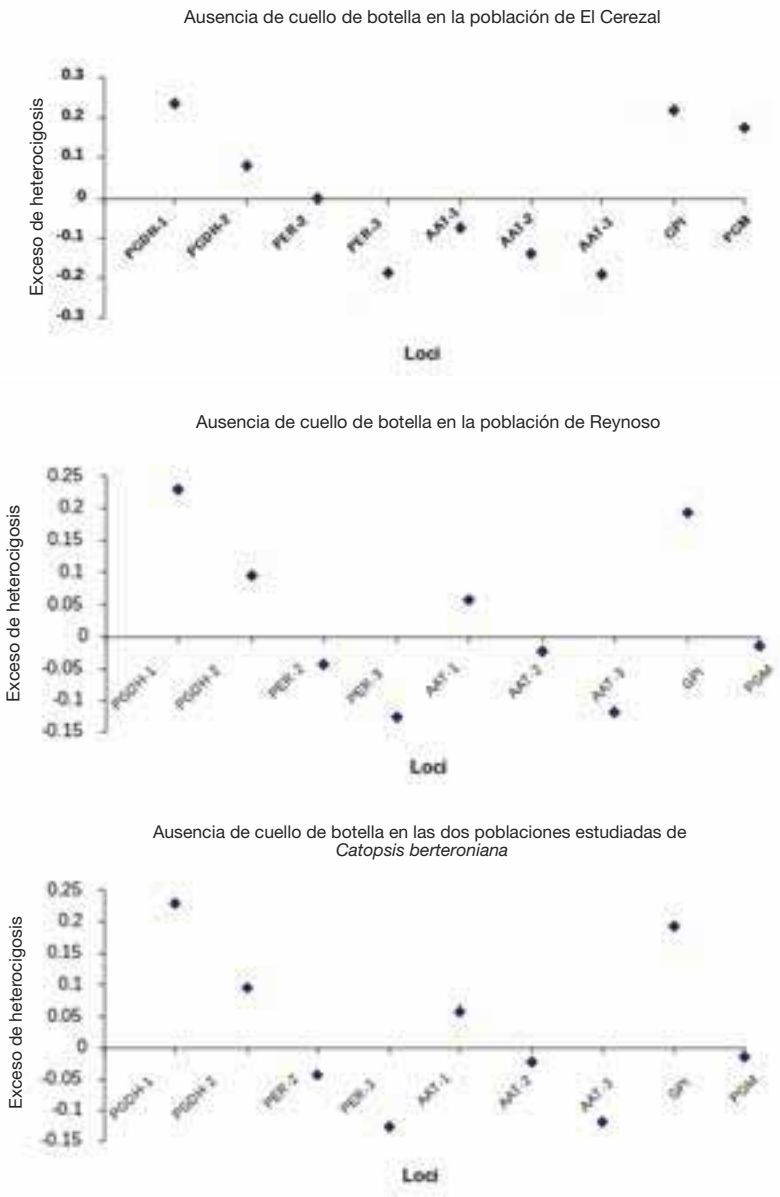


Figura 7.4 Magnitud del exceso de heterocigosidad (He – Heq) observada en cada uno de los nueve loci polimórficos en la población, caracterizada por no haber sufrido cuellos de botella, en El Cerezal (a), Reynoso (b) y para ambas poblaciones estudiadas de *Catopsis berteroniana* (c). La línea horizontal discontinua representa el exceso de heterocigosis esperada en una población en equilibrio cuyos *loci* evolucionan según el modelo de mutación paso a paso. Los puntos por encima y por debajo de la línea del eje X representan *loci* con un exceso o una deficiencia de heterocigosidad, respetivamente (Programa usado: Bottleneck 1.2.02 del modelo de Luikart y Cornuett, 1998).
He = Equilibrio de heterocigosidad de Hardy-Weinberg.
Heq = Heterocigosidad esperada en una población sin cuello de botella que está cerca de un equilibrio mutación-deriva.

Regiones de plastidios en Austrocedrus

Para investigar los patrones históricos de la diversidad genética y el flujo de genes, optimizamos las secuencias de las regiones no codificadas de ADN mitocondrial y del cloroplasto, en un intento de llevar a cabo análisis filogeográficos con *Austrocedrus*. Secuenciamos siete regiones no codificantes de ADN de la mitocondria y el cloroplasto diferentes en *Austrocedrus*. Éstas no produjeron ningún polimorfismo a lo largo del área de distribución de *Austrocedrus,* lo que impidió el análisis filogeográfico. Sin embargo, la baja tasa de mutación en el ADN de plastidios permitiría la reconstrucción filogenética de la familia, extendiendo el origen de *Austrocedrus* como género. Además, estas secuencias al ser analizadas en el banco de datos genéticos de NCBI muestran afinidades superiores al 84% con otras Cupressaceae filogenéticamente distantes como *Cryptomeria japonica* o *Chamaecyparis sp.*

Variación isoenzimática en Austrocedrus

Se llevó a cabo un estudio de genética de la restauración de los bosques secos del norte de la Patagonia argentina de la especie arbórea dominante *Austrocedrus chilensis*. El estudio se desarrolló en el ecotono estepa-bosque de las laderas orientales de los Andes entre los 37º y 42ºS. Muestreamos un total de 1.853 individuos de 67 poblaciones a lo largo de tres regiones, cubriendo la totalidad del rango latitudinal de *Austrocedrus* en Argentina, representado por norte (N), centro (C) y sur (S). Todos los sitios muestreados se encontraban moderadamente perturbados, en términos de tala y pastoreo, aunque la perturbación fue menos intensa en el área central dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi. Estudios previos mostraron que el fuego es el factor más importante que impone limitaciones ecológicas en las áreas estudiadas (Kitzberger, 2003). Las regiones no muestreadas incluyeron las poblaciones chilenas, donde la historia climática y de perturbación de esta especie es probablemente más antigua, y muy diferente a las de Argentina.

Para identificar las tendencias a gran escala de la diferenciación genética a lo largo del área de distribución de la especie, las poblaciones se combinaron en tres regiones (norte, centro y sur), según su proximidad geográfica y su ambiente. La región norte consistió de 23 poblaciones localizadas entre los 37–39ºS de latitud, caracterizadas por condiciones climáticas secas y escasa vegetación. La región central incluyó 25 poblaciones desde los 40–41ºS, donde el gradiente de fragmentación natural oeste-este es más evidente. La región sur se basó en la agrupación de 19 poblaciones localizadas entre los 41–43ºS, donde el tamaño de los parches forestales aumenta y la edad media de los árboles disminuye (K. Heinemann, UNCOMA datos no publicados).

Se logró resolver un total de 12 *loci* aloenzimáticos los cuales se analizaron en los 1.853 árboles distribuidos en las 67 poblaciones. Los *loci* obtenidos fueron Glicerato 2 deshidrogenasa (G2d), Isocitrato deshidrogenasa (Idh), Malato deshidrogenasa (Mdh1, Mdh2), enzima Málica (Me1, Me2), Peroxidasa catódica (Percato), Fosfoglucoisomerasa (Pgi1, Pgi2), 6-Fosfogluco deshidrogenasa (6Pgd1, 6Pgd2) y Shikimato deshidrogenasa (Skdh). Todos los *loci* analizados fueron polimórficos en sentido estricto, con 3–5 alelos por *locus*. Las medidas de diversidad genética para las poblaciones de *Austrocedrus* mostraron una reducción significativa con el aumento de la latitud. Las poblaciones del norte tuvieron un número de alelos efectivo, diversidad genética total y riqueza alélica mayores en comparación con las poblaciones del sur ($F(1,65)$, $p < 0,05$ en todos los análisis) (**Figura 7.5**).

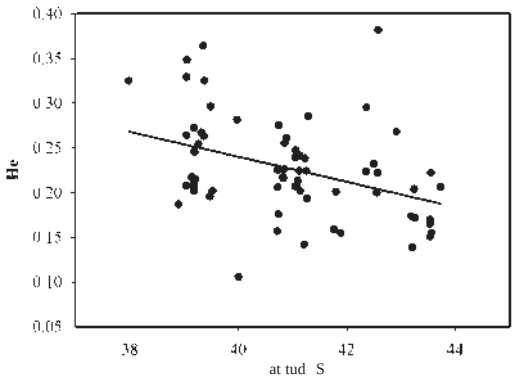


Figura 7.5 Correlación entre la diversidad genética poblacional (He) y la latitud en las 67 poblaciones muestreadas de *Austrocedrus chilensis* en la Patagonia argentina.

La endogamia de las poblaciones tanto del sector norte como del centro-este del área de distribución fue elevada, positiva y estadísticamente diferente de cero (Fis > 0,14). Las poblaciones del sur y centro-oeste mostraron bajos niveles de endogamia que no fueron diferentes de cero (Fis < 0,06). El grado de divergencia genética entre poblaciones fue bajo (Fst <0,16) y similar en las tres áreas.

Los estudios genéticos llevados a cabo con *Austrocedrus* mostraron que, a lo largo de su área de distribución, las poblaciones varían en sus tasas de diversidad y endogamia. Estos patrones genéticos pueden ser explicados en términos de la historia de perturbación de la Patagonia. Hipotetizamos que las poblaciones fragmentadas, más pequeñas, relativamente aisladas del norte y con mayor endogamia, son el resultado de una larga historia de perturbación humana por el fuego. Al contrario, hacia el sur, la historia del fuego y el impacto humano son más recientes y las poblaciones de *Austrocedrus* consisten en una masa continua de bosque con menor endogamia. Además, los efectos combinados de la actividad humana y los factores históricos, como las últimas glaciaciones en la Patagonia, explican la reducida diversidad genética registrada hacia el sur. Ésto se relaciona con el hecho que *Austrocedrus* es una planta intolerante al frío. Como resultado, hipotetizamos que durante los periodos fríos *Austrocedrus* se refugió hacia latitudes del norte más cálidas. Por lo tanto, la menor diversidad genética encontrada en el sur es el resultado de los efectos fundadores sufridos durante la dispersión post-glacial de larga distancia, como sugiere el registro polínico (Whitlock *et al*., 2006).

Variación de los microsatélites de Austrocedrus

En un intento de combinar señales históricas y contemporáneas detectadas con los dos marcadores moleculares previos, se aislaron nueve marcadores de microsatélites (uno consistió de trinucleótidos y ocho fueron dinucleótidos) por ATG Genetics, Canadá. Se optimizaron un total de cuatro marcadores que arrojaron datos confiables y de polimorfismo variable, los cuales se utilizaron para analizar muestras de 398 individuos de 43 localidades. Las áreas de estudio incluyeron una submuestra de las poblaciones del sudeste de Argentina usadas anteriormente en el estudio de isoenzimas, a las que se sumaron siete localidades de Chile. El número de alelos registrados varió entre 4 y 42 en

los distintos marcadores analizados. La heterocigosis promedio observada y esperada fue de 0,732 y 0,684, respectivamente. Las poblaciones fueron agrupadas según su localización en cinco regiones: las poblaciones costeras y andinas de Chile y las poblaciones del norte (N), centro (C) y sur (S) en Argentina. Los resultados muestran una reducción en el polimorfismo hacia la costa de Chile y hacia el sur del área de distribución de la especie en Argentina (**Figuras 7.6** y **7.7**). Estos resultados sugieren que las poblaciones del este han derivado de las fuentes más variables del norte de los Andes por dispersión a larga distancia. Una disminución en la diversidad genética hacia el sudeste indica que esta área ha sido recientemente colonizada, como sugieren los datos de isoenzimas, los registros polínicos y la modelización del nicho ecológico (**Figura 7.8**).

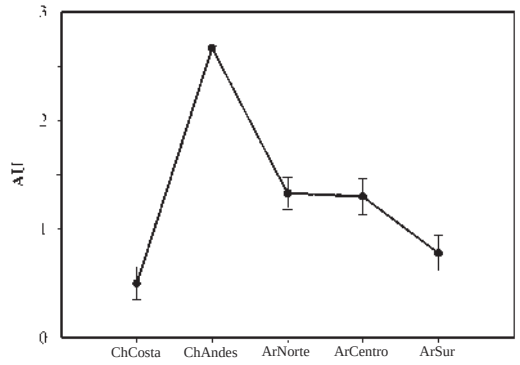


Figura 7.6 Número medio de alelos únicos (AU, es decir aquellos presentes en sólo una población) en las cinco regiones, dos de Chile (costa y Andes) y tres de Argentina (norte, centro y sur), a lo largo del área de distribución de *Austrocedrus chilensis*. Las barras representan desviaciones estándar.

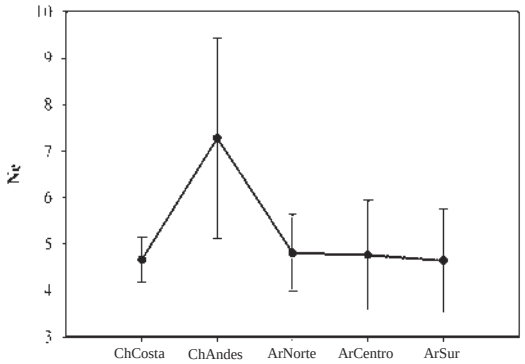
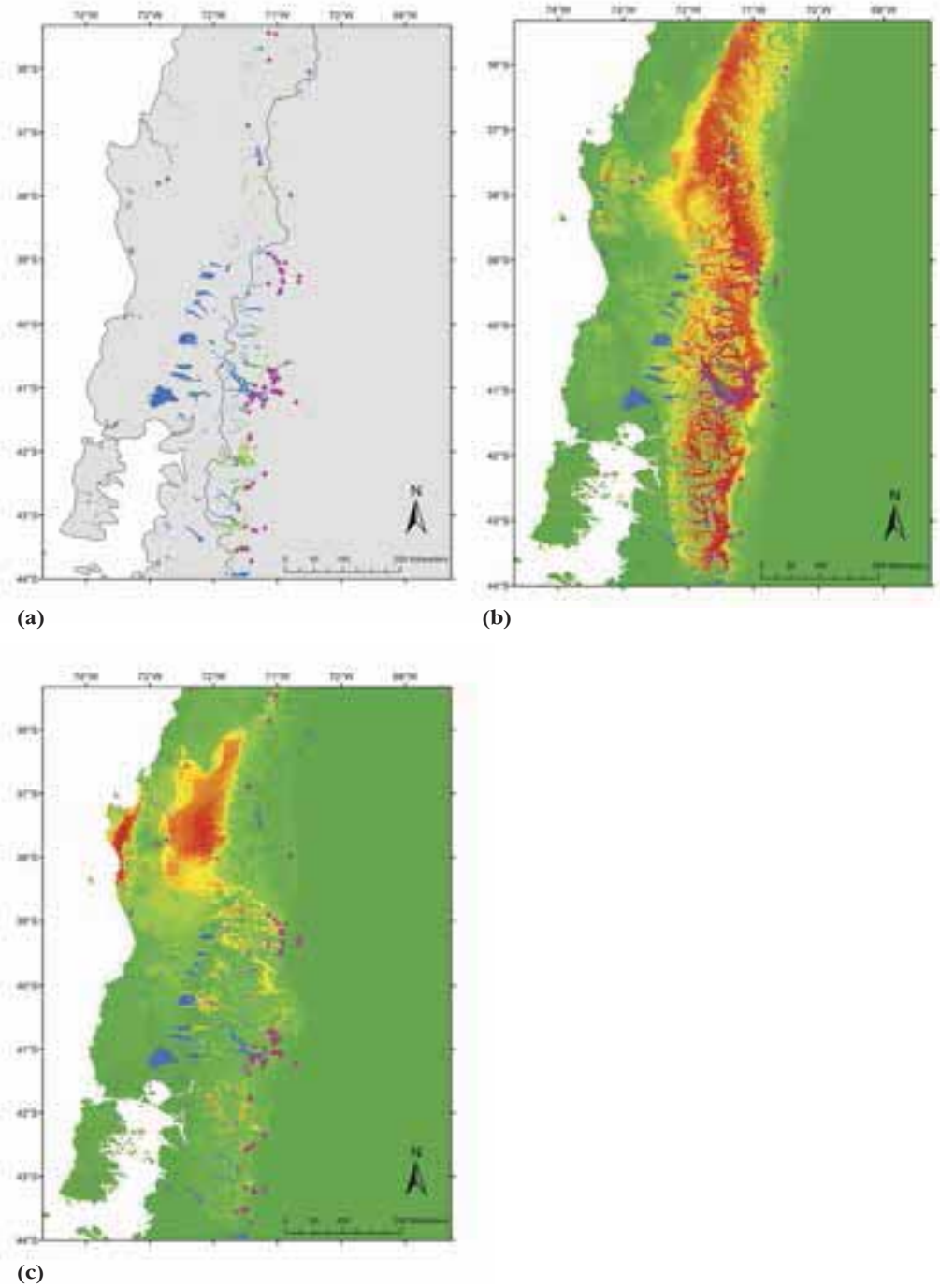


Figura 7.7 Número medio efectivo de alelos (Ne) en cinco regiones, dos de Chile (costa y Andes) y tres para Argentina (norte, centro y sur), a lo largo del área de distribución de *Austrocedrus chilensis*. Las barras representan desviaciones estándar.



(a) **(b)** **(c)**

Figura 7.8 (a) En verde se muestra la distribución actual de *Austrocedrus* y en rosa las poblaciones muestreadas. Mapas de distribución potencial de *Austrocedrus* utilizando modelaje de nicho ecológico (b) actual (c) durante el Último máximo Glacial (pasado).

Conclusiones

La fragmentación y la degradación de los bosques afectan a los patrones de variación genética a escalas diferentes. La fuerza de estos impactos depende particularmente de las características autoecológicas de las especies estudiadas, los eventos históricos que han modelado el acervo genético, los cambios de uso del paisaje, los gradientes ambientales y los regímenes de perturbación que son determinantes clave de estos cambios. Los bosques secos son actualmente foco de un incremento en los esfuerzos de restauración y conservación. Las recomendaciones para la restauración deberían considerar los patrones de variación genética de y entre las poblaciones, los cuales a su vez serán clave en el éxito de la restauración. Las conclusiones específicas para cada área de estudio se proporcionan a continuación.

(i) Bosques secos subtropicales estaciones del norte de Argentina

Las recomendaciones se pueden extraer de los estudios previos y de los resultados genéticos con *Cedrela.*

1. Las formaciones maduras de *Cedrela balansae*, si todavía existen, necesitan acciones de conservación urgentes. Además, se debería promover la restauración pasiva de las masas forestales de pedemonte que, a su vez, son las más amenazadas debido al avance de la agricultura en las zonas bajas lindantes.
2. La restauración activa de las zonas degradadas debería usar germoplasma de las poblaciones locales cercanas de *Cedrela* para evitar la depresión exogámica, particularmente en especies con elevada endogamia.
3. Se necesitan estudios adicionales para describir el área de distribución de *C. saltensis* y su estado de conservación, es decir, evaluaciones de las poblaciones dentro y fuera de las áreas protegidas.
4. Se deben investigar los patrones de variación geográfica de caracteres cuantitativos de relevancia económica y su heredabilidad en *Cedrela*. Éstos podrían ser la base de la mejora genética y los programas de restauración destinados a desarrollar un recurso utilizable de manera sustentable.
5. La combinación de los patrones de distribución de los rasgos neutros y adaptativos de las tres especies de *Cedrela* pueden ser usados como información base para designar áreas de conservación.

(ii) Región árida del centro de Oaxaca, México

Los efectos genéticos de la fragmentación y degradación del bosque pueden ser complejos, variando considerablemente en las distintas especies. Algunas especies pueden beneficiarse de niveles moderados de fragmentación (Ramírez-Luis y del Castillo, 2009; del Castillo *et al*., datos no publicados). Los fragmentos de tamaño medio y grande pueden mantener algunas especies como *Catopsis berteroniana*, la cual sólo crece en los bordes de los fragmentos. En estas condiciones, esta especie puede mantener una diversidad genética relativamente elevada sin evidencia de cuellos de botella recientes. Desde el punto de vista demográfico muestra una distribución de tamaños casi estable y un crecimiento positivo (del Castillo, no publicado). Hay una necesidad urgente de realizar estudios de poblaciones en paisajes fragmentados de bosque seco templado y matorral del centro y sur de México.

Algunas poblaciones de la misma especie pueden albergar alta diversidad genética, como es el caso de *Malacomeles denticulata* (Ramírez-Luis y del Castillo, 2009). Esto implica que los programas de reproducción deben primero examinar las diferentes poblaciones, y no generalizar *a priori* las características genéticas de las especies basándose en el estudio de una única o unas pocas poblaciones. Por lo tanto, los programas de conservación y restauración deberían centrarse en el nivel de población.

(iii) Bosques secos templados del sur de Argentina

A largo plazo, la existencia de variación genética es el principal factor que determina el éxito de las acciones de restauración (Rice y Emery, 2003). Desgraciadamente, no es común tener suficientes datos genéticos disponibles para avanzar en los esfuerzos de reintroducción. Los patrones de diversidad genética de las poblaciones y de divergencia entre diferentes poblaciones a lo largo del área completa de distribución de una especie deberían guiar las acciones de restauración. Pueden extraerse algunas recomendaciones de los estudios genéticos con *Austrocedrus*:

Los resultados genéticos de los marcadores nucleares muestran que la mayor diversidad genética ocurre hacia el norte del área de distribución de *Austrocedrus*. En particular, los marcadores de microsatélites hipervariables ofrecen evidencias de que las poblaciones del noroeste de Chile fueron probablemente la fuente de las poblaciones del este localizadas en Argentina. Este resultado es interpretado como una colonización post-glacial de las poblaciones que sobrevivieron al último máximo glacial en las laderas occidentales de los Andes, según los registros polínicos. Además, los modelos de nicho ecológico (**Figura 7.8**), basados en 18 variables bioclimáticas, y los modelos de elevación, son también consistentes con esta hipótesis de que el área de distribución de especies mesotérmicas como *Austrocedrus* se contrajo hacia latitudes más al norte durante el último máximo glacial. Como resultado, las poblaciones de *Austrocedrus* en Chile son de gran importancia para la conservación. Deben desarrollarse medidas urgentes de conservación para proteger las masas remanentes de *Austrocedrus* en aquellas áreas muy perturbadas y genéticamente diversas, y también para promover la restauración pasiva.

Las poblaciones naturalmente fragmentadas del norte de Argentina tienen una diversidad genética elevada como resultado de la colonización temprana y, por tanto, son áreas de un gran valor para la conservación. Los esfuerzos deberían dedicarse a facilitar la expansión de estas poblaciones. Recomendamos la exclusión del ganado exótico para promover la restauración pasiva en aquellos fragmentos donde existe establecimiento natural.

La diversidad genética de *Austrocedrus* está geográficamente estructurada. Las recomendaciones basadas en los mapas de idoneidad de *Austrocedrus* han identificado ocho áreas potenciales para la restauración (**Figura 7.9**). Dado que las poblaciones de *Austrocedrus* muestran diferencias latitudinales en los rasgos genéticos, y que las áreas potenciales deben ser restauradas según la estructura genética, el diseño de las prácticas de restauración debería incluir la recolección y propagación del germoplasma local.

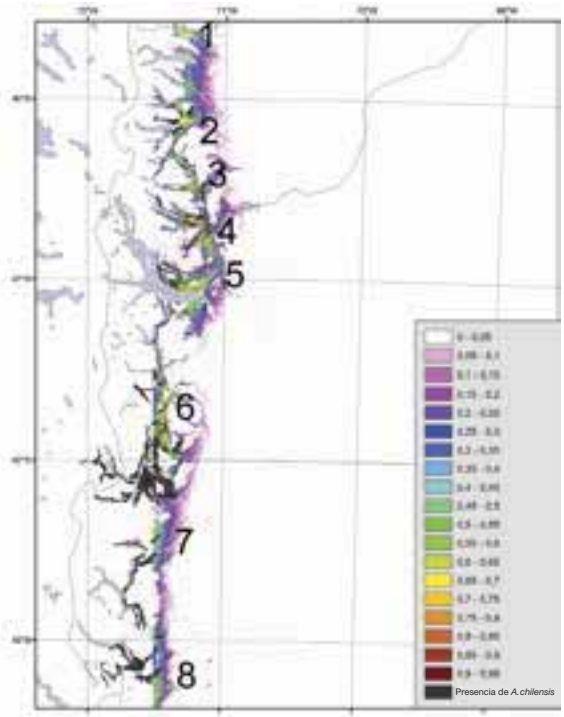


Figura 7.9 Distribución potencial de *Austrocedrus* (escala de color) e identificación de las áreas para ser restauradas (números). Los mapas de distribución potencial fueron desarrollados mediante la formación de un modelo bioclimático basado en 18 variables climáticas y un modelo de elevación usando la distribución actual de la especie (gris oscuro).

En conclusión, los datos genéticos de *Austrocedrus* resaltan la importancia de los procesos históricos y presentes cuando se implementan acciones de conservación y de restauración. Las directrices relevantes para la restauración deben ser específicas para cada especie, y también deberían considerar los patrones genéticos, por ejemplo el uso del germoplasma local en los esfuerzos de restauración de especies con estructura genética significativa.

Referencias bibliográficas

Anderson, E. 1948. Hybridization of the habitat. Evolution 2: 1–9.

Brown, A., Pacheco, S. 2006. Importancia del género *Cedrela* en la conservación y desarrollo sustentable de las Yungas australes. En: Pacheco, S., Brown, A.D. (eds.), Ecología y producción de cedro (género *Cedrela*) en las Yungas australes. Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina: pp. 9–18. 224pp.

CONAF, CONAMA, BIRF. 1999b. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Monitoreo de Cambios. Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Católica de Temuco, Santiago, Chile.

Cushman, S.A., McKelvey, K.S., Hayden, J., Schwartz, M.K. 2006. Gene flow in complex landscapes: testing multiple hypotheses with causal modeling. American Naturalist 168: 487–499.

Dinerstein, E., Olson, D., Graham, D., Webster, A., Primm, S., Bookbinder, M., Ledec, G. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. WWF – World Bank.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A., Newton, A.C. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. Biological Conservation 130: 481–494.

Epps, C.W., Wehausen, J.D., Bleich, V.C., Torres, S.G. 2007. Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. Journal of Applied Ecology 44: 714–724.

Gillies, A.C.M., Cornelius, J.P., Newton, A.C., Navarro, C., Hernandez, M., Wilson, J. 1997. Genetic variation in Costa Rican populations of the tropical timber species *Cedrela odorata* L. assessed using RAPDs. Molecular Ecology 6: 1133–1145.

Gillies, A.C.M., Navarro, C., Lowe, A.J., Newton, A.C., Hernandez, M., Wilson, J., Cornelius, J.P. 1999. Genetic diversity in Mesoamerican populations of mahogany (*Swietenia macrophylla*), assessed using RAPDs. Heredity 83: 722–732

Grau, A., Zapater, M.A., Neumann, R.A. 2006. Botánica y distribución del género *Cedrela* en el noroeste de Argentina. En: Pacheco, S., Brown, A.D. (eds.), Ecología y producción de cedro (género *Cedrela*) en las Yungas australes. Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina: pp. 19–30. 224pp.

Hechenleitner, P., Gardner, M., Thomas, P., Echeverría, C., Escobar, B., Brownles, B.S., Martínez, C. 2005. Plantas amenazadas del Centro-Sur de Chile. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo, Valdivia, Chile. 188pp.

Kitzberger, T. 2003. Regímenes de fuego en el gradiente bosque-estepa del noroeste de Patagonia: variación espacial y tendencias temporales. En: Kunst, C.R., Bravo, S., Panigatti, J.L. (eds.), Fuego en los escosistemas argentinos. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Santiago del Estero, Argentina: pp. 79–92. 330pp.

Luikart G., Cornuet, J.M. 1998. Empirical evaluation of a test for identifying recently bottlenecked populations from allele frequency data. Conservation Biology 12: 228–237.

Malizia, L.R., Blundo, C., Pacheco, S. 2006. Diversidad, estructura y distribución de bosques con cedro en el noroeste de Argentina y sur de Bolivia. En: Pacheco, S., Brown, A.D. (eds.), Ecología y producción de cedro (género *Cedrela*) en las Yungas australes. Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina: pp. 83–103. 224pp.

McRae, B.H., Dickson, B., Keitt, T.H., Shah, V.B. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. Ecology, 89: 2712–2724.

Miles, L., Newton, A., Defries, R., Ravilious, C., May, I., Blyth, S. Kapos, V., Gordon, J. E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. Journal of Biogeography 33: 491–505.

Muellner, A.N., Pennington, T.D., Chase, M.W. 2009. Molecular phylogenetics of Neotropical Cedreleae (mahogany family, Meliaceae) based on nuclear and plastid DNA sequences reveal multiple origins of "*Cedrela odorata*". Molecular Phylogenetics and Evolution 52: 461–469.

Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. Genetics 89: 583–590.

NOM–059-ECOL–2001. Norma Oficial Mexicana. Environmental protection of native species of plants and animals of México, categoric risk.

Provan, J., Soranzo, N., Wilson, N.J., Goldstein, D.B., Powell, W. 1999. A low mutation rate for chloroplast microsatellites. Genetics 153: 943–947.

Quiroga, M.P., Premoli, A.C. 2007. Genetic patterns in *Podocarpus parlatorei* reveal the longterm persistence of cold-tolerant elements in the southern Yungas. Journal of Biogeography 34: 447–455.

Ramírez-Luis, J., del Castillo, R.F. 2009. Quantitative genetics of *Malacomeles denticulata* WP6 Technical report REFORLAN.

Rice, K.J., Emery, N.C. 2003. Managing microevolution: restoration in the face of global climate change. Frontiers in Ecology and the Environment 1: 469–478.

Rzedowski, J., Calderón, G. 2005. Rosaceae. Flora del Bajio y de regiones adyacentes. Fasciculo 1: 135–163.

United Nations Development Programme. 2004. Dryland conservation and development: striking a balance. United Nations Development Programme, Washington.

Weising, K., Nybom, H., Wolff, K., Kahl, G. 2005. DNA fingerprinting in plants, principles, methods and applications. CRC Press Taylor and Francis Group, Boca Raton Fl, USA. 444 pp.

Whitlock, C., Bianchi, M.M., Bartlein, P.J., Markgraf, V., Marlon, J., Walsh, M., McCoy, N. 2006. Postglacial vegetation, climate, and fire history along the east side of the Andes (lat 41–42.5°S), Argentina. Quaternary Research 66: 187–201

Zapater, M.A., del Castillo, E.M., Pennington, T.D. 2004. El género *Cedrela* (Meliaceae) en la Argentina. Darwiniana 42, 347–356.

Pacheco L.F., Simonetti, J.A. 2000. Genetic structure of a mimosoid tree deprived of its seed disperser, the spider monkey. Conservation Biology 14: 1766–1775.

8 DINÁMICA A ESCALA DE PAISAJE Y RESTAURACIÓN DE LOS ECOSITEMAS FORESTALES DE ZONAS SECAS

A.C. Newton, E. Cantarello, N. Tejedor, T. Kitzberger, C. Echeverría, G. Williams Linera, D. Golicher, G. Bolados, L. Malizia, R.H. Manson, F. López-Barrera, N. Ramírez Marcial, M. Martínez-Icó, G. Henríquez, R. Hill

Introducción

Generalmente, la restauración de los paisajes forestales se logra mediante la restauración pasiva, lo que supone el restablecimiento de la cobertura de bosque mediante la restauración natural, o bien mediante la restauración activa, lo que supone el establecimiento de árboles de forma artificial. La existencia de diferentes opciones de restauración plantea la cuestión de cómo identificar el método más apropiado para una localidad en particular. Siempre que sea viable, es preferible llevar a cabo una restauración pasiva, porque los costes intrínsecos del establecimiento de los árboles son menores. Sin embargo, el potencial de regeneración natural de la cobertura forestal puede verse a menudo limitado, particularmente en aquellos paisajes que están muy degradados. Los factores que pueden debilitar los procesos de regeneración natural incluyen: la falta de una fuente de propágalos, ya que el sitio en particular puede estar aislado de las masas forestales remanentes; las características adversas del lugar para la germinación de las semillas o el establecimiento de las plántulas, como suelos degradados o compactos (vease Capítulo 5); o un régimen de perturbaciones adversas, que causen alta mortalidad de los árboles juveniles. Es preferible implementar métodos de restauración activa en aquellas áreas donde el método de restauración pasiva está asociado a un alto riesgo de fracaso.

Idealmente, los planes de restauración deberían ser concebidos mediante la comprensión de dónde puede darse, con mayor probabilidad, la regeneración natural dentro de un paisaje y a una escala de tiempo dada. Esta información puede ayudar a identificar aquellos lugares donde la regeneración natural es más probable en diferentes escenarios de uso del suelo. Para hacer estas predicciones, es necesario desarrollar alguna forma de modelización forestal. Lo ideal sería que este modelo incorporara aquellos procesos ecológicos que influyen en la regeneración natural, incluyendo la dispersión y la competencia, así como la supervivencia y crecimiento de los áboles en localidades con diferentes características. Además, es esencial que el modelo permita hacer predicciones o pronósticos que sean espacialmente explícitos, con el objetivo de que tengan un valor práctico en los planes de restauración.

Tal como ha sido señalado por Newton (2007a), se ha desarrollado una amplia variedad de enfoques de modelización forestal, aunque sólo una pequeña proporción de éstos son apropiados para explorar las dinámicas forestales a escala de paisaje. Los enfoques espacialmente explícitos para la modelización forestal han sido muy apoyados por el reciente desarrollo tecnológico de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), que actualmente permiten que los modelos de dinámica forestal sean vinculados a los

mismos, bien para preprocesar los datos para usarlos en un modelo no espacial, o bien para mostrar el resultado del modelo. Es posible obtener vínculos más estrechos entre el modelo y los SIG cuando ambos comparten la misma estructura de datos. Algunos ejemplos de modelos que han sido desarrollados específicamente para operar a escala de paisaje son proporcionados por Frelich *et al.* (1998), Frelich y Lorimer (1991) y Liu y Ashton (1998). Sin embargo, el uso de estos modelos forestales para apoyar los planes de restauración, o de conservación en general, ha estado muy limitado hasta la fecha (Newton, 2007a). Estos modelos tienen un enorme potencial para apoyar la toma de decisiones relacionadas con el manejo sostenible de los bosques, particularmente si pueden ser desarrollados junto a otras técnicas analíticas como los SIG (Newton *et al*., 2009a).

En este capítulo describimos la aplicación de modelos espacialmente explícitos para examinar la dinámica de paisajes forestales de zonas secas, con el objetivo de obtener información para los planes de restauración forestal. Específicamente, el objetivo de esta investigación fue simular la dinámica a escala de paisaje de bosques de zonas secas para evaluar el potencial de recuperación natural de los paisajes forestales en diferentes regímenes de perturbación. La información de la tasa de recuperación ecológica en diferentes escenarios de perturbación es necesaria para evaluar la viabilidad de los enfoques de restauración pasiva (Vieira y Scariot, 2006). Idealmente, esta información debería ser espacialmente explícita, dado que la restauración forestal debe ser llevada a cabo a escala de paisaje para abordar los problemas de fragmentación forestal y para resturar la conectividad (Mansourian *et al.,* 2005). Aunque numerosos estudios han analizado la recuperación del bosque seco tras la perturbación (Guariguata y Ostertag, 2001; Vieira y Scariot, 2006; Sampaio *et al.,* 2007; Griscom *et al.,* 2009), existe muy poca información disponible sobre los procesos de recuperación del bosque seco a escala de paisaje.

En este estudio empleamos el modelo LANDIS-II, el cual fue diseñado para simular la dinámica de paisajes forestales mediante la incorporación de procesos ecológicos, incluyendo la sucesión, las perturbaciónes y la dispersión de semillas a lo largo de amplios periodos de tiempo (Scheller *et al.,* 2007). El modelo LANDIS-II, es una extensión de la familia LANDIS de modelos de perturbación y sucesión forestal a escala de paisaje. Aunque la arquitectura ha cambiado desde su primera versión (Mladenoff *et al.,* 1996) y se han añadido nuevas aplicaciones, LANDIS-II conserva muchas características de las versiones anteriores, que han sido ampliamente comprobadas y aplicadas en diferentes partes del mundo (He y Mladenoff, 1999; Mladenoff y He, 1999; Mladenoff, 2004; Scheller *et al.,* 2005; Wang *et al.,* 2006; Swanson, 2009). Sin embargo, no tenemos conocimiento de ningún intento previo de aplicación de LANDIS-II, o de ningún otro modelo espacialmente explícito de dinámica forestal, en los paisajes de bosque seco de América Latina.

Este capítulo primero ofrece una breve descripción del modelo LANDIS-II, y posteriormente presenta una visión general de los resultados obtenidos tras aplicar LANDIS-II en cuatro áreas de estudio diferentes de América Latina, dos en México, una en el centro de Chile, y una en el sur de Argentina. Finalmente, se exploran las implicaciones de los resultados obtenidos para los planes de restauración de los paisajes forestales de zonas secas.

El modelo LANDIS-II

Puede verse una descripción en detalle del modelo LANDIS en diferentes publicaciones (He y Mladenoff, 1999; Mladenoff y He, 1999; Mladenoff, 2004) <*http://www.landis-ii.org*>). En esencia, LANDIS-II utiliza un formato de datos basados en celdas; en cada celda, se hace un seguimiento de la presencia/ausencia de las cohortes de edad de las especies de árboles en un periodo de tiempo especificado por el usuario. Los parches de vegetación pueden agregarse y desagregarse en respuesta a los patrones espaciales de reglas estocásticas de perturbación y sucesión. La sucesión de especies arbóreas es un proceso competitivo gobernado por los parámetros de historia de vida de las especies (longevidad, edad de madurez sexual, clase de toleracia al fuego y sombra, distancia efectiva y máxima de dispersión de semillas, probabilidad de reproducción vegetativa, edad mínima y máxima de reproducción vegetativa y regeneración post-incendio), así como por la probabilidad de establecimiento de las especies en diferentes ecorregiones (o tipos de terreno). La sucesión de árboles interactúa con numerosos procesos espaciales (por ej. siembra, perturbación por viento y fuego y recolección). Debido a que en LANDIS-II la perturbación es estocástica, se requiere una calibración para asegurar que los resultados obtenidos están ajustados a los valores ecológicos del área simulada (Franklin *et al.,* 2001; Lafon *et al.,* 2007; Syphard *et al.,* 2007).

Casos de estudios en México

Áreas de estudio

La investigación fue llevada a cabo en dos áreas dominadas por bosque tropical seco (BTS), concretamente el Tablón, Chiapas, y el centro de Veracruz. Ambas áreas de estudio son zonas de prioridad global para la conservación, y han sido identificadas como *hotspots* de biodiversidad (Myers *et al.,* 2000). En las últimas décadas, estas áreas han sido sometidas a una elevada tasa de degradación debido a los efectos de las perturbaciónes humanas (Challenger y Dirzo, 2009). Ambas zonas de estudio cubren áreas similares, pero difieren en el porcentaje de cobertura de bosque. Mientras que en el centro de Veracruz sólo el 27% de la cobertura del suelo está representada por bosque y matorral, en Tablón casi el 90% de la cobertura del suelo está representada por algún tipo de bosque. Según CONABIO (2006), ambas áreas tienen un elevado nivel de marginalización; en el año 2000, en el centro de Veracruz y en Tablón se registró una media de 23 y 14 habitantes/km^2, respectivamente.

El área de estudio de Tablón tiene 24.735 ha, y está situada entre los 675 y 1.537 m de altitud en los municipios de Villaflores y Jiquipilas, en el estado de Chiapas (16º11'38"y 16º22'29"N, y 93º31'57" y 93º44'31"O). El clima se define como cálido subhúmedo, con una precipitación anual media entre 1.200 y 2.800 mm, concentrada desde el final de mayo hasta principios de noviembre (Aguilar-Jiménez, 2008). La vegetación natural de Tablón forma un gradiente de tipos de bosque, desde el bosque tropical caducifolio de poca altura en las zonas de baja elevación, pasando por los bosques secos de encino y pino-encino en elevaciones mayores, hasta los boques de pino en las crestas más elevadas. Tablón se situa en la Reserva de la Biosfera de La Sepultura, la cual fue designada en 1995 por su elevado número de especies endémicas, alta biodiversidad y riqueza de especies (**Recuadro 8.1**).

Agricultura de tala y quema en un bosque tropical subcaducifolio en Ocuilapa, Chiapas, México. Foto: N. Ramirez-Marcial

Reforestación de un bosque estacional seco premontano con especies madereras. Foto: L. Malizia

Restauración forestal en curso en Chile. Foto: C. Echevarría

Recuadro 8.1 Impacto antropogénico en los bosques secos de Chiapas, México

N. Tejedor

Los bosques tropicales secos, los cuales albergan un número elevado de especies endémicas (Mooney *et al*., 1995), están entre los bosques menos estudiados a nivel mundial y entre los más amenazados por las acciones humanas (Miles *et al*., 2006). La Reserva de la Biosfera de La Sepultura está localizada en el suroeste de la región del estado de Chiapas, México, entre los 16°00'18" y 16°29'01" de latitud norte y los 93°24'34" y 94°07'35" de latitud oeste, y tiene una superficie de 167.309 ha. Esta Reserva ha sido designada como tal por poseer una gran cantidad de especies endémicas y por los diferentes ejemplos de ecosistemas escasamente representados en otras áreas protegidas de México, incluyendo áreas de bosque seco (INE, 1999).

Los incendios forestales son un problema importante en Chiapas; en la reserva, esta situación se ve empeorada por el hecho de que la región es extremamente vulnerable durante la época seca (noviembre a abril, e incluso mayo), debido a los fuertes vientos que proceden de la costa (octubre a marzo), los cuales secan la hierba e incrementan la probabilidad de una rápida propagación de los incendios (Hernández-López, 2005). El impacto de los incendios en la vegetación existente está exacerbado por las prácticas agrícolas como el cultivo de maíz, que usa la técnica de corta y quema, la cual incrementa la fertilidad del suelo durante un periodo de tres a cuatro años hasta que los nutrientes del suelo se agotan, dando lugar a más incendios forestales y deforestación. Esta práctica se continúa llevando a cabo a pesar del hecho de que existen limitaciones para el uso del fuego, como mecanismo para convertir el bosque en tierra de pasto o para el control de la sucesión forestal, como se menciona en el plan de manejo del INE (1999) (**Figuras 1** y **2**). Según la base de datos geográfica del LAIGE (2007), se han identificado cambios en la cobertura del uso del suelo entre los años 1975 y 2000 a lo largo de las carreteras y alrededor de los centros de población, donde los bosques han sido transformados en campos agrícolas y zonas de pastos.

Figura 1 Incendio forestal en la reserva de la biosfera de La Sepultura

Recuadro 8.1 (cont.)

Hay zonas de La Sepultura, como muchas otras en Chiapas (por ejem. Hammond, 1995), que tienen suelos muy compactados y en las que se han eliminado las fuentes de propágulos como resultado de las perturbaciones antropogénicas, permitiendo sólo la colonización de especies ruderales. Por ejemplo, en un estudio llevado a cabo en 2007 (Tejedor, 2007), a 1.065 m s.n.m. en la Reserva, donde se supone que deberían existir especies como *Quercus sp*., *Phoebe chiapensis*, *Inga sapotifolia* y *Manilkara zapota*, la única especie presente de las mencionadas fue *Quercus sp*.; además se encontró *Byrsonima crassifolia*, una especie que crece favorablemente en áreas perturbadas y en vegetación de tipo sabana (**Figura 3**). La vegetación dominante fue la existente a nivel de suelo, la cual estaba principalmente compuesta por especies de pasto. La cobertura del dosel fue del 43,48%. Esto sugiere que la principal perturbación en esta área es la transformación del bosque, mediante el fuego y la tala, para el pastoreo debajo de los árboles adultos. Una perturbación natural que exite en esta zona es la erosión del suelo, debido a que el área está en pendiente; sin embargo, está erosión se ve empeorada por la deforestación, lo que da lugar a una falta de estabilidad del suelo.

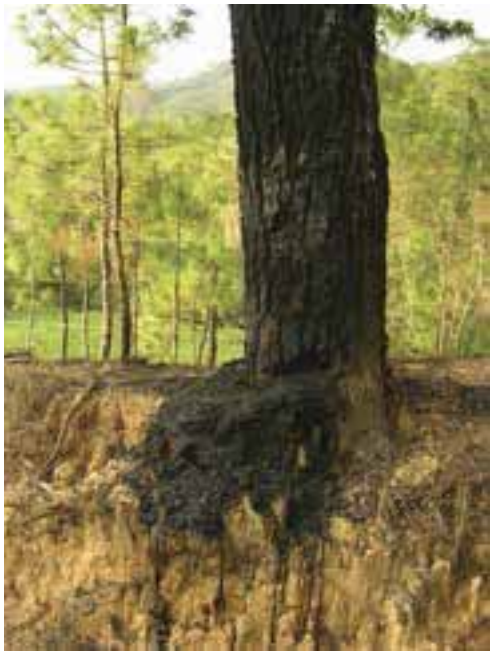


Figura 2 Incendio forestal en la reserva de la biosfera de La Sepultura

Recuadro 8.1 (cont.)

Figura 3 Área muestreada en la reserva de la biosfera de La Sepultura

El área de estudio en el centro del estado de Veracruz, México, tiene una extensión de 29.468 ha, y está situada entre los 10 y los 507 m de altitud (19º07'45" y 19º21'18"N, y 96º21'33" y 96º41'12"O). El clima se define como cálido sub-húmedo (la temperatura media mínima y máxima es de 20ºC y 31ºC, respectivamente), con una precipitación entre 800 y 1.500 mm, que se da principalmente entre junio y septiembre, periodo que es seguido por una larga estación seca. Las áreas de la parte oriental del centro de Veracruz tienen un clima húmedo-templado, mientras que las de la parte occidental están caracterizadas por un clima seco-cálido. La vegetación original predominantemente es el bosque tropical seco. Ninguno de los fragmentos de bosque remanente está protegido. El uso principal del tereno es la cría de ganado, la cual se lleva generalmente a cabo a pequeña escala y por propietarios privados.

Parametrización del modelo

El modelo LANDIS-II está diseñado para aceptar imágenes raster como una entrada espacialmente explícita, para simular dinámicas a escala de paisaje. Todos los detalles de la parametrización del modelo para estas áreas de estudio están incluidos en Cantarello *et al.* (2010). En Tablón, los datos raster de entrada incluyeron un Modelo Digital de Elevación (MDE) e imágenes satelitales QuickBird, de las cuales se obtuvieron una serie de mapas secundarios. El MDE (50 m de tamaño de celda) se obtuvo de un MDE nacional

***Bursera simaruba*, una de las especies de árbol dominates en el bosque tropical seco de Paso de Ovejas, Veracruz. Foto tomada en Hato Los Marines durante la estación lluviosa. Foto: G. Williams-Linera**

de 30 m de resolución, el cual fue remuestreado a 50 metros de malla utilizando un método *spline* regularizado con tensión (Mitasova y Mitas, 1993). Se generó un mapa de haz de radiación solar directa (50 m de tamaño de celda), usando la fórmula propuesta por Rigollier *et al.* (2000) e implementadola en el módulo GRASS r.sun (Neteler y Mitasova, 2008). También se generó un mapa de ecorregiones, mediante la combinación del MDE con el mapa de haz de radiación solar directa.

Se obtuvieron tres imágenes QuickBird adquiridas entre noviembre y diciembre de 2004, como un mosaico de coberturas del área de estudio. Con estas imágenes se obtuvo un mapa básico de cobertura del suelo (50 m de tamaño de celda), en el cual se identificaron las siguientes coberturas: bosque, pasto, carreteras, áreas urbanas y áreas con agricultura permanente. La produción de este mapa (**Figura 8.1**) combinó una clasificación supervisada del mosaico multiespectral para separar bosque de pasto con la digitalización manual de las carreteras, áreas urbanas y áreas con agricultura permanente en dicho mosaico. Se obtuvo un mapa con diferentes tipos de bosques (50 m de tamaño de celda) de las imágenes QuickBird y un mapa de ecorregiones. La producción del mapa con los distintos tipos de bosques supuso llevar a cabo una clasificación no supervisada de los componentes forestales de las imágenes QuickBird en veinte categorías forestales, las cuales fueron divididas por las ecorregiones en una capa con 28 tipos de bosque. Esta capa fue validada mediante comparación manual con un mosaico pancromático, así como con datos de estudios de campo que describían las especies y las distribuciones de los diámetros de los troncos.

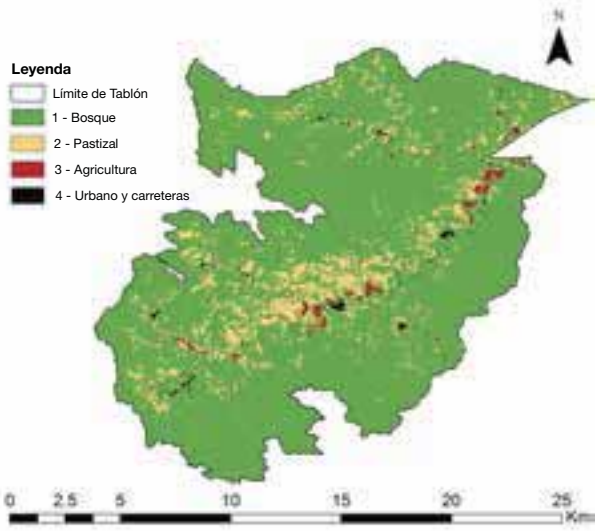


Figura 8.1 Mapa de coberturas del suelo para el área de estudio del Tablón producido a partir de la clasificación de las imágenes de QuickBird. La cobertura forestal incluyó 28 tipos de bosque, no mostrados aquí.

En el centro de Veracruz, la entrada de datos raster incluyó un MDE e imágenes satelitales SPOT, las cuales fueron usadas para obtener una serie de mapas secundarios. El MDE (80 m de tamaño de celda) fue obtenido a partir de datos Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), con una resolución de tres arcosegundos por pixel. También se obtuvo un mapa de los tipos de suelo (80 m de tamaño de celda) a partir del mapa nacional de

edafología (INIFAP y CONABIO, 1995). Además, se generó un mapa de ecorregiones a partir de la combinación del MDE con el mapa de tipos de suelo.

Se usaron tres imágenes multiespectrales SPOT de alta resolución en el visible y el infrarojo (HRVIR) (20 m de resolución), de diciembre de 2007 y enero de 2008, para producir un mapa de coberturas de suelo (80 m de tamaño de celda), que identificó las siguientes coberturas: matorral, bosque, agricultura, terreno urbano, carreteras, agua, plantaciones y pasto. La validación fue llevada a cabo mediante visitas al campo e inspección visual de imágenes de alta resolución de Google Earth (©2008 Google Inc., California, USA). Se obtuvo un mapa de diferentes tipos de bosque (80 m de tamaño de celda) a partir del mapa de cobertura de suelo y de los datos de campo (**Figura 8.2**).

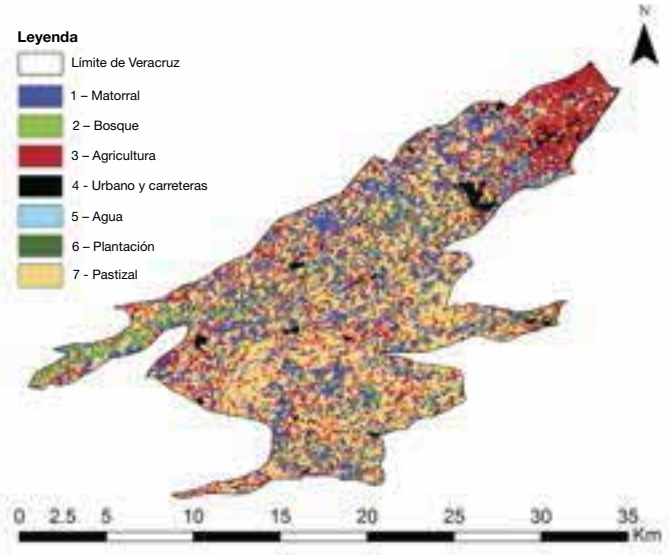


Figura 8.2 Mapa de coberturas de suelo para el área de estudio del centro de Veracruz producido a partir de la clasificación de imágenes SPOT 4. La cobertura forestal incluyó 15 tipos de bosque, no mostrados aquí.

Para obtener los datos de campo se establecieron 36 parcelas circulares, de 0,1 ha cada una, a lo largo de un gradiente altitudinal en Tablón, y 100 parcelas de seguimiento (0,01 ha cada una) en diez fragmentos de BTS en el centro de Veracruz (Williams-Linera y Lorea, 2009). En cada parcela se identificaron tres especies y se midió el diámetro a la altura del pecho (dbh) de cada árbol mayor de 5 cm. Los valores de dbh fueron convertidos a edades consultando a un grupo de expertos locales.

En LANDIS-II el paisaje está estratificado en ecorregiones, las cuales son subzonas ecológicamente homogéneas caracterizadas por la misma idoneidad de hábitat (probabilidad de establecimiento) para cada especie que se modela. Las ecorregiones pueden ser activas o no activas, dependiendo de si representan áreas donde el bosque puede crecer o no. En Tablón se consideraron una ecorregión no activa y 15 activas; las ecorregiones activas cubrían una extensión de 24.354 ha, y la no activa

de 381 ha. Las probabilidades de establecimiento de las especies en cada ecorregión fueron obtenidas a partir de los resultados de los modelos generalizados aditivos según la interpretación de los expertos locales. La entrada de los modelos incluyó datos de presencia de especies, obtenidos de la base de datos MOBOT Tropicos® (©2010 Missouri Botanical Garden, USA), y datos climáticos extraídos de la base de datos Worldclim (Hijmans *et al.,* 2005). En el centro de Veracruz, se consideraron una ecorregión no activa y 13 activas; las ecorregiones activas cubrían una extensión de 20.788 ha, y la no activa de 8.680 ha. Las probabilidades de establecimiento de las especies en cada ecorregión fueron obtenidas a partir de los resultados de los modelos GARP (Stockwell y Peters, 1999), que fueron producidos usando el programa DesktopGarp (©2002 University of Kansas Center for Research, Inc., USA) e interepretados por expertos locales.

La entrada de datos que necesita LANDIS-II, incluye información acerca de la distribución, composición y estructura de edades de las formaciones forestales en el año 0. En ambas áreas de estudio, para completar cada celda del paisaje con las especies y la cohorte de edades, combinamos el mapa de cobertura de bosque con los datos de seguimiento en el campo que describían las especies y la distribución de las edades.

Características de las especies

Para cada especie modelizada, LANDIS-II necesita información de la longevidad, edad de maduración sexual, tolerancia a la sombra y al fuego, distancia efectiva de dispersión de sus semillas, probabilidad de reproducción vegetativa, edad máxima y mínima de reproducción vegetativa y capacidad de regeneración post-incendio. En el centro de Veracruz, las características de las especies fueron obtenidas para las 22 especies más abundantes (es decir, especies con más de 14 individuos muestreados en el campo). Este subgrupo fue caracterizado para un intervalo de tolerancia a la sombra y al fuego (**Tabla 8.1**). En Tablón, ninguna de las 23 especies más abundantes (es decir, con más de cinco individuos muestreados en el campo), tuvieron una elevada tolerancia a la sombra. Por tanto, dos especies relativamente infrecuentes (*Sapindus saponaria* y *Gyrocarpus mocinnoi*) fueron también incluidas en el modelo, para asegurarse de que se tenía en cuenta un amplio intervalo de tolerancia a la sombra, obteniendo un total de 25 especies incluidas en el modelo. En ambas áreas de estudio, las características de las especies se obtuvieron a partir de la literatura científica y de la consulta a expertos locales.

Tabla 8.1 Detalles de las características de las especies en el centro de Veracruz, Long, longevidad (años); Mat, edad de maduración (años); ShT, clase de tolerancia a la sombra (de 1 a 5, siendo 1 la más intolerante a la sombra y 5 la más tolerante); FiT, clase de tolerancia al fuego (de 1 a 5, siendo 1 la menos tolerante y 5 la más tolerante); EffSD, distancia efectiva de dispersión de semillas (m); MaxSD, máxima distancia de dispersión de semillas (m); VRP, probabilidad de reproducción vegetativa; MinVRP, edad mínima de reproducción vegetativa (años); MaxVRP, edad máxima de reproducción vegetativa (años); P-FiR, regeneración post-incendio (forma de reproducción que la especie muestra después de un incendio).

Especie	Especie abbr.	Long	Mat	ShT	FiT	EffD	MaxD	VP	Min VP	Max VP	P-FiR
Acacia cochliacantha	Acaccoch	50	2	1	5	5	100	1	2	50	rebrote
Brosimum alicastrum	Brosalic	150	20	5	1	5	10000	1	3	60	rebrote
Bursera cinerea	Burscine	80	5	4	1	5	10000	0	0	0	no
Bursera fagaroides	Bursfaga	80	5	4	3	5	10000	0	0	0	no
Bursera graveolens	Bursgrav	80	5	4	2	5	10000	0	0	0	no
Bursera simaruba	Burssima	80	5	3	3	5	10000	1	2	50	rebrote
Calyptranthes schiedeana	Calyschi	60	15	5	2	5	10000	0	0	0	no
Cochlospermum vitifolium	Cochviti	60	15	3	5	3	100	1	1	30	rebrote
Ceiba aesculifolia	Ceibaesc	40	10	3	2	5	100	1	2	30	rebrote
Comocladia engleriana	Comoengl	70	25	3	2	200	1000	1	7	60	rebrote
Eugenia hypargyrea	Eugehypa	40	5	5	1	5	100	0	0	0	no
Guazuma ulmifolia	Guazulmi	40	3	1	5	5	100	1	2	40	rebrote
Heliocarpus donnell-smithii	Helidonn	50	10	1	3	100	100	1	3	25	rebrote
Ipomoea wolkottiana	Ipomwolc	60	10	1	3	11	100	1	2	20	rebrote
Leucaena lanceolata	Leuclanc	20	2	1	2	5	100	0	0	0	serotinia
Luehea candida	Luehcand	70	20	3	2	20	100	1	3	60	rebrote
Lysiloma microphyllum	Lysimicr	70	15	1	2	5	100	1	3	60	rebrote
Savia sessiliflora	Savisess	30	5	5	1	5	100	0	0	0	no
Senna atomaria	Sennatom	30	5	1	4	5	100	1	2	10	rebrote
Stemmadenia pubescens	Stempube	30	5	3	1	5	1000	0	0	0	no
Tabebuia chrysantha	Tabechry	120	15	3	3	20	100	1	2	50	rebrote
Thouinidium decandrum	Thoudeca	70	10	1	4	20	100	1	3	60	rebrote

Tabla 8.2 Detalles de las características de las especies en Tablón, Long, longevidad (años); Mat, edad de maduración (años); ShT, clase de tolerancia a la sombra (de 1 a 5, siendo 1 la más intolerante y 5 la más tolerante); FiT, clase de tolerancia al fuego (de 1 a 5, siendo 1 la menos tolerante y 5 la más tolerante); EffSD, distancia efectiva de dispersión de semillas (m); MaxSD, máxima distancia de dispersión de semillas (m); VRP, probabilidad de reproducción vegetativa; MinVRP, edad mínima de reproducción vegetativa (años); MaxVRP, edad máxima de reproducción vegetativa (años); P-FiR, regeneración post-incendio (forma de reproducción que la especie muestra después de un incendio).

Especie	Especie abbr.	Long	Mat	ShT	FiT	EffD	MaxD	VP	Min VP	Max VP	P-FiR
Acacia cornigera	Acaccorn	30	3	1	4	50	10000	1	1	15	rebrote
Acacia pennatula	Acacpenn	40	3	1	4	100	10000	1	1	20	rebrote
Bursera bipinnata	Bursbipi	50	5	3	3	25	10000	1	3	25	rebrote
Bursera excelsa	Bursexce	50	5	3	3	20	10000	1	3	25	rebrote
Bursera simaruba	Burssima	80	3	3	4	20	10000	1	3	30	rebrote
Byrsonimia crassifolia	Byrscras	30	5	1	5	10	15000	1	3	15	rebrote
Diphysa robiniodes	Diphrobi	40	8	2	3	20	100	1	3	40	rebrote
Erythrina chiapasana	Erytchia	40	5	2	3	10	100	1	3	20	rebrote
Erythrina folkersii	Erytfolk	40	6	1	3	10	100	1	3	25	rebrote
Eysenhardtia adenostylis	Eyseaden	30	4	2	1	20	100	1	1	30	rebrote
Guazuma ulmifolia	Guazulmi	30	3	1	5	100	1000	1	2	25	rebrote
Gyrocarpus mocinnoi	Gyromoci	30	4	5	4	10	100	0	0	0	no
Heliocarpus reticulatus	Helireti	40	10	1	1	20	100	0	0	0	no
Leucaena diversifolia	Leucdive	25	3	1	2	10	10	1	1	20	rebrote
Lonchocarpus rugosus	Loncrugo	45	10	2	3	20	15000	1	5	25	rebrote
Pinus maximinoi	Pinumaxi	100	20	1	4	20	100	0	0	0	no
Pinus oocarpa	Pinuooca	100	7	1	5	20	100	0	0	0	serotinia
Quercus acutifolia	Queracut	120	20	2	4	20	10000	1	5	60	rebrote
Quercus castanea	Quercast	80	15	2	2	10	10000	1	5	40	rebrote
Quercus conspersa	Quercons	120	20	2	4	20	10000	1	5	60	rebrote
Quercus elliptica	Querelli	200	20	2	5	100	10000	1	1	80	rebrote
Quercus penducularis	Querpedu	200	15	2	5	100	10000	1	1	80	rebrote
Quercus segoviensis	Quersego	200	20	2	4	100	10000	1	1	80	rebrote
Sapindus saponaria	Sapisapo	80	15	4	1	10	10	0	0	0	no
Ternstroemia tepezapote	Terntepe	40	5	1	3	100	10000	1	1	30	rebrote

Tabla 8.3 Área forestal media simulada tras 400 años en las dos áreas mexicanas de estudio, en diferentes escenarios de perturbación. Ver el texto para más detalles.

	Tablon		Centro Veracruz	
	$\bar{x}$	D.S.	$\bar{x}$	D.S.
NO-PERT	91,24	6,59	99,89	0,14
PAST	80,69	10,2	99,14	0,36
FPI	88,67	3,72	92,91	0,40
FPI-PAST	81,16	5,31	92,36	0,48
IGF	87,00	3,13	59,74	4,19
IGF-PAST	76,28	6,04	21,79	4,95

Escenarios de perturbación

Se desarrollaron diferentes escenarios para explorar los impactos del fuego y el pastoreo, ya que estas perturbaciones son las causantes de la mayor degradación de los bosques secos en México. Se simularon seis escenarios diferentes: (i) sin perturbación (NO-PERT); (ii) pastoreo sin fuego (PAST); (iii) fuegos pequeños, poco frecuentes y de baja intensidad, sin pastoreo (FPI), (iv) fuegos pequeños, poco frecuentes y de baja intensidad, con pastoreo (FPI-PAST); (v) fuegos grandes, frecuentes y de gran intensidad, sin pastoreo (IGF); y (vi) fuegos grandes, frecuentes y de gran intensidad, con pastoreo (IGF-PAST). Se usaron las extensiones Base Fire (v2.1) y Base Harvest (v1.2) de LANDIS-II para generar los escenarios de fuego y pastoreo. Las simulaciones LANDIS se ejecutaron para un periodo de 400 años, para permitir que se manifestaran completamente los efectos del fuego y del pastoreo en la sucesión forestal. Los intervalos de tiempo se fijaron en 10 años para la sucesión de los árboles, cinco años para la perturbación por fuego y un año para la de pastoreo.

Resultados

Los resultados de LANDIS-II consisten en una serie de mapas raster, cada uno correspondiente a un periodo de tiempo especificado por el usuario (10 años en este estudio). La cobertura de bosque, definida aquí como el porcentaje de árboles mayores de 10 años, aumentó bastante rápido en el escenario NO-PERT, desde el 89,9% al 97,6% en Tablón y desde el 6,26% al 99,6% en el centro de Veracruz, tras sólo 50 años, produciendo un paisaje dominado por la cobertura forestal después de 400 años (**Figuras 8.3** y **8.4**). En los escenarios GIF, FPI, PAST y FPI-PAST, la cobertura forestal también aumentó, pero los valores fueron menores que en el escenario NO-PERT tras 50 años, con valores entre el 90,1% y el 96,2% en Tablón, y entre el 50,8% y el 99,5% en el centro de Veracruz. En el escenario GIF-PAST la cobertura de bosque disminuyó después de 50 años al 86,3% en Tablón, pero se incrementó débilmente hasta el 9,62% en el centro de Veracruz. Se registraron diferencias en la cobertura media forestal en los seis escenarios en ambas áreas de estudio, con los valores más bajos en el escenario GIF-PAST en ambos casos.

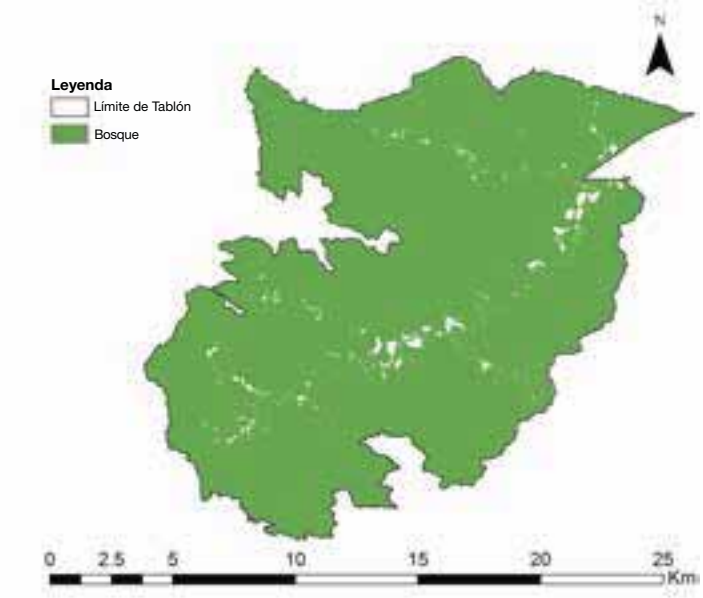


Figura 8.3 Mapa que ilustra la cobertura de bosque prevista después de 400 años en Tablón.

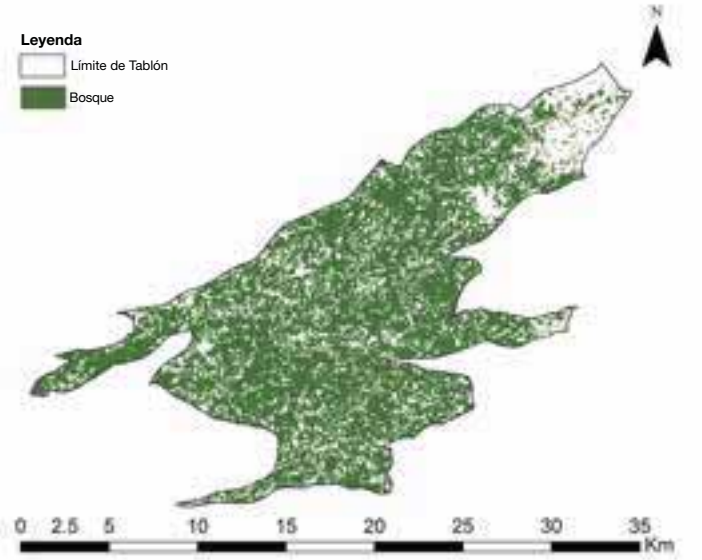


Figura 8.4 Mapa que ilustra la cobertura de bosque prevista después de 400 años en el centro de Veracruz.

Los resultados de la simulación indicaron que la estructura de las tres clases de tamaño fue diferente en los seis escenarios y en ambas áreas de estudio. Despues de 400 años, el porcentaje más elevado de cobertura del paisaje fue: (i) árboles >100 años de edad en los escenarios de NO-PERT, FPI, PAST y FPI-PAST después de 100 años (73,9%, 46,5%, 72,3%, y 41,1%, respectivamente); y (ii) árboles entre 31 y 60 años de edad en los escenarios GIF y GIF-PAST despuésde 50 años (45,0% y 35,1%, respectivamente). Cuando sólo se

consideraron los escenarios de perturbación con fuego y pastoreo, el porcentaje medio de cobertura de árboles mayores de 60 años fue el mayor en el escenario FPI (53,0%), el cual fue estadísticamente diferente del porcentaje de cobertura medio en el escenario GIF-PAST (p <0,05; prueba de Mann-Whitney). En el centro de Veracruz se obtuvieron resultados similares a los de Tablón cuando se comparó el porcentaje de cobertura media de árboles >60 años. Los valores más bajos se obtuvieron en el escenario GIF-PAST (0,05%), el cual fue estadísticamente diferente de los valores de porcentaje de cobertura medios en todos los escenarios de fuego y pastoreo (p <0,05 para cada caso; prueba de Mann-Whitney). Sólo cuando se consideraron los escenarios de perturbación por fuego y pastoreo, el porcentaje medio de cobertura de árboles >60 años fue el mayor en el escenario FPI (64,6%), el cual fue estadísticamente diferente a los valores de porcentaje medio de cobertura de los escenarios GIF, FPI, GIF-PAST y PFI-PAST (p <0,05 en cada caso; prueba de Mann-Whitney).

Los resultados de la simulación muestran que la riqueza de especies modelizadas (25 especies modelizadas de las 53 muestreadas en Tablón y 22 especies modelizadas de las 97 muestreadas en el centro de Veracruz) fueron diferentes en los seis escenarios en ambas áreas de estudio. En Tablón el porcentaje de área media con ≥5 especies fue el mayor en el escenario FPI (47,8%), el cual fue estadísticamente diferente a los valores de porcentaje de cobertura media de los escenarios NO-PERT y PAST (p <0,05 en cada caso; prueba de Mann-Whitney). Sólo cuando se consideraron los escenarios de perturbación por fuego y pastoreo, el porcentaje de área media con ≥5 especies fue el menor en el escenario PAST (30,4%), el cual fue estadísticamente diferente a los valores de porcentaje de cobertura media en los escenarios GIF, FPI y GIF-PAST (p <0,05 en cada caso; prueba de Mann-Whitney). En el centro de Veracruz al año 0, al igual que en Tablón, el porcentaje de área media con ≥5 especies fue el mayor en el escenario FPI (31,5%), el cual fue estadísticamente diferente a los valores de porcentaje de cobertura media en todos los escenarios de fuego y pastoreo (p <0,05 en cada caso; prueba de Mann-Whitney). Sólo cuando se consideraron los escenarios de perturbación por fuego y pastoreo, el porcentaje de área media con ≥5 especies fue el menor en el escenario GIF (0,14%), el cual fue estadísticamente diferente a los valores de porcentaje de cobertura media en los escenarios FPI, PAST y FPI-PAST (p <0,05 en cada caso; prueba de Mann-Whitney).

Discusión

Las simulaciones LANDIS-II llevadas a cabo en este estudio sugieren que la cobertura forestal puede incrementrarse rápidamente si se protege del pastoreo y del fuego, un resultado que está apoyado por las observaciones en campo. Por ejemplo, Sampaio *et al.* (2007) indicaron que el BTS en el centro de Brasil fue capaz de recuperarse rápidamente en ausencia de perturbaciones atropogénicas, debido a la capacidad de rebrote de las especies de árboles presentes en el área de estudio. Griscom *et al.* (2009) señalaron que en Panamá surgieron bosques secos de crecimiento secundario relativamente diversos después de tres años de abandono del pastoreo. Los resultados obtenidos aquí también sugieren que, con el tiempo, una proporción importante del paisaje llega a ser ocupada por árboles mayores de 60 años. Este resultado está en concordancia con las observaciones hechas por Powers *et al.* (2009), las cuales indican que, en la regeneración de los bosques secos de Costa Rica, los individuos más grandes se incrementan asimptóticamente con la edad de la masa de bosque. Estos resultados resaltan el potencial de la restauración pasiva del BTS, si los bosques son protegidos adecuadamente, e implica que estos bosques pueden ser relativamente elásticos frente al impacto humano.

Las simulaciones indicaron tendencias opuestas en relación a la riqueza de especies en las dos áreas de estudio consideradas aquí, con el número de especies tendiendo a aumentar con el tiempo en el centro de Veracruz, aunque a declinar en Tablón, en ausencia de perturbaciones. La mayoría de las especies presentes inicialmente fueron muy tolerantes al fuego pero relativamente intolerantes a la sombra, y por lo tanto tienen probabilidad de desaparer como resultado de los procesos competitivos a medida que el dosel del bosque se cierra. Las simulaciones también muestran que en ambas áreas de estudio, en ausencia de perturbaciones, el paisaje está cada vez más ocupado por especies rebrotadoras y tolerantes a la sombra, con una distancia de dispersión de las semillas relativamente larga; estas especies cubren entre el 76–99% del paisaje después de 200 años. Estos resultados son consistentes con otros estudios que sugieren que las especies tolerantes a la sombra tienden a ser dominantes en bosques secundarios a los 100–400 años después del abandono (por ej. Guariguata y Ostertag 2001).

Las simulaciones LANDIS-II en un escenario de fuegos pequeños, poco frecuentes y de baja intensidad (SIF), y en el escenario de fuegos grandes, muy frecuentes y de alta intensidad (LFF), sugieren que la cobertura de bosque puede recuperarse bastante rápido, en términos de extensión, debido a la elevada capacidad de rebrote de las especies arbóreas. Sin embargo, en el escenario GIF, en Tablón, la cobertura de bosque empezó a declinar gradualmente después de 50 años; en el centro de Veracruz, las especies de árboles mayores de 10 años sólo ocuparon la mitad del valor de cobertura en el escenario GIF que en el escenario FPI. Al contrario del escenario FPI, el escenario GIF modificó fuertemente la estructura y composición del bosque en ambos lugares, Tablón y el centro de Veracruz, poniendo de manifiesto la preocupación relacionada con los impactos potenciales del aumento de la frecuencia de grandes incencios en la conservación de los bosques secos en esta región.

Las proyecciones LANDIS-II revelan que cuando el pastoreo actúa en combinación con el fuego, la cobertura del bosque, la estructura y la composición varían mucho dependiendo de la intensidad, frecuencia y extensión de los fuegos. La cobertura de bosque en el escenario GIF-PAST fue menor que en el escenario GIF en ambas áreas de estudio, sugiriendo que el pastoreo afecta significativamente a la cobertura de bosque en un régimen de fuegos frecuentes y de alta intensidad. La combinación de los fuegos frecuentes y de alta intesidad con el pastoreo también afectó negativamente a la estructura y composición del bosque seco en ambas áreas de estudio. Estos resultados son consistentes con otros estudios que indican que los fuegos repetidos y el pastoreo son los tipos de perturbación antropogénicas más importantes que impiden la regeneración del BTS (Janzen, 1988).

Estos resultados sugieren que la restauración pasiva de los bosques secos es posible a escala de paisaje en Tablón y en el centro de Veracruz si el pastoreo es excluído y si los incendios son gestionados cuidadosamente para conseguir un régimen de fuegos poco frecuentes y de baja intensidad. De los cuatro escenarios de perturbación analizados, FPI es el único escenario que no afecta negativamente la cobertura de bosque, la composición y la estructura del BTS. Las simulaciones revelaron que la combinación de fuegos frecuentes e intensos con el pastoreo tiene el mayor impacto negativo para el BTS, provocando su destrucción. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de la protección de los bosques para la conservación y la restauración del BTS, la cual es una prioridad global (Miles *et al.,* 2006) y de urgente necesidad en México (Gordon y Newton, 2006a, b).

Caso de estudio en el centro de Chile

Esta investigación fue llevada a cabo en la región central chilena de clima mediterráneo, centrándonos en un área que actualmente está propuesta como Reserva de la Biosfera. Como resultado de su alto nivel de endemismo florístico, está región tiene prioridad de conservación a nivel global, tal como indica su inclusión entre las 200 ecorregiones globales (Olson *et al.*, 2000), y forma parte del *hotspot* de biodiversidad de los Bosques Lluviosos Templados Valdivianos Chilenos (Myers *et al*., 2000). Se utilizó LANDIS-II para simular una variedad de tipos de perturbaciones, incluyendo el fuego, la tala, la herbivoría y la expansión de especies invasoras, tanto individualmente como en diferentes combinaciones. Los análisis examinaron el impacto de los diferentes regímenes de perturbación en la estructura y composición del bosque.

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en Quilpue, localizada en la V región de Chile entre los 32º56'7" y 33º22'49"S y los 70º59'14" y 71º39'53"O. El área de estudio está localizada en la cordillera de la costa situada al sur de la ciudad de Santiago, y cubre un área de 170.897 ha, con un intervalo altitudinal entre 15 y 2.129 m. s.n.m. Toda el área de estudio ha sido propuesta recientemente como Reserva de la Biofera por la UNESCO, aunque dos áreas nacionales protegidas, que ya habían sido designadas, caen dentro de sus límites, en concreto, la Reserva Nacional del Lago Peñuelas (LP) y el Parque Nacional de la Campa (LC). El clima está caracterizado por veranos secos y calurosos e inviernos húmedos y fríos, con una fuerte variabilidad interanual debido al fenómeno de El Niño (ENSO son las siglas en inglés). La temperatura media anual es de 13,2ºC, y la precipitación media de 531mm.

La vegetación del área está caracterizada por un mosaico espacialmente heterogéneo de diferentes tipos de bosque seco, incluyendo algunas plantas xerofíticas como *Cactus* spp. Las laderas más bajas están formadas por matorrales dominados por *Acacia caven*, mientras que los bosques esclerófilos perennes se situan principalmente en la cara sur de las laderas y en los barrancos protegidos, donde las especies de árboles dominantes incluyen a *Cryptocarya alba, Lithraea caustica, Peumus boldus* y *Schinus latifolia.* El rápido crecimiento de la población en las últimas décadas ha dado lugar a profundos cambios en el uso del suelo (Schultz *et al*., 2010), debido a la tala, la intensificación de la agricultura (particularmente los viñedos y el cultivo de fruta, así como el cultivo de maiz y trigo) y al establecimiento de plantaciones forestales de árboles exóticos (principalmente *Eucalyptus globulus*). En el área de estudio, el pastoreo por ganado doméstico está también muy extendido. Los bosques nativos todavía continuan siendo una fuente importante de madera para leña y otros productos forestales no madereros (NTFPs son las siglas en inglés) para las comunidades locales.

Estudio de campo

La estructura y la composición de los bosques fueron evaluadas en 50 parcelas en el campo, siguiendo los métodos descritos por Newton (2007a). Cada parcela medía 25 x 20 m, y fueron distribuidas a los largo del área de estudio de manera aleatoria, con estratos

definidos según cinco clases de orientación (norte, sur, este, oeste y plano) y cuatro clases de elevación (0–400 m, 4–800 m, 8–1.200 m y >1.200 m). Cada árbol individual fue identificado, y su diámetro a la altura del pecho (dbh) medido utilizando una cinta métrica. Se tomaron muestras de madera extraídas de un subgrupo representativo de árboles de cada especie, usando una barrena de Pressler, para la posterior determinación en el laboratorio de la relación edad-diámetro.

Parametrización y calibración del modelo

Las entradas requeridas por el modelo incluyen un tipo de cobertura de suelo o un mapa de ecorregiones, el cual describe las condiciones ecológicas que influyen en el establecimiento de los árboles, y un mapa inicial de comunidades, el cual describe la distribución de las cohortes de edad para cada especie en el tiempo 0. Se generó un mapa de coberturas de suelo basándonos en la clasificación de imágenes Landsat TM no procesadas (trayectoria 233, columnas 83 y 84) adquiridas en noviembre de 2008 (Schulz *et al*., 2010). El mapa de usos del suelo generado dio lugar a ocho clases de cobertura de suelo (bosque nativo, matorral, cultivo, urbano, suelo desnudo, agua, pasto, plantación). La resolución espacial de los datos fue de 90 m. Todos los mapas se generaron y manipularon utilizando ArcGIS 9.2 (© 1999–2006 ESRI Inc., Redlands, California) e Idrisi Andes (Clark Labs, Clark University, Worcester MA, USA), y fueron proyectados usando WGS 1984 UTM Zone 19S.

Se definieron un total de 20 ecorregiones de acuerdo con los estratos usados en los estudios de campo (ver más arriba), que fueron cartografiadas mediante la sobreposición del mapa de coberturas de suelo y un modelo digital de elevación. La estructura de edad inicial del bosque y su composición para cada ecorregión fue determinada usando los datos obtenidos en cada parcela individual de campo. La probabilidad de establecimiento de cada especie en cada ecorregión fue también definida mediante referencia a los datos de estudio de campo. A las especies presentes en una ecorregión en particular, se les asignó una probabilidad de establecimiento de 1 para el periodo de tiempo de la simulación (10 años). A las especies no presentes en una ecorregión en particular, pero sí presentes en otra clase de elevación en la misma clase de orientación, se les asignó una probalibidad de estableciemiento de 0,8. Las probabilidades más bajas fueron asignadas a todas las especies en las ecorregiones de cara norte, y en las zonas más elevadas, reflejando el mayor riesgo de sequía en estos sitios. De esta manera, el modelo fue calibrado para simular la influencia de la orientación y la elevación en la composición de la vegetación, reflejando los patrones observados en el campo (Schulz *et al*., 2010).

Las características de la historia de vida de las 21 especies nativas encontradas en los estudios de campo, además de *A. dealbata*, fueron obtenidas a partir de las observaciones de campo, de la literatura científica y de la consulta a expertos locales (Tabla 8.4). En LANDIS-II, la sucesión forestal interactúa con numerosos componentes espaciales (por ej. La dispersión de semillas, la perturbación por fuego y la cosecha). En esta investigación se usó la extensión de LANDIS-II Base Fire v2.1 para explorar la dinámica del fuego. LANDIS-II también requiere un mapa de ecorregiones de fuego como entrada. Los análisis de los datos espaciales de los incendios recientes (1985–2007) en el área indicaron que la proximidad a las áreas urbanas o a las carreteras es

el factor que tiene mayor probabilidad de influir en la ignición. Consecuentemente, se generó un mapa donde cada carretera e infraestructura urbana era rodeada por círculos según cuatro clases de distancias (0–1km, 1–4km, 4–8km and >8km). Este mapa fue posteriormente superpuesto al mapa de coberturas de suelo, permitiendo la definición de 30 ecorregiones de fuego, las cuales representan diferentes combinaciones de tipo de cobertura de suelo y clases de distancia alrededor de carreteras y núcleos urbanos. Las caracterísicas del fuego de cada ecorregión fueron derivadas de la base de datos espacial de historia del fuego.

Se utilizó el módulo de cosecha de LANDIS-II (Base Harvest extension v1.2) para simular los impactos de la tala de troncos y el ramoneo de los animales. Ambas perturbaciones fueron modeladas eliminando cohortes específicas, para el ramoneo eliminando cohortes <10 años de edad y para la tala eliminando todas las cohortes excepto las más jóvenes. Los impactos de la cosecha se distribuyeron según el mapa de ecorregiones, donde cada ecorregión se consideró como un tipo de *stand* diferente, anidado dentro de un área individual de manejo. Las áreas de manejo se definieron según las áreas centrales y de amortiguamiento de las dos reservas (LP y LC), y de la parte restante del área de estudio, dando lugar a cinco áreas en total.

Escenarios

Una vez que se completó la calibración del modelo, se usaron los valores finales de los parámetros del mismo para una serie de escenarios. Las simulaciones LANDIS se llevaron a cabo para 200 años. En cada caso, se excluyó el establecimiento de los árboles en los tipos de cobertura de agua, tierra cultivada, plantación forestal y urbana. Se llevaron a cabo cinco répiclas de simulaciones (en las cuales varió la "semilla de aleatorización") en cada escenario de perturbaciones con el objetivo de explorar la variabilidad de la predicción de los modelos. El periodo de tiempo fue de 10 años para la sucesión de árboles, 10 años para la perturbación por fuego y un año para el pastoreo. La lista de edades de cada especie fue agrupada en cohortes de edad de la siguiente manera: edades entre 1 y 10 años (10), entre 11 y 20 años (20), entre 21 y 30 años (30), etc.

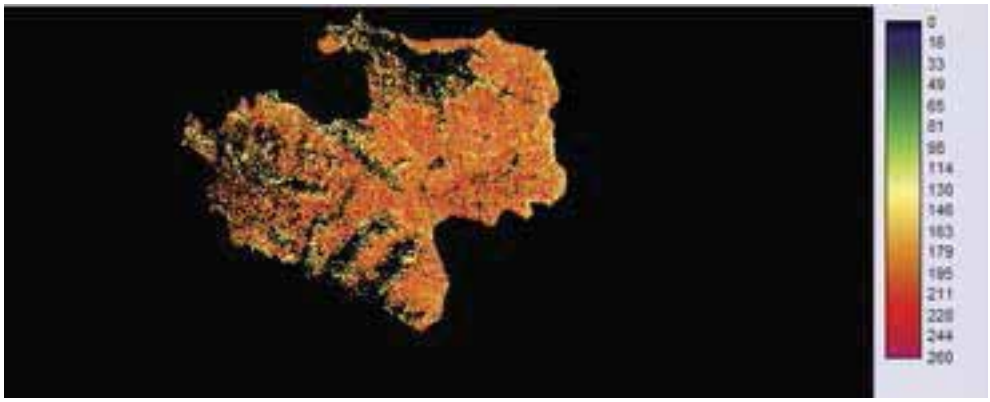
Se simularon siete escenarios diferentes de perturbaciones, en los que siempre se incluye la especie exótica *A. dealbata*, salvo cuando se indique lo contrario: (1) sin perturbación (excluyendo *A. dealbata*); (2) sin perturbación (pero incluyendo *A. dealbata*); (3) sólo fuego; (4) fuego y ramoneo, donde el ramoneo fue aplicado al azar en el 10% del área total de estudio, incluyendo las áreas protegidas; (5) fuego y tala, donde todos, excepto los árboles jóvenes, fueron talados, siendo la tala aplicada al 0,1% de las áreas protegidas (incluyendo el área central y de amortiguación) y al 3% de las áreas no protegidas; (6) fuego, ramoneo y tala, donde las cohortes con edad <10 años de las especies de interés fueron ramoneadas, y las cohortes de edad >80 años fueron taladas (Tabla 8.4); tanto el ramoneo como la tala se aplicadaron al 10% del área total de estudio, incluyendo las áreas protegidas; (7) ramoneo y tala aplicados como en el escenario 6, pero sin fuego.

Resultados

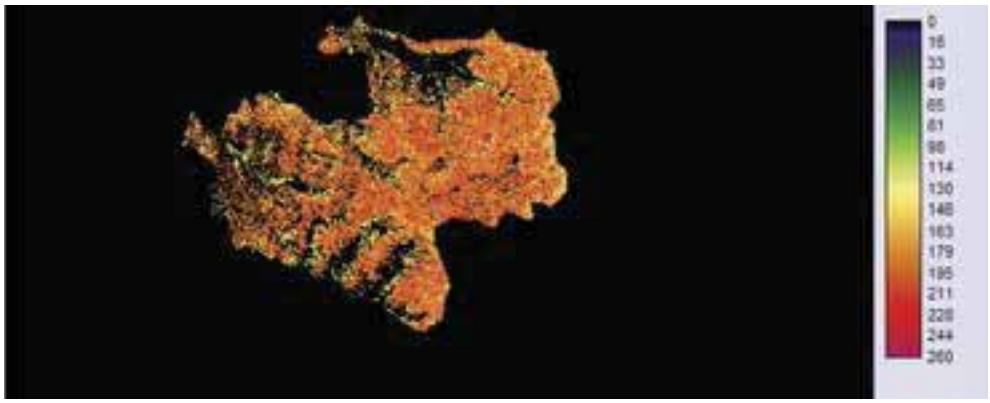
A continuación se presenta un breve resumen de los resultados; los detalles completos están descritos en Newton *et al*. (2010) (ver también el **Recuadro 8.2** para escenarios adicionales). El área forestal aumentó rápidamente durante las cuatro primeras décadas en todos los escenarios, alcanzando valores de alrededor de 121.000 ha en cada caso (**Figura 8.5**). En el escenario 1, el área forestal permaneció bastante estable tras ese tiempo. En los otros escenarios, el área forestal tendió a disminuir débilmente a lo largo del tiempo, particularmente en el escenario 6 (fuego, ramoneo y tala). Sin embargo, las diferencias obtenidas en los distintos escenarios, en términos de cobertura de bosque total, fueron pequeñas, en cada caso suponiendo menos del 3% del área forestal presente en el inicio. Más pronunciadas fueron las diferencias entre escenarios para la estructura del bosque (**Figura 8.5**). En el último periodo de tiempo de las simulaciones (200 años), la estructura del bosque en ausencia de perturbaciones (escenarios 1 y 2) estaba dominada por masas forestales maduras, con el 96% del área forestal caracterizada por masas forestales con árboles mayores de 120 años. Todos los escenarios donde se incluyó el fuego (escenarios 3, 4, 5 y 6) estuvieron caracterizados por altas proporciones de masas forestales relativamente jóvenes, cada uno con un 37–39% de la cobertura forestal dominada por masas de menos de 40 años. En los escenarios con ramoneo y tala (6 y 7), con y sin fuego, se eliminaron virtualmente las masas forestales maduras (>120 años de edad) del paisaje, las cuales ocupaban menos del 11% del área forestal.

También se obtuvieron resultados opuestos, en los diferentes escenarios, respecto al patrón de riqueza de especies. En particular, los valores de riqueza de especies tendieron a ser menores en aquellos escenarios sin perturbación que en aquellos con quemas, talas y/o fuego. Por ejemplo, no se obtuvieron áreas con bosque en los escenarios 1 y 2 con más de cuatro especies de árboles. En cada uno de los otros escenarios, se obtuvieron áreas forestales substancialmente grandes (>10.000 ha) con cinco o más especies.

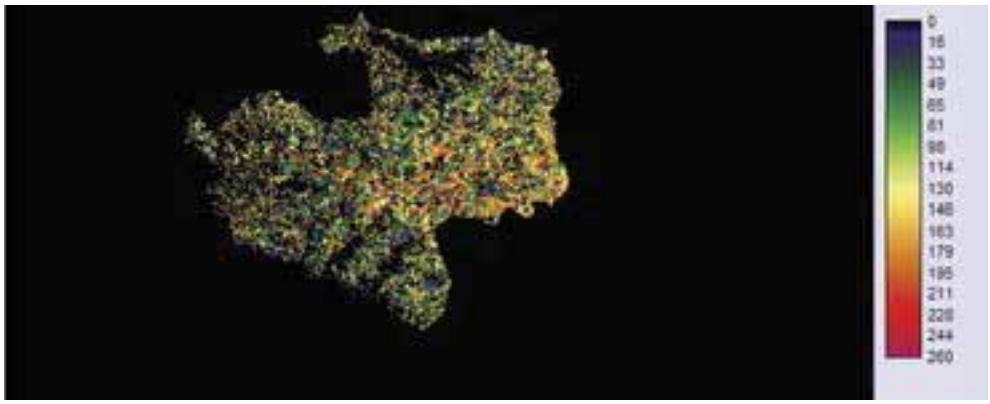
La dinámica de la abundancia de *Acacia dealbata* fue diferente a la de cualquier especie nativa considerada. Los valores de cobertura de esta especie tendieron a aumentar rápidamente en todos los escenarios durante los primeros 40 años. A partir de ese momento, en ausencia de perturbación, la especie disminuyó rápidamente, de tal manera que fue ampliamente eliminada del paisaje después de 100 años. El declive de esta especie también fue registrado en los escenarios 3 y 7 aunque, en ambos casos, los valores tendieron a permanecer estables después de 100 años. En los otros tres escenarios, después de un periodo de estabilidad, los valores de esta especie tendieron a incrementarse de manera continuada después de 100 años. Estos resultados indican que se espera que esta especie introducida se expanda sólo en presencia de fuego combinado con el ramoneo y/o la tala.



Escenario 1

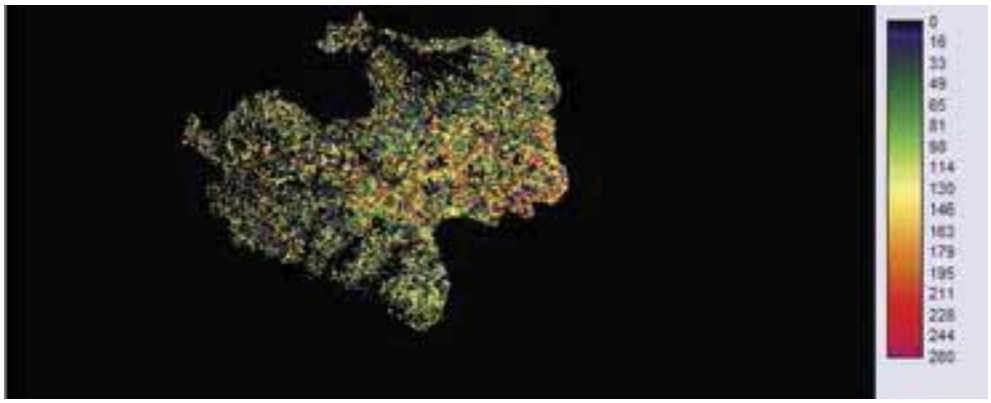


Escenario 2

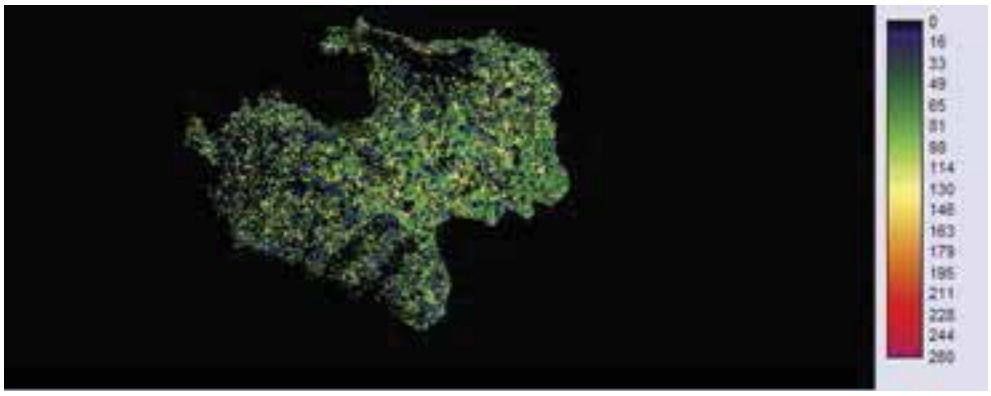


Escenario 3

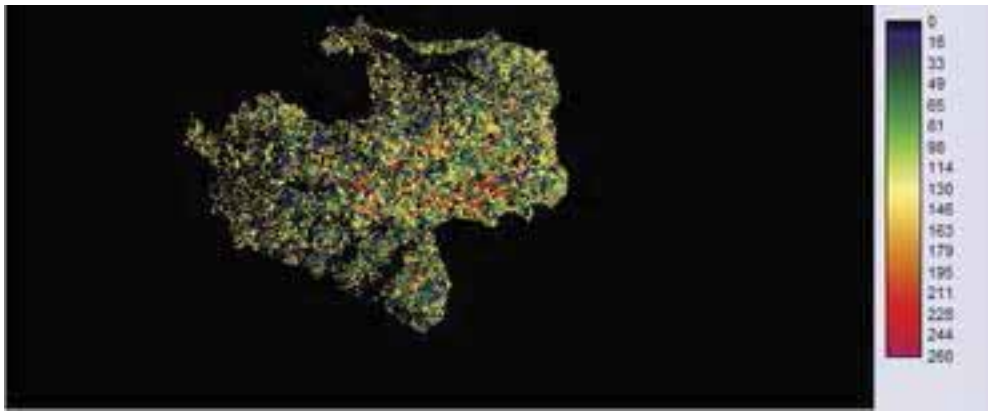
Figura 8.5 Los siguientes mapas ilustran los resultados del modelo LANDIS-II, en los diferentes escenarios llevados a cabo en Quilpue, Chile, en un periodo de 200 años. Los diferentes colores en los mapas se refieren a las diferentes edades máximas de las masas forestales. El mapa ofrece una ilustración del cambio previsto en el paisaje forestal futuro, en los diferentes escenarios de perturbación, con la cobertura actual de suelo como punto de inicio. Figura (a) escenario 1, (b) escenario 2, (c) escenario 3, (d) escenario 4, (e) escenario 5, (f) escenario 6, (g) escenario 7.



Escenario 4

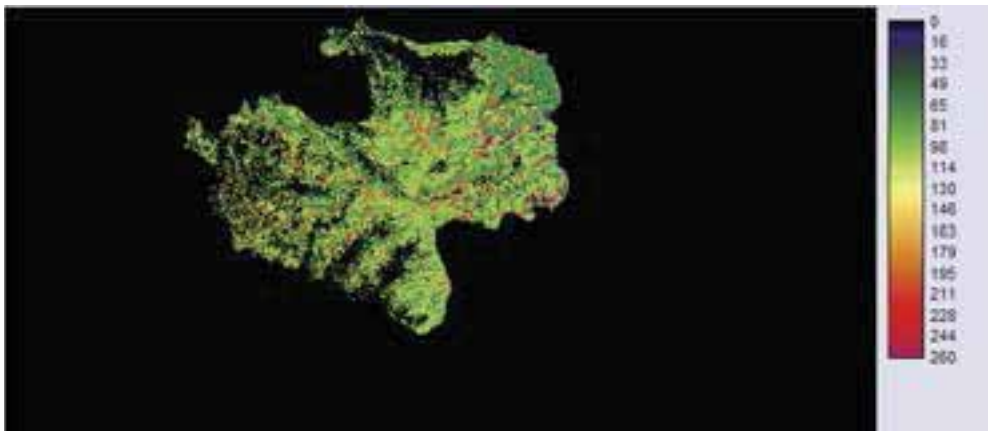


Escenario 5



Escenario 6

Figura 8.5 (cont.)



Escenario 7

Figura 8.5 (cont.)

Discusión

Los resultados indicaron que las perturbaciones antropogénicas tuvieron un gran impacto en la estructura del bosque; cuando éste fue sometido a ramoneo y tala, con y sin fuego, el bosque maduro fue ampliamente eliminado del paisaje. Estos resultados se ajustan bastante a los obtenidos en los estudios de campo, así como a los análisis con teledetección llevados a cabo en los bosques húmedos situados más al sur en Chile, donde existen diferentes tipos de perturbaciónes antropogénicas crónicas y ampliamente distribuidas (Newton, 2007b; Newton *et al*., 2009a,b; Echeverría *et al*., 2006; 2007; 2008; Wilson *et al*., 2005).

Las simulaciones también indicaron que las características del régimen de perturbación tuvieron una gran influencia en los patrones de riqueza de especies. En particular, la riqueza de especies en el paisaje estudiado tendió a ser menor en los escenarios sin perturbación que en aquéllos en lo que se incluyó el fuego, la quema y/o la tala. Estos resultados son consistentes con la 'hipótesis de perturbación intermedia', la cual establece que la riqueza de especies es máxima con frecuencias o intensidades medias de perturbación (Connell, 1978). Esta hipótesis puede ser atribuida al papel de la perturbación en la prevención de la exclusión competitiva de las especies.

Las interacciones entre el régimen de perturbación y las características ecológicas están ilustradas notablemente por los resultados obtenidos por *Acacia dealbata* en estas simulaciones. En ausencia de perturbación, esta especie introducida fue eliminada del paisaje en un siglo, presumiblemente como resultado de la exclusión competitiva con las especies nativas. En presencia de perturbación, sin embargo, la especie fue capaz de mantenerse o incluso dispersarse por el paisaje. Este hecho pone de relevancia la importancia crítica del manejo efectivo del régimen de perturbaciones si queremos que las especies exóticas sean controladas de manera efectiva.

Estos resultados tienen una serie de implicaciones para los planes de conservación y manejo en este paisaje. Actualmente, se han designado dos áreas nacionales protegidas en el área de estudio (LP y LC), y el área entera ha sido recientemente propuesta como Reserva de la Biosfera por la UNESCO. En este contexto, los retos clave del

manejo se relacionan con la forma en que la restauración ecológica debe ser manejada en diferentes partes del paisaje, por ejemplo para aumentar la conectividad entre las dos áreas protegidas (ver **Recuadro 8.2**). Mientras que la restauración pasiva puede ser favorecida por la reducción del fuego, la tala y el ramoneo, las simulaciones que aquí se han presentado revelan los riesgos potenciales de prevenir todas las perturbaciones a la vez, lo que puede dar lugar a un declive de la riqueza de especies. Sin embargo, si las perturbaciones antropogénicas son toleradas, o incluso promovidas en diferentes partes del paisaje para mantener la riqueza de especies, entonces será necesario considerar los riesgos potenciales de promover la expansión de especies exóticas invasoras tales como *Acacia dealbata*. Estos conflictos potenciales relevana la necesidad de considerar explícitamente las situaciones de equilibrio en el proceso de manejo, que pueden ser potencialmente exploradas usando un enfoque mediante modelos como el que se describe aquí.

Tabla 8.4 Caracteristicas de las especies del área de estudio de Quilpue. Long, longevidad (años); Mat, edad de maduración sexual (años); ShT, tolerancia a la sombra (de 1 a 5); FiT, tolerancia al fuego (de 1 a 5); EffSD, distancia efectiva de dispersión de semillas (m); MaxSD, distancia máxima de dispersión de semillas (m); VRP, probabilidad de reproducción vegetativa (0–1); MinVRP, edad mínima de reproducción vegetativa (años); MaxVRP, edad máxima de reproducción vegetativa (años); P-FiR, regeneración post-incendio (no, rebrote o serotinia). Dist se refiere a los impactos de la cosecha; las especies marcadas con 'C' fueron recolectadas en los escenarios de tala, y las marcadas con 'B' fueron recolectadas en los escenarios de ramoneo.

Nombre	Long	Mat	ShT	FiT	EffSD	Max SD	VRP	Min VRP	Max VRP	P-FiR	Dist
Acacia caven	150	20	1	3	1	150	1	10	80	rebrote	B, C
Acacia dealbata	35	5	2	1	2	2000	1	10	35	rebrote	
Aextoxicon punctatum	260	20	3	2	3	1000	1	10	200	rebrote	B
Azara celastrina	100	20	3	1	10	100	0	0	0	no	
Azara dentata	100	20	3	1	10	100	1	10	80	rebrote	
Beilschmiedia miersii	300	30	5	3	2	50	1	10	180	rebrote	B
Cestrum parqui	50	25	2	3	2	50	0	0	0	no	B
Citronella mucronata	200	15	3	3	5	25	0	0	0	no	
Crinodendron patagua	180	20	3	1	4	100	0	0	0	no	B
Cryptocarya alba	150	20	2	4	8	1000	1	10	100	rebrote	B, C
Drimys winteri	250	10	5	2	4	25	1	10	180	rebrote	
Ephedra chilensis	100	20	2	3	8	100	1	10	80	rebrote	
Lithraea caustica	200	20	3	3	8	1000	1	10	170	rebrote	B, C
Lomatia hirsuta	100	20	4	2	5	100	1	10	70	rebrote	
Luma apiculata	200	5	4	1	4	100	0	0	0	no	
Maytenus boaria	120	5	3	3	4	1000	1	10	80	rebrote	B
Persea lingue	250	25	4	2	4	1000	1	10	200	rebrote	
Peumus boldus	250	30	5	2	8	1000	1	10	200	rebrote	B, C
Quillaja saponaria	200	25	4	4	4	100	1	10	180	rebrote	B, C
Schinus latifolia	150	10	2	3	8	1000	1	10	100	rebrote	B, C
Senna candolleana	150	15	1	1	1	150	1	10	100	rebrote	B
Trevoa trinervis	150	20	3	1	4	50	1	10	90	rebrote	

Recuadro 8.2 Efectos del fuego en los bosques esclerófilos de la Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas en el centro de Chile

A. Miranda, C. Echeverría, G. Bolados, E. Cantarello, A.C. Newton

El fuego es uno de los principales agentes de perturbación de los bosques esclerófilos del centro de Chile (Armesto y Gutierrez, 1978; Holmgren *et al*., 2000). Aunque algunas plantas nativas pueden rebrotar después del fuego (Araya y Avila, 1981; Gómez-Gonzalez, 2009), la elevada frecuencia de incendios en algunas áreas ha dado lugar a una considerable pérdida de bosque (Miethke, 1993; Schulz *et al*., 2010). La zona con mayor frecuencia de incendios de Chile es la región de Valparaíso. De media, 962 fuegos destruyen 8.600 ha al año (CONAF, 2009). La presencia de incendios está muy asociada a las actividades humanas, como la expansión urbanística y el aclarado de los bosques para la agricultura y el ganado. El propósito de la recientemente creada Reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas es recuperar las zonas degradadas por el fuego y el ganado doméstico, así como transformar las plantaciones comerciales de especies exóticas en bosques nativos (CONAF, 2008).

En este estudio, evaluamos los efectos del fuego en las dinámicas del bosque esclerófilo en la reserva de la Biosfera usando LANDIS-II, base fire v2.1 (Sheller y Domingo, 2009). Esta versión es capaz de simular la distribución espacial del fuego teniendo en cuenta la probabilidad de ignición, el tipo de combustible y el intervalo de rotación del fuego, entre otros factores. Los mapas de las comunidades iniciales incluyeron 'espinales', una pseudo-sabana antropogénica, y bosques esclerófilos formados por especies arbóreas perennes de hoja dura. Basándonos en los tipos de vegetación (bosque, espinal y pasto), y en la distancia a las áreas urbanas (0–1.000 m, 1.000–4.000 m, 4.000–8.000 m y más de 8.000 m), se contruyó un mapa de ecorregiones de fuego con 12 categorías.

El efecto del fuego en la distribución espacial y composición de las especies de árboles fue analizado en dos escenarios: (i) escenario 1 "como de costumbre", en el cual se mantuvo el régimen de fuegos observado en los últimos 25 años. En este caso los parámetros de simulación se calibraron para 4.500 fuegos que afectaron a 22.000 ha de bosque nativo (CONAF, 2009); (ii): escenario 2 de manejo del paisaje, en el cual se remplazaba la plantación de árboles de especies exóticas por especies nativas de árboles que han sido usadas con éxito en la restauración, como son *Acacia caven, Maytenus boaria, Schinus latifolius* y *Quillaja saponaria*. Este escenario incluía también la restauración de algunas zonas riparias específicas, con el objetivo de mejorar la conectividad del bosque y reducir la frecuencia de los fuegos y el área quemada en un 50%.

En el escenario 1, todas las especies analizadas mostraron un declive gradual de su abundancia durante los siguientes 100 años (**Figura 1**). *S. latifolius* y *Cryptocarya alba* mostraron un mayor declive de su abundancia, un 43% y un 30%, respectivamente, mientras que *A. caven* y *Q. saponaria* redujeron su abundancia en un 5% y un 2%, respectivamente. En el escenario 2, las especies más resistentes al fuego alcanzaron una mayor tasa de regeneración que la tasa de pérdida de bosque por fuego (**Figura 2**). Por ejemplo, *A. caven* y *Lithrea caustica* incrementaron su abundancia un 0,5% y un 3%, respectivamente, después de 100 años. Por otro lado, las especies más vulnerables al fuego como *S. latifolius* y *C. alba* disminuyeron en un 22% y un 28%, respectivamente. Aunque la abundancia de estas dos últimas especies fue favorecida por una redución en los parámetros del régimen del fuego, *S. latifolius* exhibió una mayor reducción en la pérdida de área, del 43% (escenario 1) al 22% (escenario 2).

Recuadro 8.2 (cont.)

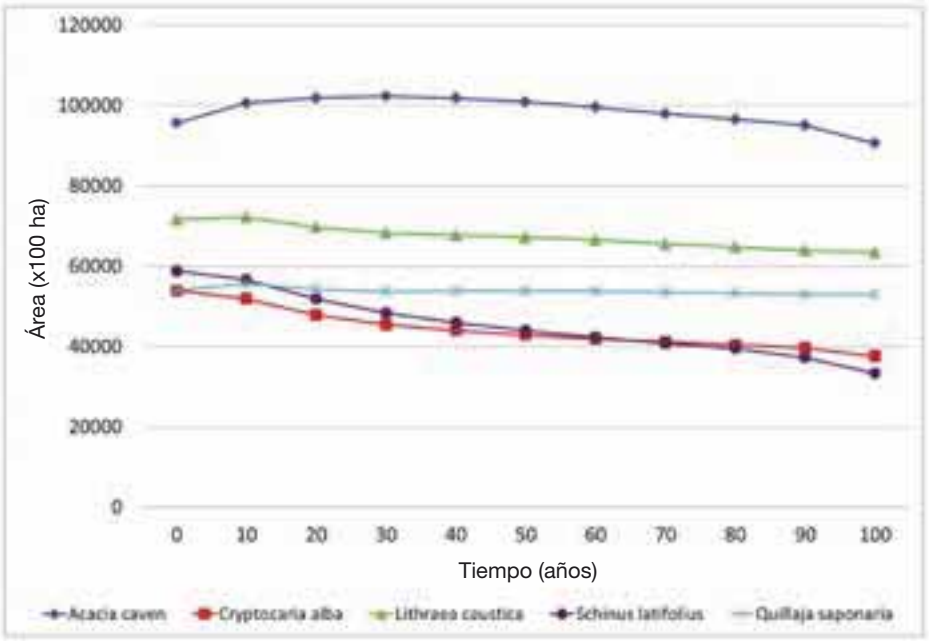


Figura 1 Abundancia (ha) de las especies más comunes en la reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas en el escenario 1.

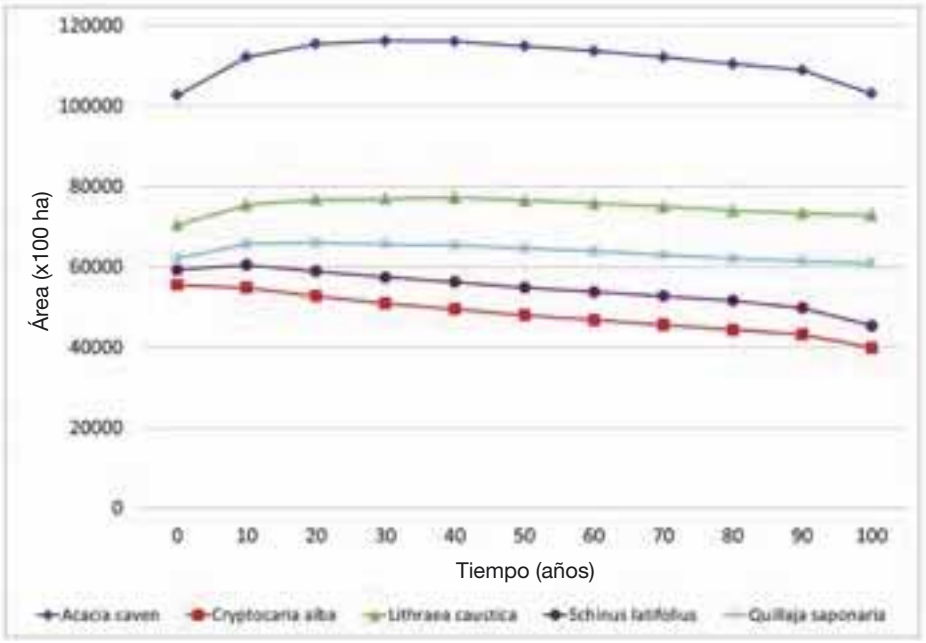


Figura 2 Abundancia (ha) de las especies más comunes en la reserva de la Biosfera La Campana-Peñuelas en el escenario 2.

Recuadro 8.2 (cont.)

Las simulaciones revelaron que las acciones de restauración, junto con una reducción del 50% de la frecuencia de incendios y del área quemada, causaron una disminución de la tasa de pérdida de algunas especies arbóreas en la reserva de la biosfera. A pesar de estas acciones, algunas especies todavía continuarían disminuyendo durante los siguientes 100 años. Por otro lado, las especies resistentes al fuego exhibieron un tímido incremento de su abundancia en el paisaje. Nuestros resultados también mostraron que la selección de especies usadas para la restauración fue adecuada para incrementar la cobertura del bosque en el área de estudio. Las especies fueron capaces de sobrevivir y crecer en el área restaurada, y de exportar sus propágulos a los sitios vecinos.

Por lo tanto, se puede concluir que las acciones de restauración no son sólo la única medida que debe ser implementada para que persitan los bosques secos de la Reserva de la Biosfera estudiada. También es necesario implementar acciones de conservación y planificación del paisaje, que lleven a la reducción de la existencia de incendios. La ausencia de este tipo de acciones probablemente dará lugar a un declive gradual de algunas de las principales especies de árboles en la Reserva de la Biosfera estudiada.

Estudio de caso del sur de Argentina

Esta investigación fue llevada a cabo en el ecotono bosque-estepa situado en las laderas orientales del norte de los Andes patagónicos, Argentina. Climáticamente, esta región se caracteriza por un acusado gradiente de precipitación, que disminuye desde el oeste hacia el este debido al efecto orográfico de los Andes. Como resultado de la sequía y de la presencia de fuentes de ignición de fuegos naturales y antropogénicos, el fuego está ampliamente distribuido en la región. Aunque los impactos del fuego en la estructura y dinámica de las masas forestales se han documentado en detalle en investigaciones anteriores (Kitzberger, 2002; Kitzberger y Veblen, 1997; Kitzberger *et al*., 1997, 2001, 2007; Mermoz *et al*., 2005; Veblen *et al*., 1999, 2008), todavía se desconoce la dinámica espacial del fuego y sus interacciones con otro tipo de perturbaciones. Otro tipo de perturbación humana que afecta a los bosques en la región es la herbivoría, como resultado de la cría extensiva de ovejas, vacas y cabras. El objetivo de este estudio fue examinar el potencial de la restauración pasiva de los bosques en el área de estudio en regímenes de perturbación diferentes. Esto fue llevado a cabo mediante la utilización del modelo LANDIS-II para explorar las siguientes hipótesis, basadas en investigaciones previas llevadas a cabo en el área: (i) la alta frecuencia de fuego durante las eras de asentamientos aborígenes y europeos ha dado lugar a un incremento de la fragmentación del bosque, confinando el bosque a refugios rocosos libres de fuego, donde los bajos niveles de material combustible han permitido la supervivencia de parches boscosos aislados; (ii) el régimen de fuegos que prevalece en el momento actual permitiría la recuperación y expansión del fuego en ausencia de herviboría, la cual está actualmente restringiendo la distribución de los bosques a los refugios rocosos.

Área de estudio

La investigación fue llevada a cabo en un área localizada entre los 40º54'37" y 41º15'20"S, y los 70º41'4" y 71º24'1"O, en las laderas orientales del norte de los Andes patagónicos. El área se situa entre 737 y 2.195 m s.n.m., y tiene 228.289 ha de extensión. La parte occidental del área de estudio comprende la parte este-central

del Parque Nacional Nahuel Huapi y el resto está dividido en grandes *estancias* (fincas o ranchos) de propiedad privada. Topográficamente, del oeste al este, el área incluye la cordillera de los Andes, las estribaciones más bajas que son intersectadas por los valles y lagos glaciares y las llanuras patagónicas a aprox. 700 m. s.n.m. Una fuerte reducción en la cantidad de lluvia desde el oeste hacia el este ha creado un ecotono único de bosque-estepa. En el área de estudio, la precipitación disminuye desde aprox. los 1.800 mm a menos de 500 mm al año. La distribución de la precipitación es muy estacional, y aprox. el 60% de las precipitaciones ocurren de mayo a agosto. La temperatura media anual es de 8ºC y la temperatura media mensual varía entre 2–14ºC.

Austrocedrus chilensis es la única especie de árbol presente en la mayor parte del área de estudio, aunque crece con *Nothofagus pumilio* en la zona más húmeda del oeste del ecotono (por encima de los 1.000 m s.n.m.) Con el incremento de la aridez, el sotobosque se vuelve menos denso a medida que *Chusquea* es remplazada por arbustos y árboles pequeños como *Maytenus boaria* y *Lomatia hirsuta*. En el límite más oriental del área de estudio, las formaciones de *A. chilensis* empiezan a dispersarse hasta que los únicos árboles existentes se encuentran asociados a los afloramientos rocosos. En estas áreas más secas, los árboles son remplazados por herbáceas y arbustos bajos como *Discaria articulata* y *Mulinum spinosum*. El balance hídrico es negativo de octubre a marzo, creando condiciones propicias para el fuego. Las frecuencias de fuego anteriores al periodo de asentamiento caucásico fueron extemádamente altas, ya que la población nativa americana usaba los fuegos para conducir a los guanacos (*Lama guanicoe*) hacia las áreas abiertas para cazarlos (Veblen *et al*., 1999, 2008). Las formaciones forestales están ahora muy fragmentadas, y están actualmente bajo la amenaza del pastoreo intenso por ganado doméstico (principalmente vacas y ovejas). Además, la introducción de herbívoros, incluyendo la liebre europea, conejos y ciervos exóticos, está impactando negativamente en la vegetación arbórea nativa.

Parametrización del modelo y calibración

LANDIS-II necesita que los parámetros sean definidos para cada especie de árbol incluida en el modelo, y que se relacionen con un intervalo de características ecológicas diferentes. Aquí, una sóla especie de árbol (*Austrocedrus chilensis*) fue incluida en las simulaciones, lo que refleja la monodominancia en el ecotono forestal de esta área. Las características de la especie se obtuvieron de la literatura científica, y se apoyaron con observaciones de campo, y son las siguientes: longevidad máxima, 500 años; edad de maduración sexual, 20 años; tolerancia a la sombra, 2 (en una escala de 1–5); tolerancia al fuego, 2 (en una escala de 1 a 5); distancia efectiva de dispersión de semillas, 15 m; distancia máxima de dispersión de semillas, 200 m; probabilidad de reproducción vegetativa, 0; edad mínima de reproducción vegetativa, 0 años; edad máxima de reproducción vegetativa, 0 años, forma de regeneración post-incendio, no tiene.

Se generó un mapa de coberturas de suelo basado en la clasificación de las imágenes Landsat TM no procesadas adquiridas en febrero de 2003. La clasificación se logró usando puntos en el campo para capacitar la firma espectral de las clases de coberturas

de suelo seleccionadas en un esquema de clasificación supervisada, usando un algoritmo de máxima verosimilitud. El mapa generado mostró las siguientes clases de coberturas de suelo: bosque húmedo, bosque seco (*A. chilensis*), matorral, pradera húmeda, pradera seca, suelo desnudo, plantaciones exóticas, áreas urbanas, áreas quemadas y masas de agua. La resolución espacial de los datos fue de 28,5 m. Además, se generó un mapa detallado de la distribución de *A. chilensis* y los afloramientos rocosos mediante la digitalización de cada afloramiento a partir de ortofotos de alta resolución. Los afloramientos fueron considerados como un tipo diferente de cobertura de suelo en el mapa de coberturas. Todos los mapas fueron generados y manipulados usando IDRISI Andes (Clark Labs, Clark University, Worcester MA, USA), y proyectados usando la Malla Nacional Argentina Faja1. LANDIS-II también requiere como entrada un mapa de ecorregiones de fuego. Este se obtuvo a partir del mapa de coberturas de suelo, asignando diferentes características de fuego a cada tipo de cobertura, basándonos en datos disponibles. De esta manera, cada tipo de cobertura de suelo fue modelizado como una ecorregión de fuego separada. Se utilizó el módulo de cosecha de LANDIS-II (Base Harvest extension v1.2; Gustafson *et al.,* 2000) para simular los impactos del ramoneo de los animales. Este tipo de perturbación fue modelizada mediante la eliminación de una cohorte especifica (<10 de años). También se obtuvo un mapa de distribución potencial del bosque, para ofrecer una indicación de las áreas donde el bosque podría ser potencialmente restaurado, y donde los bosques podrían haber estado presentes antes de las perturbaciones humanas. Este mapa fue generado a partir de los análisis de la distribución actual del bosque en relación con las variables climáticas, usando la distancia de Mahalanobis implementada en IDRISI.

Escenarios

Las simulaciones en LANDIS fueron llevadas a cabo para 300 años. En todos los escenarios, las masas de agua, las áreas urbanas y el bosque húmedo fueron excluidos de las simulaciones. Los intervalos de tiempo fijados fueron de 10 años para la sucesión de árboles, 10 años para la perturbación por fuego y un año para el pastoreo. La lista de edades de *A. chilensis* fue agrupada en cohortes de edad tal como sigue: de 1 a 10 años (10), de 11 a 20 años (20), de 21 a 30 años (30), etc. Se simularon una serie de escenarios diferentes, aunque seis de ellos se presentan de forma ilustrativa: (1) sin perturbación, (2) régimen de fuegos actual, (3) régimen de fuegos históricos, (7) sólo cosecha y ramoneo de elevada intensidad y sin fuego, (8) cosecha y ramoneo de baja intensidad, con el régimen actual de fuegos, (9) ramoneo de baja intensidad con un régimen histórico de fuegos.

Resultados

En todos los escenarios, la cobertura de bosque se incrementó continuamente a lo largo del tiempo (**Figuras 8.6** y **8.7**). La mayor tasa de incremento de área forestal fue en el escenario 1 (sin perturbación), y la menor en el escenario 9 (ramoneo y régimen histórico de fuegos). La cobertura forestal también aumentó relativamente rápido en el régimen actual de fuegos sin pastoreo (escenario 2), pero menos rápidamente en el régimen histórico de fuegos (escenario 3). Estos resultados ponen de relevancia los efectos aditivos del ramoneo y del fuego en la reducción del potencial para aumentar el

área forestal, y también ilustra los impactos potenciales de los diferentes regímenes de fuego en la tasa y la extensión de la recuperación del bosque.

Discusión

Los resultados preliminares obtenidos en el área de estudio y aquí presentados resaltan el potencial de recuperación de los bosques en el sur de Argentina, si el régimen de perturbación fuera manejado apropiadamente. En todos los escenarios explorados se observó un incremento del área forestal a lo largo del tiempo, indicando que la restauración forestal puede conseguirse incluso en regímenes de perturbación que incluyen fuego y ramoneo. Sin embargo, las tasas de incremento de área forestal fueron máximas en las situaciones sin ninguna forma de perturbación. En cada caso, el bosque se expandió desde los fragmentos remanentes de bosque, pero con una tasa bastante baja. Las previsiones presentadas aquí sugieren que se necesitarían muchos siglos para restablecer la cobertura del bosque a lo largo de su distribución original, anterior a los asentamientos humanos. Por esta razón, los esfuerzos prácticos de restauración pueden necesitar la consideración de métodos de restauración activa, incluyendo el estableciemiento de plantaciones de especies nativas de árboles, además de los métodos de restauración pasiva. Potencialmente, las aproximaciones de modelización como las presentadas aquí podrian ser usadas para identificar aquellas localidades de un paisaje donde la resturación pasiva es probable que sea efectiva o no, en un determinado periodo de tiempo. Las localidades donde la restauración pasiva sea menos probable que ocurra, podrían ser válidamente señaladas para la restauración activa. Además, muchas áreas señaladas donde la restauración pasiva puede ser llevada a cabo están siendo actualmente transformadas en plantaciones exóticas de pino (Capítulo 2). Los enfoques de modelización como el presentado aquí permiten indentificar en detalle las áreas de conflicto potencial entre la restauración de los bosques secos nativos y otros tipos de usos del suelo.

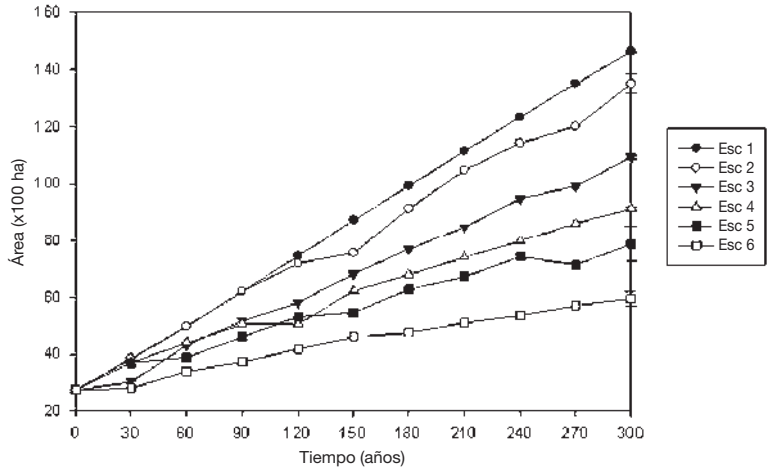
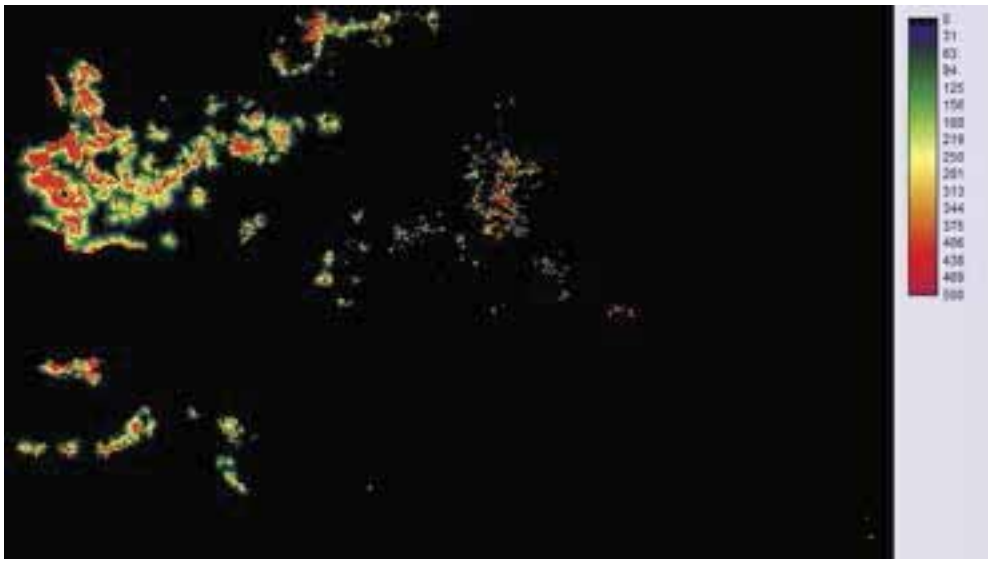
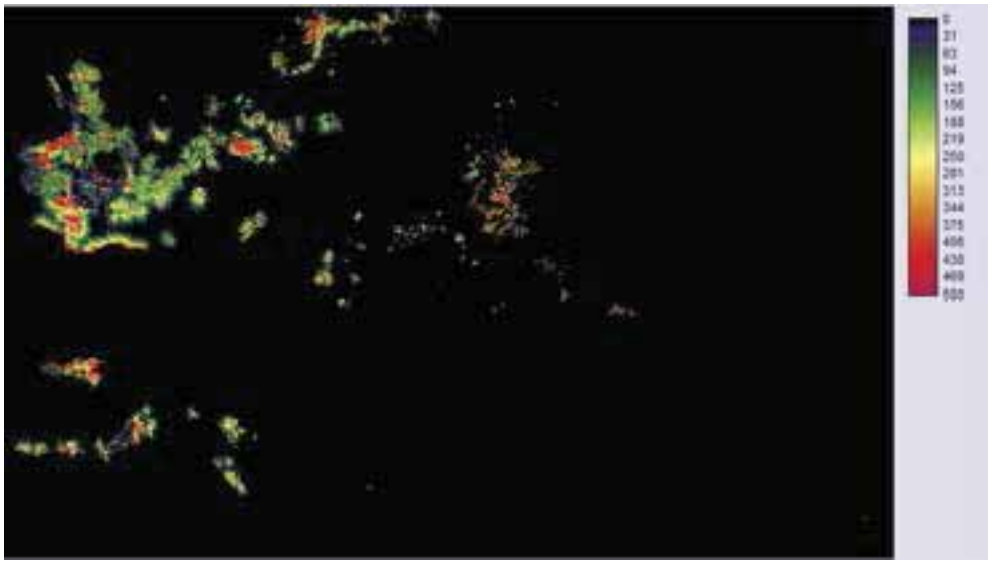


Figura 8.6 Cambios en el área forestal del sur de Argentina previstos en diferentes escenarios de perturbación, obtenidos mediante el modelo LANDIS-II. Para más detalles de los escenarios, ver el texto.



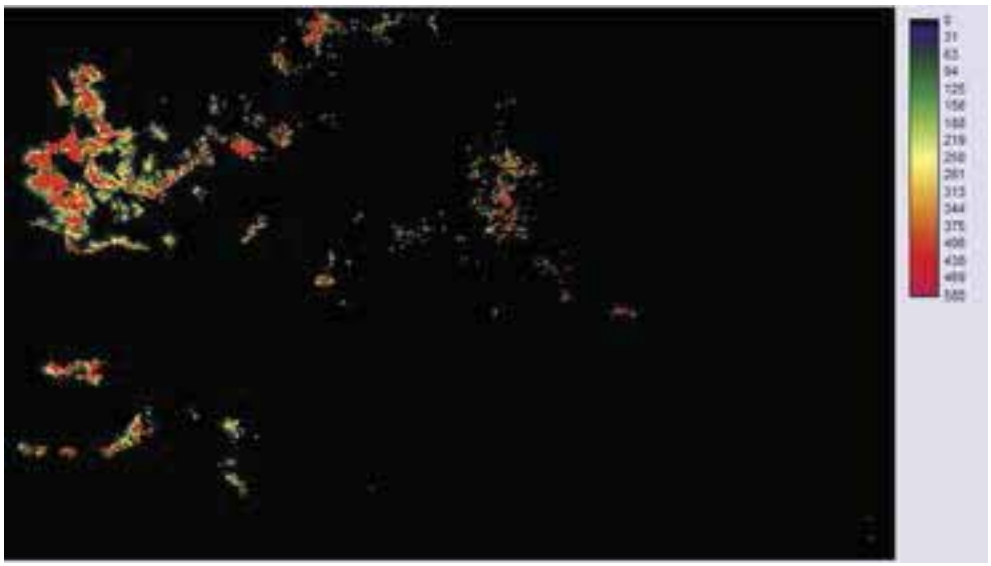
Escenario 1

Figura 8.7 Los siguientes mapas ilustran los resultados del modelo LANDIS-II en los diferentes escenarios de perturbación, llevados a cabo en el sur de Argentina, a lo largo de un periodo de 300 años. Los mapas ilustran el cambio previsto del paisaje forestal en el futuro, en los diferentes regímenes de perturbación, con las coberturas del suelo actuales como punto de partida. Los diferentes colores en los mapas se refieren a las diferentes edades máximas de las masas forestales. Figura (a) escenario 1, (b) escenario 2, (c) escenario 3, (d) escenario 7, (e) escenario 8, (f) escenario 9.

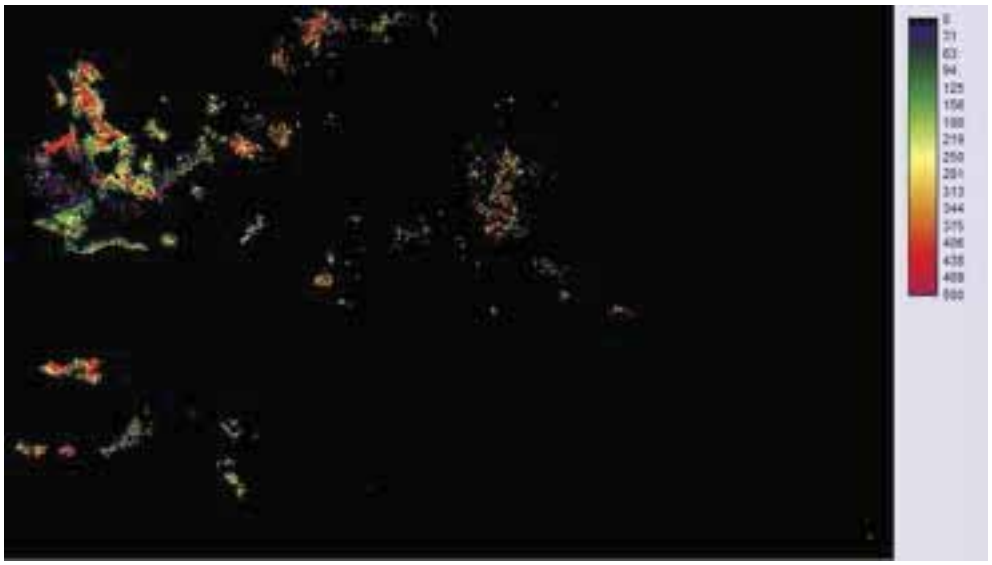


Escenario 2

Escenario 3



Escenario 7



Escenario 8

Escenario 9

Figure 8.7 (cont.)

Discusión

Tal como fue señalado por Bugmann (2001), el valor de los modelos forestales no está necesariamente en su capacidad para hacer predicciones precisas, sino en su capacidad para ayudar a comprender los procesos y los patrones, al permitir la exploración de las consecuencias de un grupo de cuestiones explícitamente asumidas. Los resultados pueden ser vistos como hipótesis que requiren más comprobación. Aunque los modelos ecológicos

han sido empleados para explorar la dinámica forestal en un amplio intervalo de localidades diferentes, raramente han sido usados para apoyar los planes de restauración forestal y su práctica (Newton, 2007a). Esto refleja parcialmente un enfoque tradicional de modelizar la dinámica de las masas forestales individuales en vez del paisaje. Actualmente, está ampliamente aceptado que el entendimiento de la dinámica espacial de los paisajes forestales es esencial para su manejo efectivo y su conservación (Newton, 2007b; Gardner *et al*., 2009; Lindenmeyer y Franklin, 2002). En este contexto, el progreso reciente en el desarrollo de modelos espacialmente explícitos tiene un gran valor, ya que permiten la incorporación de procesos espaciales como la dispersión y la colonización. Como se ilustra aquí, el modelo LANDIS-II ofrece una valiosa herramienta para explorar los patrones dinámicos de los paisajes forestales en diferentes regímenes de perturbación, y puede ofrecer pistas sobre el potencial para la restauración de paisajes forestales. Una ventaja adicional del uso de modelos como LANDIS-II es que pueden ayudar a identificar lagunas de conocimiento, y proporcionar un marco para centrar los futuros esfuerzos de investigación.

Una de las principales limitaciones, comunes a todos los procesos basados en modelos de dinámica forestal, incluyendo LANDIS-II, es la dificultad de obtener modelos validados rigurosamente, debido a la falta general de datos a largo plazo que describan el comportamiento ecológico de los bosques (Newton, 2007a; Shugart, 1984; Shugart y West, 1980). Los ejemplos actuales no son una excepción; con anterioridad, se ha llevado a cabo relativamente poca investigación ecológica en los bosques descritos aquí. Esta falta de información también dificulta la parametrización del los modelos. En particular, se carece de información sobre la capacidad de dispersión de las diferentes especies de árboles, un proceso que tiene una influencia importante en el resultado del modelo. Otras áreas de incertidumbre incluyen los impactos precisos que tienen la herviboría y el fuego en la mortalidad de las diferentes cohortes de edad de los árboles, y la variación de la probabilidad de establecimiento de las especies de en el paisaje. Como consecuencia, los resultados presentados deberían ser considerados como muy provisionales. Sin embargo, como se ha demostrado aquí, el uso de imágenes de teledetección de alta resolución puede ser de gran valor al proporcionar información detallada sobre la estructura y la distribución de los bosques, especialmente en áreas que son relativamente inaccesibles (por ejemplo en Chiapas). La integración de estas imágenes con enfoques de modelización espacial ofrece un grupo de herramientas poderosas para explorar el manejo sostenible de los paisajes forestales (Newton *et al.,* 2009a,b). Algunos elementos adicionales del conjunto de herramientas emergentes podrían incluir modelos que permitieran explorar los impactos potenciales del cambio climático (**Recuadros 8.3** y **8.4**).

Conclusiones

Los resultados aquí presentados resaltan el valor de las herramientas de modelización espacialmente explícitas para explorar el potencial de restauración de los paisajes forestales. Específicamente, el enfoque de modelización usado (LANDIS-II) permitió realizar previsiones mirando el patrón de regeneración y propagación del bosque nativo en diferentes regímenes de perturbación antropogénica, ofreciendo una visión del potencial de los metodos de restauración pasiva. El modelo también resaltó las interacciones entre las diferentes formas de perturbación, y sus impactos en los procesos de restauración, un campo donde actualmente este tipo de información no existe. Por ejemplo, los escenarios de modelización llevados a cabo en Chile indicaron que la propagación de la especie exótica invasora *Acacia dealbata* depende de otras formas de perturbación como el pastoreo y el fuego. Estos ejemplos demuestran

que los modelos espaciales pueden proporcionar información de los enfoques para la restauración del paisaje, indicando aquellas localizaciones en un paisaje donde un método particular de restauración tiene más probabilidad de tener éxito. Además, las herramientas de modelización espacialmente explicítas proporcionan un medio para visualizar el impacto potencial de las acciones de restauración a una escala de paisaje completo.

Recuadro 8.3 Efectos del cambio climático en los bosques subtropicales de Sudamérica

S. Pacheco, L. R. Malizia, L. Cayuela

Los bosques premontanos del norte de Argentina y del sur de Bolivia representan el cinturón de vegetación más baja de las Yungas o bosques subtropicales montanos. Estos son de prioridad para la conservación ya que juegan un papel ecológico clave (Brown y Malizia, 2004; Brown, 2009). Estos bosques han estado sujetos a una larga historia de uso (Malizia *et al.,* 2009; Brown *et al.,* 2006; Fundación ProYungas, 2007) y variación climática (Prado, 1995). El objetivo de esta investigación fue determinar la distribución futura de los bosques premontanos en respuesta al cambio climático, así como analizar las consecuencias de este cambio de distribución para su conservación y restauración.

Para determinar los cambios en la distribución de los bosques, desarrollamos modelos estadísticos (Scout *et al*., 2002) usando Maxent (Phillips *et al*., 2006; Phyllips y Dudik, 2008). Los puntos de localización que indican la presencia de bosque fueron obtenidos de (1) la Red Subtropical de Parcelas Permanentes (Fundación ProYungas, 2007; Blundo y Malizia, 2009), y (2) una evaluación rápida de las especies de árboles usando parcelas circulares de 0,1 ha. Las variables actuales y futuras del escenario CCM3 para el final de siglo (Govindasamy *et al*., 2003) se obtuvieron de la base de datos WorldClim (Hijmans, 2005). Se usaron las siguientes variables: precipitación media anual, precipitación del mes más seco, temperatura estacional y temperatura máxima del mes más cálido. Para obtener modelos más precisos, calibramos los datos de precipitación media anual con el modelo de precipitación local de Bianchi (Bianchi *et al.,* 2008).

Una vez ajustados, se superpusieron los modelos de distribuciones presentes y futuras para definir áreas forestales estables y áreas de cambio potencial (expansión y retracción). Definimos como áreas de bosque estable aquéllas que actualmente corresponden a bosques premontanos y que es probable que continúen como bosques en el futuro. Las áreas de expansión son aquéllas que actualmente no corresponden a bosque premontano pero que, como consecuencia del cambio climático, podrían ser colonizadas por especies típicas de este ambiente. Las áreas de retracción son aquellas áreas de bosque premontano que cambiarán a otro tipo de vegetación potencial en el futuro.

Los resultados obtenidos indican que, según la validación interna ejecutada mediante Maxent, el modelo de distribución actual de los bosques premontanos tiene en general una elevada exactitud (AUC 0,95 ± 0,013). El 10% del área original de los bosques premontanos está siendo transformada en tierras agrícolas, principalmente concentradas en las áreas llanas con menos del 5% de pendiente. El modelo de distribución futura predice una reducción del 53% de la cobertura, en comparación con el área actualmente ocupada por los bosques premontanos. Aproximadamente el 30% del área potencial futura ocupada por este bosque está representada por la cobertura original, y el resto corresponde a áreas de potencial expansión debido a los posibles cambios en las condiciones climáticas. El escenario climático futuro muestra un incremento de aprox. 1ºC y 80 mm en la precipitación media anual. Según nuestros modelos, estos cambios dispararán un cambio altitudinal hacia arriba de los bosques premontanos de unos 300 m s.n.m. en las montañas. La mayor retracción del área forestal actual ocurrirá en el rango noreste de su distribución, mientras que las áreas estables estarán concentradas principalmente a lo largo del sector oeste y el rango sureste de su distribución. Este último rango de distribución tambien es un área de potencial expansión por el cambio climático (**Figura 1**).

Recuadro 8.3 (cont.)

Actualmente, un 8% del bosque premontano está incluido en las áreas protegidas de Acambuco, Piarfon, Pintascayo, Pizarro (Salta) y Calilegua (Jujuy) (**Figura 1**). En un escenario de cambio climático, sólo un 50% de esta superficie permanecerá como bosque premontano. Se prevé que los bosques premontanos desaparecerán en Acambuco, Piarfon y Pintascayo, y permanecerán en Calilegua, Pizarro, Lancitas (Jujuy) y la reserva de la Biosfera de las Yungas (**Figura 1**).

Figura 1 Áreas estables y áreas de cambio (expansión, retracción) de los bosques premontanos basadas en modelos de distribución potencial en el presente y en el futuro basados en el clima usando Maxent. Los bosques premontanos en retracción y los bosques premontanos estables constituyen el área actual ocupada por los bosques premontanos. Las referencias para las áreas protegidas son: (1) Baritú, (2) Pintascayo, (3) Acambuco, (4) Piarfon, (5) Calilegua, (6) Serranías de Zapla, (7) Lancitas, (8) Pizarro, (9) El Rey.

Recuadro 8.3 (cont.)

Hasta donde sabemos, este estudio es el primero en evaluar los efectos potenciales del cambio climático en la distribución de los bosques premontanos de Argentina. Nuestros resultados muestran que los cambios en las condiciones climáticas afectarán marcadamente la distribución de los bosques premontanos. Probablemente, como respuesta al cambio climático, sobre todo debido a un incremento de la temperatura, se producirá una reducción en el área ocupada y una migración hacia altitudes más elevadas. Las áreas de potencial expansión están actualmente cubiertas por bosque montano, que constituye el cinturón de vegetación inmediatamente por encima de los bosques premontanos. Las áreas estables están principalmente localizadas en el área oeste de su distribución, que incluye la Reserva de la Biosfera de las Yungas. Por el contrario, se predice que el área noreste de su distribución sufrirá una profunda contracción. En relación a estos cambios, las áreas protegidas localizadas en el oeste y en el sureste de la región de estudio tienen más probabilidad de preservar las áreas premontanas en el futuro, mientras que se predice que las áreas protegidas del noreste perderán sus bosques premontanos en el futuro. Es probable que estas últimas áreas sean colonizadas por especies procedentes del bosque del Chaco y por especies premontanas tolerantes a condiciones climáticas más cálidas. Debido a la conexión espacial y funcional entre el bosque del Chaco y el bosque premontano, el actual sistema de áreas protegidas probablemente ayudará a mantener su conexión.

Recuadro 8.4 Efectos del cambio climático en los ecosistemas secos del centro de Chile

G. Henríquez Tapia, S. Pacheco, C. Echeverría

En todo el mundo, los ecosistemas de las zonas secas han sido degradados rápidamente. Los sistemás secos incluyen todas la regiones subhúmedas, áridas, semi-áridas e hiper-áridas del mundo donde el agua es el principal factor limitante de la producción primaria y, consecuentemente, de otros servicios ecosistemicos y del bienestar humano. Las zonas secas ocupan el 41% de la superficie de la Tierra, abarcando una elevada biodiversidad y proporcionando hogar para dos mil millones de personas. La persistencia de las zonas secas es muy incierta como consecuencia de la sobreexplotación, especialmente ahora que las prediciones del cambio climático hacen que el futuro del funcionamiento de los ecosistemas sea muy especulativo. Generalmente se piensa que el cambio climático está acompañado por eventos climáticos extremos más severos y frecuentes (Easterling *et al.,* 2009; Meehl *et al.,* 2000). Entre las especies asociadas con este tipo de bosque están *Acacia caven, Beilschmiedia miersii, Colliguaja odonifera, Crinodendron patagua, Cryptocarya alba, Drimys winteri, caustic Lithraea, Maytenus boaria, Myrceugenia exsucca, Peumus boldus* y *Quillaja saponaria* (Donoso, 1995). El centro de Chile ha sido considerado como una de las 25 áreas con elevada prioridad para la bodiversidad (Hechenleintner *et al*., 2005), y uno de los 34 *hotspots* de biodiversidad a escala global. En este trabajo modelizamos la distribución potencial presente y futura de tres especies de árboles de los bosques de zonas secas del centro de Chile. Comparamos los cambios en sus distribuciones usando un escenario de cambio climático y el programa Maxent. Todos los datos introducidos fueron generados en un SIG usando ARC GIS 9.3. Las tres especies seleccionadas fueron *Acacia caven*, *Quillaja saponaria* y *Cryptocarya alba*. Estas tres especies son socialmente importantes para la población local ya que se utilizan regularmente como productos no madereros (NTFP son las siglas en inglés). Además, estas tres especies están presentes en una de las partes de Chile que será fuertemente impactada por el cambio climático. Los datos de presencia fueron obtenidos del mapa Nacional de Vegetación de Chile (conocido como Catastro de Bosque nativo, CONAF *et al*., 1999).

Las variables climáticas se obtuvieron a partir de los patrones regionales PRECIS (del inglés *Regional Providing Climates for Impact Studies*), desarrollado por el Centro Hadley de Reino Unido y con una resolución horizontal de 25 km². PRECIS incluye (i) las variables climáticas actuales

Recuadro 8.4 (cont.)

para 1961–1990 y (ii) dos modelos de clima futuro para el periodo 2071–2100: uno moderado, que considera el escenario MESSRS B2 del IPCC, y otro severo, que considera el escenario MESSRS A2 del IPCC. En este trabajo usamos los modelos de distribución potencial y de cambio climático MESSRS B2.

Los modelos de distribución potencial de las tres especies mostraron en general una alta eficiencia. El valor de AUC para el patrón desarrollado en el escenario presente fue de 0,904 (0,022), y para el escenario B2 fue de 0,917 (0,019). Por lo tanto, pueden ser considerados buenos modelos de distribución actual para generar hipótesis de cambio en escenarios con variación climática.

Los modelos generados para la distribución potencial de las tres especies son muy similares a los de la distribución actual de estas especies. Aunque las variables climáticas usadas en este trabajo corresponden a años anteriores (1961–1990) a los usados para la presencia de las especies (1994–1997), parece que los modelos de distribución potencial derivados a partir de las variables climáticas son adecuados.

Nuestros resultados revelaron que en un escenario futuro ocurrirán cambios en las distribuciónes de las especies modelizadas. Para *A. caven* se observó una reducción en el área total sin cambios en el área de distribución. En el caso de *Q. saponaria*, las previsiones indicaron una reducción de la parte norte de su área de distribución, y para *C. alba* se predice una reducción de su distribución en las parte norte y sur (ver **Figuras 1–3**).

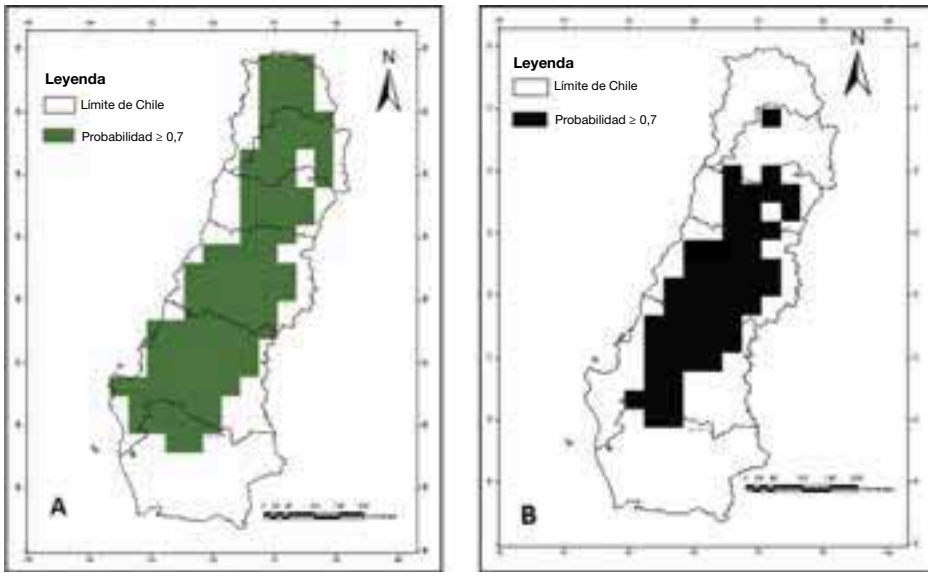


Figura 1. Mapas de la distribución potencial en la actualidad de *Quillaja saponaria* para una probabilidad de ocurrencia mayor de 0,7 (A) y de su distribución potencial usando un modelo de cambio climático B2 (B).

Recuadro 8.4 (cont.)

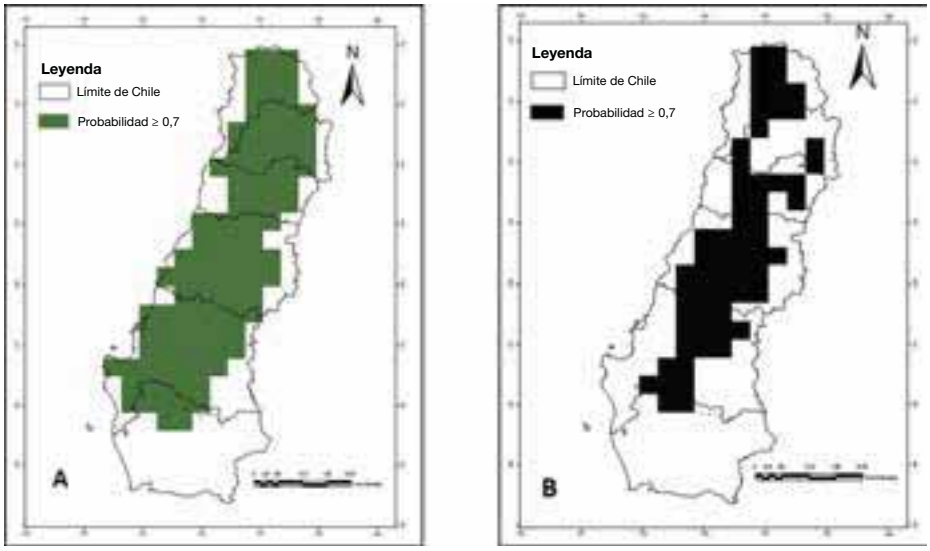


Figura 2 Mapas de la distribución potencial en la actualidad de *Acacia caven* para una probabilidad de ocurrencia mayor de 0,7 (A) y de su distribución potencial usando un modelo de cambio climático B2 (B).

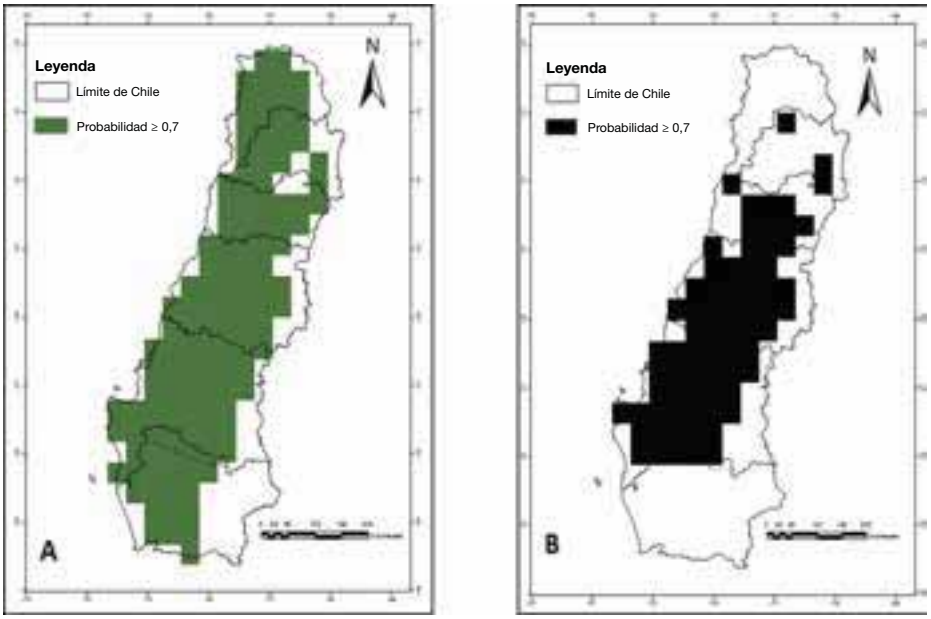


Figura 3 Mapas de la distribución potencial en la actualidad de *Criptocarya alba* para una probabilidad de ocurrencia mayor de 0,7 (A) y de su distribución potencial usando un modelo de cambio climático B2 (B).

Bosque de *Austrocedrus chilensis* hacia el límite occidental de su rango de distribución en Nahuel Huapi, Argentina. Foto: A.C. Newton

Referencias bibliográficas

Aguilar-Jiménez, J.R. 2008. Análisis de los sistemas de producción bovina en la Cuenca del Río El Tablón, en la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Villaflores, Chiapas. Tesis de Máster. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Araya, S. Ávila, G. 1981. Rebrote de arbustos afectados por el fuego en el "Matorral chileno". Anales Museo de Historia Natural Valparaíso 14: 107–113.

Armesto, J.J., Gutierrez, J. 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile central. Anales Museo de Historia Natural Valparaíso 11: 43–48.

Bianchi, A.R., Elena, H., Volante, J. 2008. SIG climático del NOA. INTA-Salta.

Blundo, C., Malizia, L. 2009. Impacto del aprovechamiento forestal en la estructura y diversidad de la selva pedemontana. En: Brown, A.D., Blendinger, P.G., Lomáscolo, T., García Bes, P. (eds.), Selva pedemontana de las Yungas, historia natural ecología y manejo de un ecosistema en peligro.ProYungas, Argentina: pp. 387–406.

Brown, A.D. 2009. Las Selvas Pedemontanas de las Yungas: manejo sustentable y conservación de la biodiversidad de un ecosistema prioritario del noroeste argentino. En: Brown, A.D., Blendinger, P.G., Lomáscolo, T., García Bes, P. (eds.), Selva pedemontana de las Yungas, historia natural ecología y manejo de un ecosistema en peligro: pp. 13–36.

Brown, A.D., Malizia, L. 2004. Las Selvas Pedemontanas de las Yungas: en el umbral de la extinción. Ciencia Hoy 14 (83), 52–63.

Brown, A.D., Pacheco, S., Lomáscolo, T., Malizia, L. 2006. Situación ambiental en los bosques andinos yungueños. En: Brown, A., Martinez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (eds), La Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina: pp. 53–71.

Bugmann, H. 2001. A review of forest gap models. Climatic Change, 51(3–4): 259–305.

Cantarello, E., Newton, A.C., Hill, R.A., Tejedor-Garavito, N., Williams-Linera, G., López-Barrera, F., Manson, R.H., Golicher, D.J. 2011. Simulating the potential for ecological restoration of dryland forests in Mexico under different disturbance regimes. Ecological Modelling 222: 1112–1128.

Challenger, A., Dirzo, R. 2009. Tendencias de cambio de la biodiversidad. En: Sarukhán, J. (ed.), Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.: pp. 37–73.

CONABIO. 2006. Grado de marginación a nivel localidad, 2000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México

CONAF, CONAMA, BIRF, Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Católica de Temuco. 1999. Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Informe Nacional con Variables Ambientales. Santiago, Chile.

CONAF. 2008. Documento Base Reserva de la Biosfera "La Campana – Peñuelas" (Propuesta de Ampliación). Corporación Nacional Forestal. 188pp.

CONAF. 2009. Corporación Nacional Forestal. Estadística Nacional de Incendios. Consultado 9 Dic. 2009. <http://www.conaf.cl>.

Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199: 1302–1310.

Donoso, C. 1995. Bosques Templados de Chile y Argentina. Variación estructura y dinámica. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 483 pp.

Easterling, D.R., Meehl, G.A., Parmesan, C., Changnon, S.A., Karl, T.R., Mearns, L.O. 2009. Climate extremes: observations, modeling and impacts. Science 289: 2068–2074.

Echeverría, C., Coomes, D., 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., Rey-Benayas, J.M., Coomes, D. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape in southern Chile. Global Ecology and Biogeography 16: 426–439.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey, J.M., Lara A., Newton, A. 2006. Rapid fragmentation and deforestation of Chilean Temperate Forests. Biological Conservation 130: 481–494.

Franklin, J., Syphard, A.D., Mladenoff, D.J., He, H.S., Simons, D.K., Martin, R.P., Deutschman, D., O'Leary, J.F. 2001. Simulating the effects of different fire regimes on plant functional groups in Southern California. Ecological Modelling 142: 261–283.

Frelich, L.E., Lorimer, C.G. 1991. A simulation of landscape-level stand dynamics in the northern hardwood region. Journal of Ecology 79: 223–33.

Frelich, L.E., Sugita, S., Reich, P.B., Davis, M.B., Friedman, S.K. 1998. Neighbourhood effect in forests: implication for within patch structure. Journal of Ecology 86: 149–61.

Fundación ProYungas. 2007. Cambio de uso de la tierra en los sectores norte y centro de las Yungas en Argentina y su umbral al chaco (periodo 1975–2005). Informe técnico. Fundación ProYungas, Argentina. 21 pp.

Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres, C.A., Sodhi, N.S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. Ecology Letters 12: 561–582.

Gómez-Gonzalez, S., Cavieres, L.A. 2009. Litter burning does not equally affect seedling emergence of native and alien species of the Mediterranean-type Chilean matorral. International Journal of Wildfire 18(2): 213–221.

Govindasamy, B., Duffy, P.B. Coquard, J. 2003. High-resolution simulations of global climate, part 2: effects of increased greenhouse cases. Climate Dynamics 21: 391–404.

Gordon, J.E., Newton, A.C. 2006a. Efficient floristic inventory for the assessment of tropical tree diversity: A comparative test of four alternative approaches. Forest Ecology and Management 237: 564–573.

Gordon, J.E., Newton, A.C. 2006b. The potential misapplication of rapid plant diversity assessment in tropical conservation. Journal for Nature Conservation 14: 117–126.

Griscom, H.P., Griscom, B.W., Ashton, M.S. 2009. Forest regeneration from pasture in the dry tropics of Panama: effects of cattle, exotic grass, and forested riparia. Restoration Ecology 17: 117–126.

Guariguata, M.R., Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. Forest Ecology and Management 148: 185–206.

Gustafson, E.J., Shifley, S.R., Mladenoff, D.J., Nimerfro, K.K., He, H.S. 2000. Spatial simulation of forest succession and timber harvesting using LANDIS. Canadian Journal of Forest Research 30: 32–43.

Hammond, D.S. 1995. Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture, Chiapas, Mexico. Journal of Tropical Ecology 11(2): 295–313.

He, H.S., Mladenoff, D.J. 1999. Spatially explicit and stochastic simulation of forest-landscape fire disturbance and succession. Ecology 80: 81–99.

Hechenleitner, V.P., Gardner, M.F., Thomas, P.I., Echeverría, C., Escobar, B., Brownless, P., Martínez, C. 2005. Plantas amenazadas del centro-sur de Chile. Distribución, conservación y propagación. Primera Edición. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. 188 pp.

Hernandez-Lopez, A., Ocampo, B., Perez-Perez, J., Pilar-Ibarra, R., Velasquez, N., Vieyra-Sanchez, U. 2005. Diagnostico de la organizacion territorial y formas de accion social en el municipio de Villaflores, Chiapas. Reporte de la practica de campo efectuada durante el periodo del 19 al 24 de Septiembre de 2005. Universidad Autonoma de Chapingo, Chiapas, Mexico. (unpublished).

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 25: 1965–1978.

Holmgren, M., Avilés, R., Sierralta, L., Segura, A.M., Fuentes, E.R. 2000. Why have European herbs so successfully invaded the Chilean matorral? Effects of herbivory, soil nutrients, and fire. Journal of Arid Environments 44: 197–211.

INIFAP y CONABIO. 1995. Mapa edafológico. Escalas 1:250000 y 1:1000000. Instituto Nacional de investigaciones Forestales y Agropecuarias (INIFAP) and Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México.

Instituto Nacional de Ecologia (INE). 1999. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera La Sepultura Mexico. Unidad de Participacion Social, Enlace y Comunicacion, INE. Mexico.

Janzen, D.H. 1988. Tropical dry forests the most endangered major tropical ecosystem. In: Wilson, E.O. (Ed.), Biodiversity. National Academy Press, Washington: pp. 130–137.

Kitzberger, T. 2002. ENSO as a forewarning tool of regional fire occurrence in northern Patagonia, Argentina. International Journal of Wildland Fire 11: 33–39.

Kitzberger, T., Brown, P.M., Heyerdahl, T.W., Veblen, T.T. 2007. Contingent Pacific–Atlantic Ocean influence on multicentury wildfire synchrony over western North America. PNAS 104(2): 543–548.

Kitzberger, T., Veblen, T.T. 1997. Influences of humans and ENSO on fire history of *Austrocedrus chilensis* woodlands in northern Patagonia, Argentina. Ecoscience 4: 508–520.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., Villalba, R. 1997. Climatic influences on fire regimes along a rainforest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. Journal of Biogeography 23: 35–47.

Kitzberger, T., Swetnam, T.W., Veblen, T.T. 2001. Inter-hemispheric synchrony of forest fires and the El Niño-Southern Oscillation. Global Ecology and Biogeography 10. 315–326.

Laboratorio de analisis de informacion geografica y estadistica (LAIGE). 2007. Base de datos y mapas: vegetacion de la reserva de la biosfera. La sepultura, 1975, 1993 y 2000. ECOSUR, Mexico. <http://200.23.34.25/>

Lafon, C.W., Waldron, J.D., Cairns, D.M., Tchakerian, M.D., Coulson, R.N., Klepzig, K.D. 2007. Modelling the effects of fire on the long-term dynamics and restoration of yellow pine and oak forests in the southern Appalachian Mountains. Restoration Ecology 15: 400–411.

Lindenmayer, D., Franklin, J.F. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington, USA.

Liu, J., Ashton, P.S. 1998. FORMOSAIC: an individual-based spatially explicit model for simulating forest dynamics in landscape mosaics. Ecological Modelling 106: 177–200.

Malizia, L., Pacheco, S., Loiselle, B. 2009. Árboles de valor forestal en las Yungas de la Alta Cuenca del río Bermejo. En: Brown, A.D., Blendinger, P.G., Lomáscolo, T., García Bes, P. (eds.), Selva pedemontana de las Yungas, historia natural ecología y manejo de un ecosistema en peligro: pp.105–120.

Mansourian, S., Aldrich, M., Dudley, N. 2005. A way forward: working together toward a vision for restored forest landscapes. En: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.), Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer, New York, NY: pp. 415–423.

Meehl, G.A., Zwiers, F., Evans, J., Knutson, T., Mearns, L.O., Whetton, P. 2000. Trends in extreme weather and climate events: issues related to modeling extremes in projections of future climate change. Bulletin of the American Meteorological Society 81, 3: 427–436.

Mermoz, M., Kitzberger, T., Veblen, T.T. 2005. Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. Ecology 86: 2705–2715.

Miethke, S. 1993. Ecología del Paisaje en Chile Central, y su utilidad en la prevención de desastres ambientales. Ambiente y Desarrollo 9: 65–73.

Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. Journal of Biogeography 33: 491–505.

Mitasova, H., Mitas, L. 1993. Interpolation by regularized spline with tension: I. Theory and implementation. Mathematical Geology 25: 641–655.

Mladenoff, D.J. 2004. LANDIS and forest landscape models. Ecological Modelling 180: 7–19.

Mladenoff, D.J., He, H.S. 1999. Design, behavior and application of LANDIS, an object-orientated model of forest landscape disturbance and succession. En: Mladenoff, D.J., Baker, W.L. (eds.), Spatial Modeling of forest landscape change: approaches and applications. University Press, Cambridge: pp. 125–161.

Mladenoff, D.J., Host, G.E., Boeder, J., Crow, T.R. 1996. LANDIS: a spatial model of forest landscape disturbance, succession and management. En: Goodchild, M.F., Steyaert, L.T., Parks, B.O. (eds.), GIS and Environmental Modeling: Progress and Research Issues. Fort Collins Co: pp. 175–180.

Mooney, H.A., Bullock, S.H., Medina, E. 1995. Introduction. In: Mooney, H.A., Bullock, S.H., Medina, E. (eds), Seasonally forests dry tropical. Cambridge University Press, Cambridge.

Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853–858.

Neteler, M., Mitasova, H. 2008. Open Source GIS: A GRASS GIS Approach. 3rd Edition. Springer, New York.

Newton, A.C. 2007a. Forest ecology and conservation. A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford.

Newton A.C. (ed.). 2007b. Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes. The forests of montane Mexico and temperate South America. CABI Publishing, Wallingford, Oxford, UK.

Newton, A.C., Cayuela, L., Echeverría, C., Armesto J.J., Del Castillo, R.F., Golicher, D., Geneletti, D., Gonzalez-Espinosa, M., Huth, A., López-Barrera, F., Malizia, L., Manson, R., Premoli, A., Ramírez-Marcial, N., Rey Benayas, J., Rüger, N., Smith-Ramírez C., Williams-Linera, G. 2009a. Toward integrated analysis of human impacts on forest biodiversity: lessons from Latin America. *Ecology and Society* 14(2): 2. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art2/

Newton, A.C., Hill, R., Echeverría, C., Golicher, D., Rey Benayas, J.M., Cayuela, L., Hinsley, S. 2009b. Remote sensing and the future of landscape ecology. Progress in Physical Geography 33: 528–546.

Newton, A.C., Echeverría, C., Cantarello, E., Bolados, G., Birch, J. 2010. Impacts of human disturbances on the dynamics of a dryland forest landscape. Biological Conservation. En prensa.

Olson, D.M., Dinerstein, E., Abell, R., Allnutt, T., Carpenter, C., McClenachan, L., D'Amico, J., Hurley, P., Kassem, K., Strand, H., Taye, M., Thieme, M. 2000. The Global 200: a Representation Approach to Conserving the Earth's Distinctive Ecoregions. Conservation Science Program, World Wildlife Fund-US, Washington.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modelling of species geographic dstributions. Ecological Modelling 190: 231–259.

Phillips, S.J., Dudik, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 31: 161–175.

Powers, J.S., Becknell, J.M., Irving, J., Pèrez-Aviles, D. 2009. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. Forest Ecology and Management 258: 959–970.

Prado, D. 1995. La selva pedemontana: contexto regional y lista florística de un ecosistema en peligro. En: Brown A.D. Graun, H.R. (eds.), Investigación, Conservación y Desarrollo en las Selvas Subtropicales de Montaña: pp. 19–52.

Rigollier, C., Bauer, O., Wald, L. 2000. On the clear sky model of the ESRA – European Solar Radiation Atlas – with respect to the Heliosat method. Solar energy 68: 33–48.

Sampaio, A.B., Holl, K.D., Scariot, A. 2007. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? Restoration Ecology 15: 462–471.

Sheller, M., Domingo, J.B. 2009. LANDIS-II Base Fire v2.1, Extension User Guide. University of Winsconsin-Madison. <http://www.landis-ii.org/>

Scheller, R.M., Domingo, J.B., Sturtevant, B.R., Williams, J.S., Rudy, A., Gustafson, E.J., Mladenoff, D.J. 2007. Design, development, and application of LANDIS-II, a spatial landscape simulation model with flexible temporal and spatial resolution. Ecological Modelling 201: 409–419.

Scheller, R.M., Mladenoff, D.J., Thomas, R.C., Sickley, T.A. 2005. Simulating the effects of fire reintroduction versus continued fire absence on forest composition and landscape structure in the Boundary Waters Canoe Area, northern Minnesota, USA. Ecosystems 8: 396–411.

Schulz, J.J., Cayuela, L., Echeverría, C., Salas, J., Rey Benayas, J.M. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). Applied Geography 30(3): 436–447.

Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B. 2002. Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Island Press: 867pp.

Shugart, H.H. 1984. A theory of Forest Dynamics: the Ecological Emplications of Forest Succession Models. Springer-Verlag, NY.

Shugart, H.H., West, D.C. 1980. Forest succession models. BioScience 30: 308–313.

Stockwell, D.R.B., Peters, D.P. 1999. The GARP modelling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. International Journal of Geographic Information Systems 13: 143–158.

Swanson, M.E. 2009. Modeling the effects of alternative management strategies on forest carbon in the Nothofagus forests of Tierra del Fuego, Chile. Forest Ecology and Management 257: 1740–1750.

Syphard, A.D., Yang, J., Franklin, J., He, H.S., Keeley, J.E. 2007. Calibrating a forest landscape model to simulate frequent fire in Mediterranean-type shrublands. Environmental Modelling & Software 22: 1641–1653.

Tejedor, N. 2007. Preliminary assessment of the structure and composition of Chiapas' dry forest in response to anthropogenic disturbance. MSc thesis. School of Conservation Sciences, Bournemouth University, Poole.

Veblen, T.T., Kitzberger, T., Villalba, R., Donnegan, J. 1999. Fire history in northern Patagonia: The roles of humans and climatic variation. Ecological Monographs 69: 47–67.

Veblen, T.T., Kitzberger, T., Raffaele, E., Mermoz, M., González, M.E., Sibold, J.S., Holz, A. 2008. The historical range of variability of fires in the Andean–Patagonian Nothofagus forest region. International Journal of Wildland Fire 17(6): 724–741.

Vieira, D.L.M., Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. Restoration Ecology 14: 11–20.

Wang, X.G., He, H.S., Li, X.Z., Hu, Y.M. 2006. Assessing the cumulative effects of postfire management on forest landscape dynamics in northeastern China. Canadian Journal of Forest Research 36: 1992–2002.

Williams-Linera, G., Lorea, F. 2009. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. Biodiversity and Conservation 18: 3269–3293.

Wilson, K., Newton, A., Echeverría, C., Weston, C., Burgman, M. 2005. A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. Biological Conservation 122: 9–21.

9 IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA RESTAURACIÓN DE BOSQUES SECOS

D. Geneletti, F. Orsi, E. Ianni, A.C. Newton

Introducción

Una pregunta crítica sobre la conservación de la naturaleza es ¿Dónde actuar primero? Esta pregunta está principalmente relacionada con una preocupación de tipo económico. Dado que los recursos financieros son limitados, la conservación debería centrarse en áreas donde se produzcan los mayores beneficios. El problema de la asignación de prioridades ha sido abordado de diferentes maneras (Mittermeier *et al*., 1998; Roberts *et al*., 2002). Por ejemplo, un *hotspot* de biodiversidad se define como un área con una concentración excepcional de endemismos y con altas tasas de pérdida de hábitat, y puede ser visto como una zona prioritaria donde conservar la mayor cantidad de especies al menor coste (Myers *et al*., 2000). Alternativamente, otras características tales como la riqueza de especies, los endemismos, los fenómenos ecológicos inusuales o evolutivos y la rareza del hábitat, han sido utilizadas a escala mundial para identificar ecorregiones, que podrían ser consideradas como zonas prioritarias para la conservación (Olson y Dinerstein, 2002). La investigación sobre el establecimiento de zonas prioritarias para la conservación ha estado principalmente centrada en el diseño de redes de áreas protegidas, que puede ser llevado a cabo mediante el análisis de la vulnerabilidad relativa que tienen diferentes áreas frente a las amenazas o presiones medioambientales (Wilson *et al*., 2005).

El establecimiento de prioridades ha recibido poca atención en el contexto específico de la restauración forestal. En este contexto, la identificación de áreas prioritarias para llevar a cabo la reforestación depende de los objetivos de la intervención que, a menudo, son múltiples y de diferente naturaleza: mejorar la biodiversidad, proporcionar a las comunidades locales beneficios financieros y medios de vida, etc. (Lamb y Gilmour, 2003; Mansourian *et al*., 2005). Los diferentes objetivos implican que la selección de sitios y las acciones de restauración deben ser diferentes. Además, la selección de prioridades requiere, antes de la comparación de posibles sitios, su identificación real y diseño. Estas cuestiones exigen el uso de métodos capaces de integrar distintos tipos de variables, con diferentes niveles de precisión espacial, y de atender los compromisos implicados en la decisión explícita. Este capítulo examina estos métodos, con especial referencia a las técnicas espaciales de evaluación multicriterio, y explora su aplicación práctica en la planificación de la restauración de los paisajes forestales de zonas áridas.

Evaluación multicriterio (EMC)

Las técnicas de evaluación multicriterio (EMC) apoyan la solución de un problema de decisión evaluando las alternativas desde diferentes perspectivas, y analizando su robustez con respecto a la incertidumbre. Un rasgo característico de los métodos multicriterio es que

la evaluación se basa en una serie de criterios expresamente formulados, es decir, un 'juicio de criterios', que indican el desempeño de alternativas con respecto al número de objetivos. Estos criterios, que generalmente están representados por una gran diferencia mutua en su naturaleza, están expresados por unidades apropiadas de medida. La naturaleza de las EMC hace que sean particularmente adecuadas para la toma de decisiones ambientales y sobre los recursos naturales. Este tipo de problemas de decisión implica objetivos y criterios múltiples, que generalmente no son evaluables y a menudo son conflictivos.

A continuación se proporciona una breve descripción de los pasos operativos típicos requeridos para llevar a cabo una EMC para apoyar los problemas de decisión. En Beinat y Nijkamp (1998) pueden encontrarse descripciones completas, así como ejemplos de aplicaciones de EMC en el manejo ambiental y la planificación del uso del suelo. El punto de partida de una EMC es la creación de una matriz de evaluación que contenga las alternativas posibles, y los criterios respecto a los cuales tienen que ser evaluadas. En el caso de problemas de decisión relacionados con la priorización de las intervenciones de restauración, las alternativas están generalmente representadas por diferentes áreas o sitios. Las puntuaciones de los criterios consisten en medidas expresadas por diferentes escalas o unidades (unidades monetarias, unidades físicas, etc.). Con el fin de que las puntuaciones puedan ser relacionadas con el grado de 'conveniencia' de las alternativas analizadas, éstas necesitan ser transformadas desde sus unidades originales a una escala de valores. Este es el papel de la evaluación del valor, mediante la cual las puntuaciones de los criterios pierden su dimensión, y pasan a convertirse en una expresión de la consecución de los objetivos de la evaluación. Esta operación se realiza mediante la generación de una función de valor, es decir, una curva que expresa la relación entre las puntuaciones de los criterios y el valor de las puntuaciones correspondientes (Beinat, 1997; Geneletti, 2005).

Los diferentes criterios de evaluación generalmente se caracterizan por diferentes niveles de importancia, los cuales necesitan ser incluidos en la evaluación. Esto se hace mediante la asignación de un peso a cada criterio. Un peso puede ser definido como un valor asignado a un criterio, el cual indica su importancia relativa en relación con los demás criterios en cuestión (Malczewski, 1999). En Herwijnen (1999) puede consultarse un estudio de los métodos desarrollados para apoyar la asignación de pesos. Una vez que los pesos son asignados a cada criterio, puede llevarse a cabo la agrupación. Ésta se hace utilizando una regla de decisión que dicta la mejor manera de ordenar las alternativas, basándose en los datos de las alternativas (puntuación del criterio), y en las preferencias de los que toman las decisiones (evaluación de criterio y los pesos). La regla de decisión más ampliamente aceptada es la combinación lineal ponderada. Se calcula una puntuación total para cada alternativa, primero multiplicando las puntuaciones de los criterios por su peso adecuado y después sumando las puntuaciones ponderadas para todos los criterios. Otro método popular es el 'análisis de concordancia' (Roy, 1985), que evalúa la clasificación mediante la comparación por pares de las alternativas. El último paso en el procedimiento consiste en el análisis de sensibilidad. Su objetivo es determinar la robustez de la clasificación respecto a las incertidumbres en los pesos asignados, funciones de valor y puntuaciones, así como a los cambios en los métodos de agrupación (ver ejemplos en Geneletti *et al*., 2003). La información disponible para la toma de decisiones es a menudo incierta e imprecisa, debido a errores en las medidas y a errores conceptuales. El análisis de sensibilidad considera cómo, y cuánto, estos errores afectan a los resultados finales de la evaluación.

***Ejido* Los Ángeles, Reserva de la Biosfera de La Sepultura, Chiapas, México. Foto: N.E. Taylor-Aquino**

Producción de milpa, Reserva de la Biosfera de La Sepultura, Chiapas, México. Foto: N.E. Taylor-Aquino

Una EMC espacial para identificar prioridades de restauración forestal

La selección de prioridades de restauración forestal, es un problema complejo de planificación del uso de la tierra que incluye la recopilación y el procesamiento de la información relacionada con aspectos ambientales, socioeconómicos y operativos. La naturaleza espacial del problema hace necesario el uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) para manejar, de manera sencilla, los datos georeferenciados. Una EMC en un ambiente SIG (o evaluación multicriterio espacial) es un procedimiento que sirve para identificar y comparar soluciones a un problema espacial, basado en la combinación de múltiples factores que pueden ser, al menos parcialmente, representados por mapas (Malczewski, 1999; Geneletti, 2010). Este método aprovecha tanto la capacidad de los SIG para manejar y procesar la información espacial, como la flexibilidad de las EMC para combinar la información que se atiene a los hechos (por ej. tipo de bosque, pendiente, infraestructura) con la información basada en el valor (por ej. la opinión de los expertos y las partes interesadas, encuestas participativas). Es esencial tener en cuenta tanto los elementos técnicos como los valores y percepciones de las personas, para lograr un consenso en torno a una decisión, reducir los conflictos y, por lo tanto, allanar el camino para que las intervenciones de restauración forestal tengan éxito.

EMC y SIG pueden acoplarse para proporcionar apoyo a las decisiones espaciales, tal como se ha demostrado en diferentes aplicaciones relacionadas con la conservación de la naturaleza, la planificación ambiental y el manejo forestal (Store y Kangas, 2001; Ceballos-Silva y López-Blanco, 2003). En los siguientes estudios de priorización se han aplicado EMC basadas en SIG: así, Bojórquez-Tapia *et al.* (2004) consideraron prioridades de conservación para diseñar un Parque Nacional en México, Geneletti (2004) clasificó remanentes de bosque según su prioridad para la conservación, Cipollini *et al.* (2005) modelaron el conocimiento experto para priorizar el manejo de las praderas calizas y Marjokorpi y Otsamo (2006) propusieron una metodología para encontrar prioridades de rehabilitación a escala de paisaje.

Las siguientes secciones exploran algunos de los temas más críticos relacionados con la aplicación de la EMC espacial en la selección de prioridades para la restauración forestal, en concreto:

- la identificación de criterios adecuados e indicadores para guiar los procesos de priorización;
- la participación de expertos y de las partes interesadas, y la inclusión de sus valoraciones y perspectivas en la evaluación;
- el desarrollo y la aplicación de las técnicas apropiadas para agregar criterios espaciales, identificar las opciones de restauración y realizar análisis de sensibilidad sobre los resultados.

Estas cuestiones se ilustran con estudios de caso llevados a cabo en zonas secas de América Latina.

Selección de criterios e indicadores

En las últimas dos décadas se han aplicado diferentes grupos de criterios e indicadores (C&I) en el sector forestal, y particularmente en el marco del Manejo Forestal Sostenible (Stork *et al*., 1997; Mendoza y Prabhu, 2003; Wijewardana, 2008). Los C&I han sido desarrollados en el contexto de una serie de iniciativas internacionales, incluyendo la ITTO, el Proceso Paneuropeo (o de 'Helsinki'), el Proceso de Montreal y los Procesos Tarapoto, Lepaterique, cercano Oriente, zona seca de Asia y zona seca de África (Newton, 2007). Sin embargo, sólo existen algunos ejemplos de grupos de criterios específicamente diseñados para la identificación de prioridades de restauración forestal. En este sentido, ha habido algunos intentos de definir criterios de priorización a escala mundial y regional (WCMC, 2000; Newton y Kapos, 2003), mientras que a nivel más local, los estudios que juntan análisis de decisión y SIG proponen grupos limitados de criterios específicos para cada caso (Cipollini *et al*., 2005; Marjokorpi y Otsamo, 2006).

Actualmente no existe una lista de criterios que los profesionales de la restauración puedan consultar y aplicar en la práctica. Por lo tanto, se necesitan C&I apropiados para priorizar las acciones de restauración forestal a escala de paisaje, y que sean fácilmente aplicables en diferentes contextos. Con la finalidad de ser útiles para la identificación de lugares prioritarios para la restauración, los C&I deberían ser capaces de capturar la variabilidad espacial, dado que los planes de manejo forestal son espacialmente explícitos, y generalmente se desarrollan e implementan usando un SIG (Kangas *et al*., 2000).

Nuestra investigación sobre la selección de prioridades de restauración consideró simultáneamente áreas donde la restauración es necesaria (por ej. debido a la presencia de especies endémicas o amenazas) y áreas donde la restauración es probable que tenga éxito (por ej. debido a las condiciones del suelo). Esto sugiere que los C&I deberían pertenecer principalmente a dos grupos: aquellos referidos a la necesidad de restaurar la biodiversidad (B) y aquellos referidos a la viabilidad de las intervenciones de restauración (F) (Orsi y Geneletti, 2010). Se espera que el primer grupo de C&I defina dónde es más urgente la restauración para la conservación de la biodiversidad. La restauración de estas áreas debería ayudar a conservar los hábitats (por ej. sitios de alta biodiversidad) y las estructuras ecológicas que ayudan a mantener la conectividad del paisaje (por ej. los corredores biológicos). Por otro lado, el segundo grupo tiene por objetivo proporcionar información acerca de la 'restaurabilidad' de la tierra (Miller y Hobbs, 2007), es decir, el coste ecológico de lograr los objetivos de restauración de manera exitosa. En este trabajo se ha adoptado esta lógica para desarrollar una lista de C&I que puedan ser usados en la identificación de las prioridades de restauración. El término 'criterio' (C) se usa para referirse al concepto general (por ej. fragmentación del bosque nativo), mientras que el término 'indicador' (I) se usa para referirse a una forma operativa de expresar o medir un criterio (por ej. densidad de bordes, densidad de parches). Ambas definiciones son consistentes con los procesos C&I de manejo forestal sostenible, como el Proceso de Montreal (1995).

Identificando C&I mediante una encuesta Delphi

El valor del conocimiento experto para el manejo de los recursos naturales está ampliamente reconocido: éste permite a los gestores tomar decisiones cuando el conocimiento sobre la base de observaciones objetivas no está disponible (Kangas y Leskinen, 2005; Geneletti, 2008). La encuesta Delphi es una técnica para obtener opinión de expertos, que ha sido ampliamente aplicada a la conservación y el manejo de los recursos naturales (MacMillan y Marshall, 2006). Las encuestas Delphi tienen por objetivo solicitar el asesoramiento de un panel de expertos, y siempre que sea posible llegar a un consenso. Este enfoque se basa en cuestionarios escritos que los expertos deben responder de forma anónima. Después, todas las respuestas son resumidas y devueltas de nuevo a los expertos, quienes tienen la oportunidad de revisar sus juicios.

Con el fin de obtener una lista consensuada de C&I para priorizar las áreas de restauración forestal, presentamos aquí los resultados de una encuesta Delphi (completamente descrita en Orsi *et al.,* 2011) llevada a cabo con un grupo amplio de expertos forestales, que se centró en un objetivo de restauración específico: la conservación de la biodiversidad. Se identificaron 120 expertos (de los cuales 37 completaron la encuesta) basándose en tres criterios: el conocimiento personal, la revisión de la literatura y la revisión de bases de datos del proyecto. En la primera ronda se les pidió a los participantes que elaboraran listas preliminares de C&I. Los resultados fueron procesados mediante la agrupación de los criterios que eran similares. Los criterios definidos por palabras similares o sinónimos fueron agrupados. Posteriormente se llevo a cabo otra agrupación juntando aquellos criterios que, aunque definidos por palabras no sinonímicas, tenían el mismo significado según los comentarios proporcionados por los expertos. Los criterios o indicadores que no cumplían con las definiciones proporcionadas fueron eliminados. Este proceso dio lugar a la identificación de 20 criterios para el factor B y 10 para el factor F (ver Anexo I). El número de indicadores asociados con cada criterio varió de uno a 18.

En la segunda ronda, los criterios revisados y la lista de indicadores fueron presentados a los participantes, y se les pidió que seleccionaran hasta ocho criterios por cada uno de los factores B y F, y un máximo de tres indicadores de cada criterio. Los resultados fueron procesados mediante la eliminación de las redundancias, y eligiendo sólo los criterios más seleccionados mediante el corte por umbrales. Las tablas 9.1 y 9.2 muestran los criterios e indicadores seleccionados, junto con la tasa de citación intracriterio, es decir, el porcentaje de encuestados que seleccionaron ese indicador específico entre los encuestados que seleccionaron el criterio relacionado. De media, cada criterio estuvo relacionado con 11 indicadores. Los 'corredores de conectividad' y la 'degradación (B)' presentaron el menor número de indicadores (6), mientras que la 'diversidad (a nivel de especie)' presentó el mayor (17). La tasa de citas fue muy variable en cada criterio. Sólo cuatro indicadores fueron seleccionados por al menos un 70% de los expertos: el cambio en el uso del suelo, los vínculos entre la unidad de hábitat, la diversidad estructural del paisaje y la cantidad de vegetación remanente.

Tabla 9.1 Indicadores del factor B seleccionados por los expertos. La tasa de citas es el porcentaje de encuestados que seleccionaron un indicador especifico entre todos los que seleccionaron el criterio relacionado. Tomado de Orsi *et al.* (2011).

Criterios	Indicadores	Citación (%)
Corredores-conectividad	Vínculos entre las unidades de hábitat	70,59
	Presencia o ausencia de áreas silvestres conectadas con el área de restauración	52,94
	Cantidad de hábitat interior dentro de una unidad	47,06
	Distancia a sitios protegidos	29,41
	Longitud del corredor	23,53
	Anchura del corredor	23,53
Degradación	Cambio en el uso del suelo	89,47
	Tasa de deforestación	47,37
	Frecuencia de incendios	36,84
	Erosión del suelo	36,84
	Densidad de carreteras	21,05
	Índices de contaminación	5,26
Perturbación	Clasificación de la perturbación	65,22
	Nº de personas que dependen del ecosistema	47,83
	Área del tipo de vegetación tras una perturbación/área del tipo de vegetación antes de la perturbación	43,48
	Cantidad de área talada	21,74
	% de especies invasoras	21,74
	Nº de personas viviendo en el ecosistema	13,04
	Clasificación del Tipo de Perturbación Natural (TPN)	13,04
	% de área agrícola	13,04
	% de área poblada	13,04
	Área/perímetro	8,70
	Distancia a las carreteras	8,70
	Densidad de carreteras	8,70
	% de área talada por clase de pendiente	4,35
Diversidad (nivel ecosistema/nivel paisaje)	Diversidad estructural del paisaje	70,00
	Diversidad funcional del paisaje	60,00
	Cobertura del dosel	40,00
	Presencia o ausencia de ecosistemas diversos a escala de paisaje	30,00
	Diversidad de suelos	20,00
	Presencia o ausencia de agua	20,00
	Variación altitudinal	15,00
	Cantidad de árboles caducifolios	10,00
	Cantidad de madera muerta	5,00
	Variación del azimut	5,00
	Calidad de la madera muerta	5,00
Diversidad (nivel de especie)	Nº de especies endémicas	57,89
	Diversidad beta	52,63
	Nº de especies clave perdidas	47,37
	Riqueza de especies	47,37
	Nº de especies clave	42,11
	Nº de tipos de vegetación principales	26,32
	Abundancia	10,53
	Edad	10,53
	Densidad forestal	10,53
	Nº de especies nativas / Nº de especies exóticas	10,53
	Equitatividad	5,26
	Índice alpha de Fisher	5,26
	Nº de pájaros	5,26
	Nº de interacciones entre especies	5,26
	Nº de especies TER	5,26
	Diversidad de Shannon	5,26
	% vivo / muerto	5,26

Tabla 9.2 Indicadores del factor F seleccionados por los expertos. La tasa de citas es el porcentaje de encuestados que seleccionaron un indicador específico entre todos los que seleccionaron el criterio relacionado. Tomado de Orsi *et al.* (2011).

Criterios	Indicadores	Citación (%)
Degradación	Cantidad de vegetación remanente	76,47
	Erosión del suelo superficial	47,06
	Cantidad de árboles maduros	41,18
	Compactación	35,29
	Nº de especies de árboles remanentes	35,29
	Riqueza de especies	29,41
	Cantidad de dispersores de semillas	17,65
	Nº de especies pioneras	17,65
	Fertilidad del suelo	17,65
	Agotamiento de nutrientes	11,76
Perturbación	Uso del suelo	59,09
	Frecuencia de incendios	45,45
	Cantidad de herbívoros	40,91
	Personas/km^2	36,36
	Datos de ganado doméstico	22,73
	Presencia o ausencia de especies invasoras	22,73
	Capacidad de regeneración de las especies invasoras	22,73
	Densidad de carreteras	22,73
	Nº de especies invasoras	9,09
	Presencia o ausencia de plagas o enfermedades en la región	9,09
	Presencia o ausencia de malas hierbas	4,55
	Tipo de ganado	4,55
Potencial de regeneración natural	Capacidad de supervivencia	45,00
	Distancia al bosque natural	40,00
	Potencial de crecimiento	30,00
	Presencia o ausencia de corredores biológicos	25,00
	Distancia a las fuentes de semillas	20,00
	Presencia o ausencia de estructuras bióticas mínimas	20,00
	Densidad de plántulas	20,00
	Nº de semillas de árboles y arbustos	15,00
	Presencia o ausencia de variedades genéticas únicas	15,00
	Rizomas y material radicular	15,00
	Distancia a áreas protegidas	10,00
	Nº de pájaros	10,00
	Síndromes de clasificación de las unidades del paisaje	5,00

Este estudio proporcionó listas completas de C&I (Anexo I), así como subconjuntos más pequeños (**Tabla 9.1** y **9.2**), que pueden ser usados como referencia en los estudios dirigidos a la selección de prioridades de restauración forestal para la conservación de la biodiversidad. En las fases posteriores del estudio de prioridades, los expertos y las partes interesadas pueden proporcionar una contribución adicional al evaluar la importancia o peso relativo de cada criterio (**Recuadro 9.1**). Los profesionales pueden consultar estas listas para seleccionar, caso por caso, los C&I más adecuados en función de las características del área de estudio y otros factores fundamentales, como la escala y el propósito específico de la intervención de restauración, y la disponibilidad de datos. Además, las variables socioeconómicas, como el coste de la intervención y la voluntad de la población local, es probable que sean incluidos en el análisis, a fin de complementar los criterios ecológicos que se presentan aquí. La siguiente sección presenta un ejemplo de cómo las partes interesadas pueden participar en la selección de un conjunto amplio de criterios para la identificación de áreas de restauración forestal.

Recuadro 9.1 Evaluación ponderada de los criterios de restauración forestal mediante entrevistas a expertos en la Región Mixteca Alta, México

D. Uribe-Villavicencio, D. Geneletti, F. Orsi, R. F. del Castillo

La opinión de los expertos puede proporcionar información valiosa sobre cómo evaluar y ponderar los criterios para la priorización de los sitios de restauración. Como ejemplo, presentamos un estudio realizado en la región Mixteca Alta en Oaxaca (México). El área abarca tres zonas biogeográficas: la cuenca de las Balsas con bosque tropical seco, La Sierra Madre del Sur con bosque de pino-encino y el Tehuacán con matorral xerofítico. El humano ha estado viviendo aquí durante unos 10.000 años, y en toda la región es posible encontrar asentamientos humanos pequeños y dispersos. La mayoría de las comunidades son indígenas y están muy marginadas. La agricultura y los pastizales constituyen la principal actividad económica y una seria amenaza para los bosques.

Se seleccionaron diez criterios de priorización basándose en la facilidad del cálculo, la variabilidad significativa en el área de estudio y el carácter espacial. Estos criterios se clasificaron en criterios ecológicos (distancia a los ríos, riesgo de erosión, distancia al bosque, pendiente, insolación) y criterios socioeconómicos (densidad poblacional, distancia a los asentamientos humanos, índice de marginalización, distancia a las carreteras, distancia a los campos agrícolas). Cada uno de estos criterios puede tener una importancia relativa diferente, y sus posibles puntuaciones pueden ser interpretadas de manera diferente respecto al objetivo de priorización.

Con el fin de abordar estas cuestiones, se entrevistaron a 28 personas con diferente experiencia en ecología forestal. Para cada criterio, se les pidió que proporcionaran un peso que representara su importancia relativa (1 = muy importante, 2 = importante, 3 = importancia media, 4 = poco importante, 5 = no relevante) y una evaluación superficial (1 = cuanto más baja es la puntuación mayor es la prioridad, 2 = cuanto más intermedia es la puntuación, mayor es la prioridad, y 3 = cuanto más alta es la puntuación mayor es la prioridad). La **Figura 1** resume los resultados de las entrevistas respecto a las ponderaciones. La 'distancia al bosque' y la 'pendiente' fueron identificadas como los criterios más importantes. Los expertos asignaron mayores prioridades de restauración (es decir, mayor conveniencia) a aquellas áreas expuestas al sol, cerca de bosques y ríos, lejos de asentamientos humanos, carreteras y campos agrícolas, con pendiente moderada y baja densidad poblacional.

Mediante técnicas básicas de SIG se generó un mapa para cada uno de los 10 criterios mencionados arriba. Tras esto, sus valores fueron convertidos a un intervalo común 0–1 según las evaluaciones de los expertos (0 = la menor conveniencia; 1 = la mayor conveniencia). Los mapas obtenidos fueron sumados mediante una combinación lineal ponderada, introduciendo los pesos propuestos por los expertos, para obtener un mapa de idoneidad final. Se generaron 28 mapas, variando la evaluación y los pesos según las opiniones de los expertos. Los sitios prioritarios fueron identificados mediante la introducción de un umbral de idoneidad y eliminando los parches menores de 5 km^2 (insignificantes a esta escala). Se obtuvo un mapa final mediante la combinación de los 28 mapas.

Este estudio muestra una manera efectiva de involucrar a los expertos en la evaluación de los criterios de priorización, y también pone de relevancia la incertidumbre que afecta a estas evaluaciones. En este sentido, la participación de las partes interesadas y las reuniones con las comunidades locales pueden sugerir si un plan de restauración es tan bueno en el sitio como parece en el mapa.

Recuadro 9.1 (cont.)

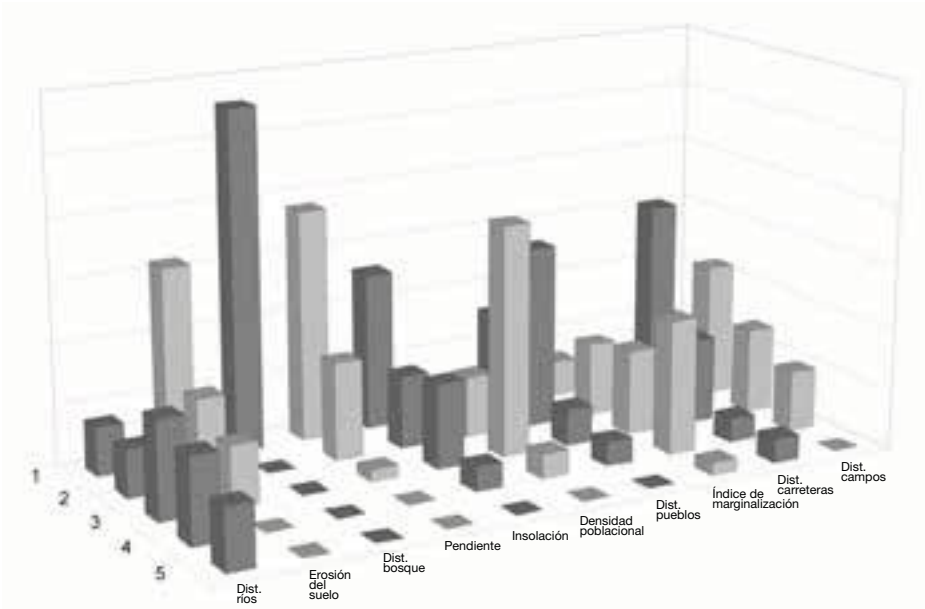


Figura 1 Histograma que resume la opinión experta sobre las ponderaciones. La opinión de los 28 expertos de cada criterio (representado por un color diferente) está indicada por cinco columnas, según las cinco clases de importancia (1 = muy importante, 2 = importante, 3 = importancia media, 4 = poco importante, 5 = no relevante). La 'distancia al bosque' y la 'pendiente' son los criterios más importantes, tal como se muestra por la altura de las barras en la primera clase.

Participación de las partes interesadas: un estudio en el norte de Argentina

El análisis de las partes interesadas es un enfoque para comprender un sistema mediante la identificación de los actores clave y la evaluación de los intereses respectivos que tienen en ese sistema (Grimble y Chan, 1995). Renard (2004) define el análisis de las partes interesadas como un ejercicio centrado y bien planificado, que tiene la finalidad de responder preguntas que son directamente relevantes y útiles para el proceso de planificación y manejo. El análisis de las partes interesadas ha sido aplicado a diferentes campos de estudio, incluyendo el manejo de negocios, las relaciones internacionales, el desarrollo de políticas, la investigación participativa y, cada vez más frecuentemente, el manejo de los recursos naturales. La incorporación de los diferentes valores y preocupaciones de las partes interesadas es un factor crítico en la restauración forestal. En las últimas décadas, el foco del manejo forestal se ha ido ampliado de forma gradual, desde el manejo sostenible de la producción maderera al manejo sostenible de los ecosistemas forestales. Esto ha ocurrido debido al, cada vez, mayor reconocimiento de los valores forestales más allá de los valores comunes de la madera, como por ejemplo son el valor de los productos no madereros y el de los servicios ecosistémicos

Los programas de restauración solo pueden tener éxito con la participación activa de la población local. La foto muestra un taller local sobre las prácticas de restauración, llevado a cabo en Yanhuitlán en la Región de la Mixteca Alta, Oaxaca, México. Foto: R.F. del Castillo

Reserva de la Biosfera de La Sepultura, Chiapas, México. Foto: N. Tejedor

(Toman y Ashton, 1996). El manejo forestal también ha cambiado desde el 'manejo por exclusión' al 'manejo por inclusión', reconociendo la necesidad de incorporar en la toma de decisiones las preferencias de los diversos grupos con intereses, como son las comunidades locales, los grupos con intereses medioambientales, la industria forestal y los grupos aborígenes (Buchy y Hoverman, 2000; Sheppard y Meitner, 2005).

La Restauración del Paisaje Forestal (RPF) organiza estos principios en un marco estructurado que también tiene en cuenta los principios más importantes del enfoque ecosistémico (EE): actuar a escala de paisaje, involucrar a las partes interesadas y considerar alternativas (ITTO/IUCN, 2005). En este trabajo, aplicamos los principios del EE y la RPF para identificar las prioridades de restauración forestal en las provincias de Salta y Jujuí, en el noroeste de Argentina, un área cubierta por las Yungas, un extenso sistema de bosques nativos. La protección y restauración del bosque es crucial en el ecosistema de las Yungas, ya que estos bosques están considerados como un *hotspot* de biodiversidad internacional. En el norte de Argentina, la conservación de las Yungas está principalmente amenazada por la expansión de la frontera agrícola. Desde 1998 al 2002, más de 194.000 ha han sido deforestadas en la zona (Gasparri *et al.,* 2004). Este estudio (descrito en detalle por Ianni y Geneletti, 2010) representa el primer intento de aplicar los principios del EE a la restauración forestal a escala de paisaje en la región de las Yungas. Identificamos a los actores sociales que tenían un interés en el manejo del bosque, y los involucramos en sesiones de análisis multicriterio con la finalidad de identificar las áreas prioritarias para las intervenciones de restauración forestal. La combinación de todas las alternativas de interés en el análisis representó el mosaico del paisaje de las Yungas, tal como recomienda el enfoque RPF.

Un enfoque multicriterio participativo

El enfoque se basa en tres pasos:

1. Identificación de los actores sociales que tienen un interés en el manejo forestal del área de estudio;
2. Identificación de las acciones de restauración posibles, y de los criterios para priorizarlas;
3. Comparación y clasificación de las acciones de restauración de acuerdo a las necesidades y expectativas de los actores sociales, usando una evaluación multicriterio (EMC).

Las partes interesadas en las Yungas fueron identificadas como los actores locales que tenían un interés en cada uno de los servicios ecosistémicos proporcionados por el bosque (servicios de producción, regulación y culturales). Estas partes estuvieron representadas por diferentes organizaciones y sectores económicos que trabajaban en los bosques de las Yungas, tal como se muestra en la Tabla 9.3. Sus opiniones fueron recogidas mediante entrevistas semiestructuradas, y después fueron representadas en mapas cognitivos. Un mapa cognitivo une conceptos para formar cadenas, y tiene como objetivo revelar las percepciones individuales de las consecuencias y explicaciones asociadas con los conceptos (Eden y Ackermann, 2004). Özesmi y Özesmi (2004) definieron los mapas cognitivos como modelos cuantitativos que proporcionan la

respuesta a la siguiente cuestión: ¿Qué es, según tu visión y experiencia, la restauración forestal? La **Figura 9.1** muestra el mapa cognitivo que representa la visión de un grupo con interés en la 'industria forestal', que explota el bosque para conseguir madera viable comercialmente. Según este grupo, los bosques no tienen valor intrínseco: el valor de un bosque existe siempre y cuando se le pueda sacar un valor comercial a la madera. Los empresarios forestales usan el término 'enriquecimiento' para indicar la plantación de especies exóticas y nativas en el bosque nativo. (Éstos siempre usan la palabra 'exótica'; nuca usan la palabra 'invasora').

Posteriormente, se llevo a cabo un taller con las partes interesadas, para identificar las opciones de restauración alternativas, así como los criterios a usar en la selección de las opciones más adecuadas. No todas las partes interesadas entrevistadas participaron en el taller, que fue atendido por dos biólogos con amplia experiencia de trabajo en el ecosistema de las Yungas. Los participantes fueron: un economista con experiencia

Tabla 9.3 Las partes interesadas de las Yungas fueron identificadas como los actores locales que tenían interés en cada uno de los servicios ecosistémicos proporcionados por el bosque (servicios de producción, regulación y culturales). Las partes interesadas estuvieron representadas por diferentes organizaciones y sectores económicos que trabajaban en los bosques de las Yungas. Tomado de Ianni y Geneletti (2010).

Recurso	Servicios	Bienes y servicios relacionados	Partes interesadas
Bosque nativo	Producción	Forraje (incluyendo hierba de los pastos)	Comunidades locales Industria forestal Ingenieros forestales Consultores económicos
		Combustible (incluyendo madera y estiércol)	
		Recursos medicinales	
		Madera comercialmente viable	
		Recursos genéticos	
	Regulación	Regulación del gas	Agencias medioambientales Agencias gubernamentales
		Regulación climática	
		Prevención de perturbaciones	
		Regulación del agua	
		Abastecimiento de agua	
		Retención del suelo	
		Formación de suelo	
		Ciclo de nutrientes	
		Polinización	
	Cultural	Hábitat para especies silvestres de animales y plantas	Operadores turísticos basados en las comunidades rurales
		Patrimonio histórico, cultural y religioso	
		Información científica y educativa	
		Oportunidades para la recreación y el turismo	

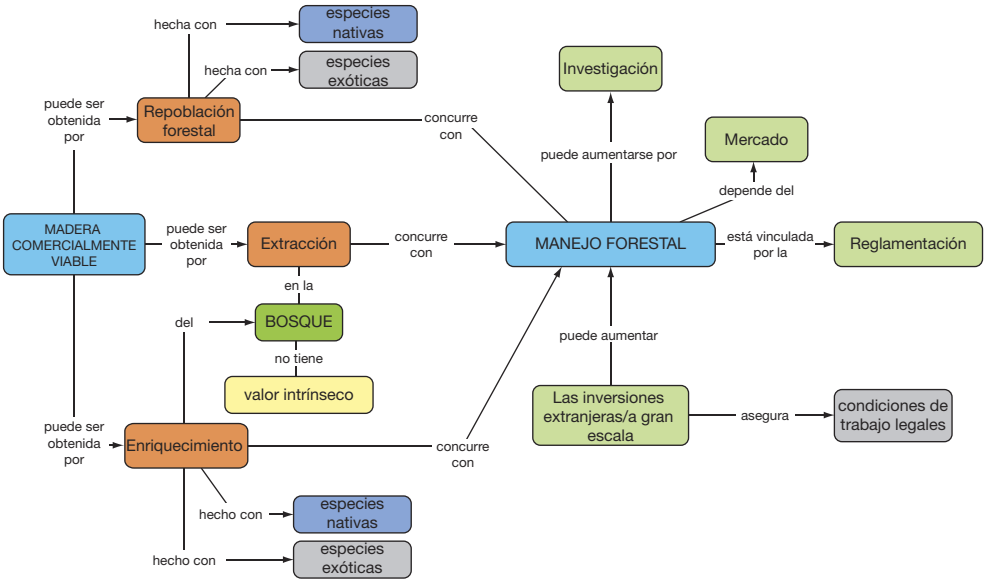


Figura 9.1 Mapa cognitivo del grupo con interés en la industria maderera. De acuerdo con este grupo de interés, los bosques no tienen valor intrínseco: el valor de un bosque existe siempre y cuando se le pueda sacar un valor comercial a la madera. Tomado de Ianni y Geneletti (2010).

en la valoración económica de las plantaciones forestales; el coordinador de la oficina regional de los recursos naturales; un sociólogo con experiencia en el turismo basado en las comunidades rurales; el coordinador de la oficina regional de los derechos indígenas; y un ingeniero que trabajaba como asesor de muchos de los empresarios forestales del área. Las partes interesadas representaron cinco perspectivas muy diferentes respecto a los antecedentes culturales, los intereses y la visión.

Durante el taller, primero se les pidió a las partes interesadas que identificaran acciones de restauración alternativas, es decir, áreas potenciales donde implementar RPF. Se propusieron diez fincas (propiedades derivadas del sistema de posesión español de la tierra) alternativas, que se diferenciaban en relación al manejo, el uso de la tierra, la propiedad de la tierra, y el tamaño. Las fincas pertenecían a las comunidades indígenas (Yaquy, Los Naranjos, Finca Vinalito), la agroindustria (Ledesma), propietarios privados (tierras agrícolas), el estado (Finca Chalicán, Finca Acambuco) y empresas privadas forestales (Finca Fontanelas, Finca Rio Seco, Finca El Pongo). Se seleccionaron veinte criterios que se clasificaron en cuatro grupos: criterios biofísicos, sociales, económicos y políticos. La evaluación de estos criterios fue cualitativa (por ej. ++,--), cuantitativa (por ej. km, pesos/ha) o binaria (si/no), según la disponibilidad de datos. Los criterios cuantitativos fueron clasificados como 'beneficio' (B, a mayor valor, más adecuada es la opción) o 'coste' (C, a menor valor, más adecuada es la opción). La Tabla 9.4 presenta los criterios y sus unidades de medida. Tras la clasificación de los criterios, se les pidió a los participantes que clasificaran los grupos de criterios, así como los criterios dentro de cada grupo, usando una escala cualitativa de tres niveles: cada criterio puede ser (a) igualmente importante, (b) un poco más importante, o (c) mucho más importante que el siguiente en la clasificación.

Tabla 9.4 Se seleccionaron y clasificaron veinte criterios en cuatro grupos: biofísicos, sociales, económicos e institucionales. La evaluación de los criterios fue cualitativa (por ej. ++,--), cuantitativa (por ej. km, pesos/ha) o binaria (Si/No), según la disponibilidad de datos. Los criterios cuantitativos se clasificaron como 'beneficio' (B, a mayor valor, más adecuada es la opción) o 'coste' (C, a menor valor, más adecuada es la opción). Tomado de Ianni y Geneletti (2010).

	Criterios	**Unidad**	**Descripción**
Biofísicos	Reclutamiento forestal (C)	Número de plantas	Número de plantas nuevas por ha (estimación indirecta de la buena salud del bosque)
	Tendencia de degradación	--, ++	Evolución del bosque en ausencia de intervención
	Biodiversidad	0, +++	Valor intrínseco del sitio respecto a la biodiversidad
	Valores ecológicos añadidos	---,+++	Características ecológicas del paisaje que pueden coincidir para conseguir un resultado exitoso
	Conservación del suelo	0,+++	Beneficios adicionales: capacidad de reforestación/ enriquecimiento para conservar o recuperar el suelo
	Disponibilidad de agua (B)	Mm	Medida de la cantidad de precipitación
Sociales	Nivel de organización	0, +++	Medida de la organización y flujo de información (decisión) en la comunidad/empresa
	Preocupación por el bosque	---,+++	Valor espiritual para una comunidad o preocupación de un empresario privado
	Experiencia en las plantaciones forestales (B)	Años	Años que la comunidad/empresa ha estado involucrada en actividades forestales
	Disponibilidad de personas trabajando en la plantación (B)	Número de personas	Número de personas que estarían activamente involucradas en el proyecto
	Nivel de interés/ compromiso	0,+++	Nivel de interés demostrado por la comunidad/empresa en el proyecto de restauración
	Nivel de conflicto	0,+++	Nivel de conflicto en la comunidad/empresa que podría afectar al éxito de la implementación del proyecto
	Seguridad jurídica	0, +++	Propiedad de la tierra
Económicos	Facilidades logísticas (C)	km	Distancia a la sede logística
	Coste operacional (C)	pesos/ha	Coste de las instalaciones
	Número de beneficiarios en un paso medio (B)	Número de personas	Número de personas que podrían beneficiarse del proyecto (es decir, las familias de los trabajadores)
	Probabilidad de cambio en el uso del suelo (C)	%	Probabilidad de que la comunidad/empresa privada cambie el uso de la tierra en el futuro
Políticos	Visibilidad	0,+++	Visibilidad del proyecto en la región
	Potencial de repetición (B)	si/no	Posibilidad de que la comunidad/empresa repita el proyecto
	Resiliencia	---,+++	Capacidad para hacer frente a eventos inesperados (inestabilidad, cambios impredecibles, etc.)

Finalmente, las diez opciones alternativas fueron evaluadas usando la información proporcionada por cada parte interesada y mediante la agregación de criterios con una combinación lineal ponderada. Tras esto, se llevó a cabo un análisis de sensibilidad para evaluar los resultados de la estabilidad, su dependencia del grupo de ponderaciones seleccionadas por las partes interesadas y la similitud entre las alternativas. La **Figura 9.2** muestra la clasificación de las alternativas según la visión de las cinco partes interesadas. Como puede verse, las fincas Ledesma, Los Naranjos y Río Seco tienen la mayor representación. Los resultados mostraron una clasificación robusta y sin inversión de la clasificación en casi todos los casos. El análisis de sensibilidad mostró que aunque los diferentes grupos de partes interesedas divergieron en los pesos asignados a los criterios, estuvieron de acuerdo en la dominancia de las fincas Ledesma y Los Naranjos por encima de las otras. En particular, la finca Ledesma parecía ser la opción más adecuada, por su buena representación ambiental y excelente representación social y política. Ledesma se extiende a lo largo de amplias áreas, limita con el Parque Nacional Calilegua y la Reserva de la Biosfera de las Yungas. Además, en esta finca el suelo es fértil, y existe una disponibilidad de agua relativamente alta. Por lo tanto, se espera que cualquier actividad de restauración llevada a cabo aquí sea exitosa. En el conjunto de criterios sociales, el criterio que describe el nivel de organización indicó una alta representación de la agroindustria en Ledesma. De hecho, en una industria, la toma de decisiones es típicamente jerárquica y sigue una aproximación de comando y control. Esto minimiza los conflictos y maximiza la probabilidad de éxito de la aplicación de un proyecto de restauración a lo largo del tiempo. Desde un punto de vista político, Ledesma se sitúa la primera de la clasificación debido a que es la finca agroindustrial más grande de la región y, por lo tanto, una actividad de restauración en esta finca tendría una gran visibilidad en la región.

Taller en la comunidad, Oaxaca, México. Foto: R.F. del Castillo

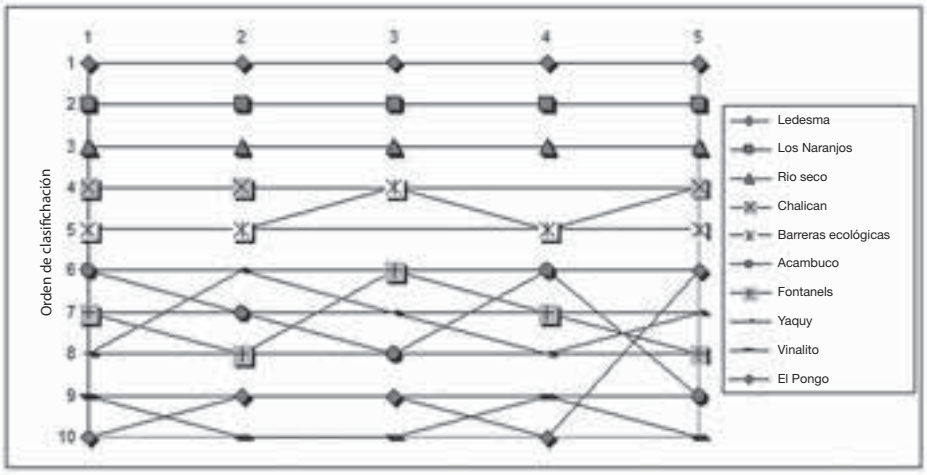


Figura 9.2 Clasificación de las diez opciones de restauración forestal de acuerdo con las perspectivas de los cinco grupos de partes interesedas (tomado de Ianni y Geneletti, 2010):

1: Comunidad aborigena
2: Consultores forestales
3: ONG ambientales
4: Industria maderera
5: Agencias gubernamentales

Lecciones aprendidas

El resultado de la aplicación de las estrategias de restauración de bosques primarios degradados depende básicamente de tres cuestiones (Sayer *et al*., 2005): el factor técnico, que se refiere a la condición de la masa forestal, y dos factores sociales más amplios, que se refieren a los objetivos del programa de restauración y a los actores involucrados. Este caso de estudio resalta la importancia de establecer claramente el objetivo del programa de restauración y demuestra la efectividad de los métodos de EMC involucrando a las partes interesadas. A continuación se resumen algunas lecciones que aprendimos de la actividad que llevamos a cabo en el norte de Argentina:

- El análisis de las partes interesadas fue útil para entender los intereses y las actitudes de los usuarios potenciales de la RPF. Cuando se decide aplicar un proyecto de restauración, es necesario plantear las siguientes preguntas, aunque parezcan triviales: ¿Qué es restauración forestal? ¿Qué persigue? Esto es importante para la intervención porque, como se afirma en los principios clave de la RPF, un manejo integrado de los bosques consiste en un paquete de soluciones que pueden ser propuestas.
- La EMC ayudó a combinar las diferentes fuentes de información y a estructurar un enfoque de evaluación transparente (ver también el **Recuadro 9.2**). Esto también sirvió como un foro de discusión, negociación, intercambio de conocimiento y selección final de una finca que fue la más cercana a los criterios económicos, sociales, ambientales e institucionales, tal como fue percibido por los actores relevantes involucrados en la decisión. El proceso público de EMC pareció funcionar bien y estuvo favorablemente apoyado por varios comentarios de las partes interesadas. La estructura explícita del problema de decisión fue particularmente apreciada. El proceso estructurado, y evitar buscar un consenso sobre el objetivo final, aparentemente fueron consistentes con las expectativas de las partes interesadas.

- La EMC está dirigida por personas. En teoría, cuanto más diferentes sean los antecedentes y las posiciones sociales que tienen los participantes, más exitosa es la aproximación. El núcleo de las EMC radica en la participación de actores diferentes, y por tanto, deberíamos ser plenamente conscientes de que los valores y creencias de las personas condicionan fuertemente el análisis. En nuestro caso, el escepticismo acerca del impacto real del método en las decisiones concretas y acciones fue evidente entre las partes interesadas. La lógica de la EMC fue muy poco familiar para algunos de los participantes, lo que dio lugar a malos entendidos, en parte también por la falta de tiempo. Recomendamos que se asigne tiempo suficiente para el desarrollo de la EMC, de tal manera que gente con diferentes habilidades y experiencias pueden familiarizarse con ésta, y entender su contribución a la toma de decisiones: la EMC es una herramienta que sirve para mejorar el proceso, más que para proporcionar una solución.

Recuadro 9.2 Uso de variables bióticas, abióticas y culturales para la conservación y restauración del bosque tropical seco en el centro de Veracruz, México

C. Gómez Alanis y G. Williams-Linera

En el centro de Veracruz hay sitios poco conocidos, con características notables, que pueden contribuir enormemente al conocimiento y conservación del patrimonio biológico y cultural-histórico de México. El centro de Veracruz ha estado muy influenciado por las actividades humanas (principalmente agricultura y producción ganadera), hasta el extremo que sólo queda un 9,26% del bosque original, que además está muy fragmentado. La vegetación remanente es un refugio de biodiversidad, e incluye un importante corredor de una de las mayores migraciones anuales de aves rapaces del mundo (el 'Río de las Rapaces'). Además, este área cuenta con numerosos restos de asentamientos pre-Hispánicos (del 600 al 1.500 D.C.), y jugó un importante papel en el periodo de independencia mexicano (siglo XIX).

El área de estudio abarca 1.084 km^2, principalmente en el municipio de Paso de Ovejas y parte de los municipios adyacentes de Comapa y Puente Nacional. Este estudio fue diseñado para identificar áreas prioritarias para la conservación de los fragmentos de bosque tropical seco y elementos culturales desde una perspectiva de paisaje. Los objetivos fueron determinar la relación espacial de los fragmentos forestales y los sitios con significado cultural-histórico, así como proponer formas de conectar las áreas de bosque prioritarias con puntos de referencia histórico-culturales, mediante la protección y restauración de corredores ecológicos.

Usamos tres tipos de indicadores o grupos de variables simplificadas para un análisis multicriterio:

(1) Los indicadores bióticos son plantas y animales encontrados en los fragmentos de bosque y considerados endémicos o especies amenazadas. Estas especies se engloban dentro de la categoría de protección o estado de conservación nacional o internacional. La lista de las especies de árboles, mamíferos, anfibios, reptiles y aves fueron obtenidas de bases de datos electrónicas y fueron enriquecidas mediante un estudio de la literatura actual, así como por verificaciones en campo. Además, se llevaron a cabo entrevistas a informantes clave sobre la biota regional usando fotos de las especies registradas en el área. La lista de especies incluyó 82 especies de árboles (4 endémicos, 2 protegidos), 64 especies de mamíferos (5 protegidas), 29 especies de reptiles (4 endémicas, 5 protegidas), 25 especies de anfibios (8 endémicas, 8 protegidas) y 111 especies de aves (2 endémicas, 27 protegidas).

(2) Los indicadores abióticos se refieren a las características físicas de los fragmentos de bosque, como son el área interior, el tamaño del fragmento, el aislamiento, la distancia a infraestructuras humanas, la influencia de las poblaciones humanas y el tamaño poblacional medio.

Recuadro 9.2 (cont.)

(3) Los indicadores culturales-históricos se refieren a las estructuras arquitectónicas (55) y los túmulos o montones aislados (600 a 1.500 años D.C.), pinturas en los muros o techos de las cuevas (17), piedras arquitectónicas talladas (83), construcciones pertenecientes al Camino Real (2 puentes, 1 fuerte) y 3 propiedades o ex-haciendas del siglo XIX.

El análisis y la evaluación de los criterios llevaron a la identificación de las áreas prioritarias para la conservación y la restauración. Estas zonas tienen una combinación única de características, como son el área interior del fragmento más grande, el incremento de la distancia a las infraestructuras y ciudades, la menor densidad poblacional en el área y un número de elementos histórico-culturales dentro de una zona de amortiguación de 1.000 m desde el borde de cada fragmento. Además, estas zonas tenían que estar a menos de 13 km de distancia y localizadas en una matriz de paisaje de vegetación secundaria, otros fragmentos de bosque, plantaciones de árboles y elementos del paisaje como ríos permanentes o estacionales que facilitaran la conectividad entre las áreas seleccionadas.

El cartografiado de estos criterios mostró una concentración de indicadores abióticos, bióticos y culturales en cinco áreas (C1-C2, A1-A2, X1-X2, H1-H2—MM y PN, ver **Figura 1**). C1-C2, A1-A2 y X1-X2 son importantes debido a su alta biodiversidad, mayor distancia a las principales infraestructuras y ciudades, elementos de diversidad histórico-cultural y una matriz apropiada para mantener la conectividad. H1-H2-MM mostraron un área interior de bosque más grande y menos perturbada, así como numerosos lugares arquitectónicos. PN merece una mención especial debido a su diversidad cultural y cantidad de especies endémicas y protegidas; sin embargo, el gran nivel de perturbación antropogénica disminuye su viabilidad para la conservación y restauración de los recursos bióticos, aunque no para la conservación de los recursos histórico-culturales. La restauración ecológica debería ser usada para conectar sitios de interés cultural y crear rutas para el ecoturismo, que podrían proporcionar una alternativa económica adecuada que asegurara el bienestar de las poblaciones locales.

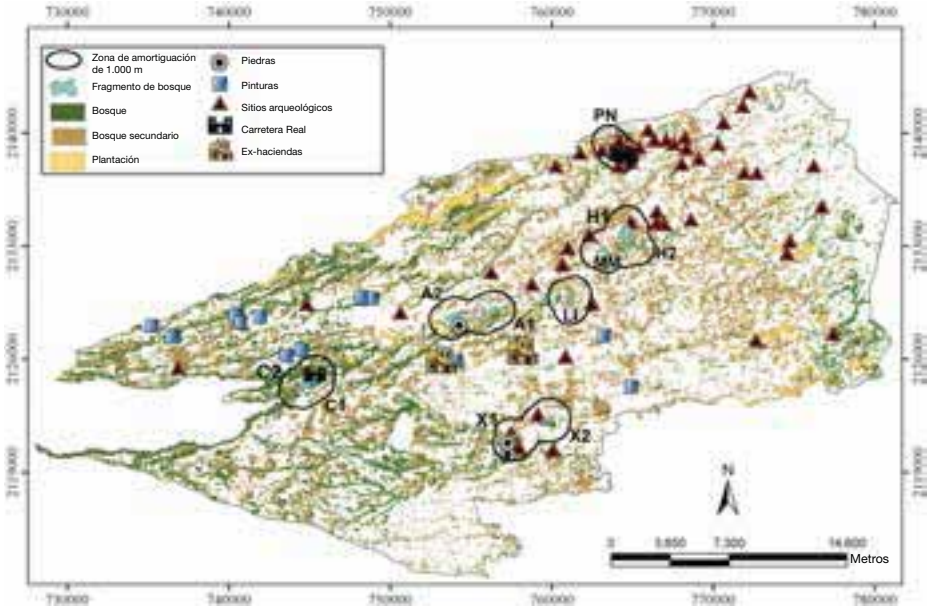


Figura 1 Mapa mostrando las diferentes capas de información usadas y la zona de amortiguación de 1.000 m desde el borde de los fragmentos de bosque tropical seco en el centro de Veracruz, México. Los fragmentos de bosque son: PN, Puente Nacional; H1, Hato los Marines 1; H2, Hato los Marines 2; MM, Mata Mateo; LI, El Limón; A1, A2, Acazónica; X1, X2, Xocotitla; C1, C2, Dos Caminos.

Uso de herramientas espaciales de apoyo a las decisiones: un estudio en Chiapas, México

El reconocimiento de un lugar como prioritario para la restauración depende claramente de los objetivos del proceso de restauración. Por ejemplo, un plan de restauración cuyo fin es mejorar la conectividad del paisaje, debería identificar prioridades diferentes a las que tiene que identificar un plan cuyo fin es aumentar la provisión de madera para los asentamientos humanos. La prioridad de restauración puede ser vista como una función de dos factores (ver más arriba): B, que representa la necesidad de restaurar la biodiversidad (¿Dónde debería ser restaurado el bosque?) y F, que representa la viabilidad de la restauración (¿Dónde es más probable que la restauración tenga éxito?). Como el foco principal son los temas ecológicos, B se refiere a la identificación de aquellas áreas que juegan un papel principal en la conservación de la biodiversidad (por ej. riqueza de especies, área interior de los hábitats), mientras que F considera los obstáculos ecológicos que frenan el éxito de la restauración forestal. Hay que generar un mapa de idoneidad para cada uno de estos factores, B y F, de tal modo que éstos representen las prioridades de restauración de la tierra según sus necesidades y la viabilidad de la restauración, basándose en un conjunto de criterios que pueden ser representados espacialmente. Si se utilizan mapas *raster*, las unidades básicas de análisis son las celdas individuales, lo que proporciona al usuario suficiente libertad para modelar los lugares efectivos de restauración. Sin embargo, se pueden usar otras unidades de análisis (por ej. municipios, cuencas) (ver **Recuadro 9.3**), así como aproximaciones mediante pasos múltiples, en las que el nivel de detalle de la unidades básicas aumenta con cada paso (ver **Recuadro 9.4**). La selección de las áreas más adecuadas de los mapas de idoneidad puede ser realizada mediante valores umbral.

Recuadro 9.3 Selección de prioridades de restauración forestal a nivel de cuenca en el centro de Chile

R. Fuentes, A. Miranda, C. Echeverría, C. Smith, I. Schiappacasse

El uso de las cuencas como la unidad básica de análisis para identificar las prioridades de restauración forestal es una buena elección cuando se trabaja a grandes escalas. Llevamos a cabo un estudio de un área extensa del centro de Chile: 13.000 km^2 que incluyen 59 municipios en Valparaíso, Libertador Bernardo O'Higgins y las regiones Administrativas Metropolitanas, y que aloja alrededor del 30% de la población nacional. La vegetación nativa está dominada por *espinales*, un tipo de vegetación de sabana formada por *Acacia caven*, y por especies endémicas esclerófilas. Los principales responsables de la deforestación y la fragmentación son la extracción de leña, la agricultura y la introducción de ganado y herbívoros exóticos.

El área de estudio fue dividida en 30 cuencas hidrográficas, cuya priorización estuvo basada en criterios ambientales y socioeconómicos. El conjunto de criterios y su importancia relativa (peso) fueron identificados mediante talleres con las partes interesadas, entrevistas a las organizaciones gubernamentales y no-gubernamentales, reuniones de los investigadores del proyecto y entrevistas con representantes de las comunidades locales (**Figura 1**).

Recuadro 9.3 (cont.)

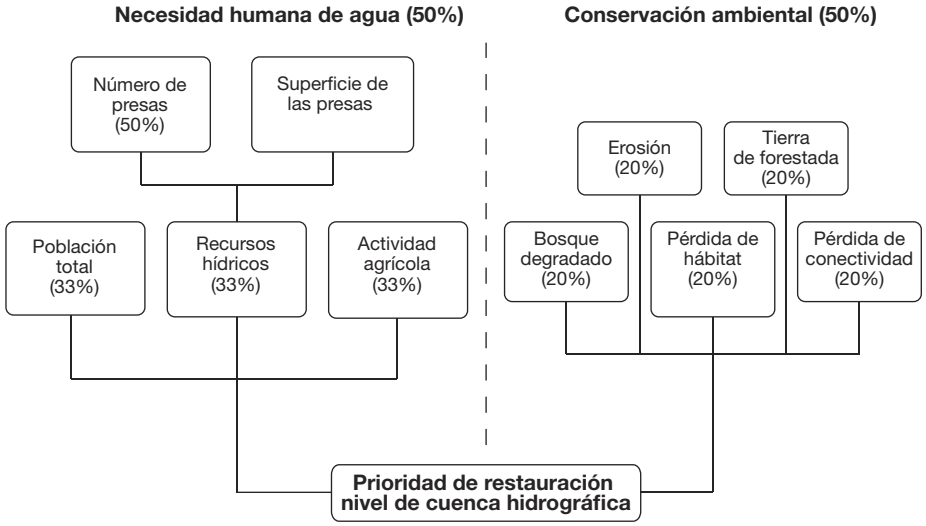


Figura 1 Árbol de criterios desarrollado durante los talleres con las partes interesadas, y entrevistas con organizaciones gubernamentales y no gubernamentales y comunidades locales. Los porcentajes entre paréntesis representan la importancia relativa (peso) de cada criterio.

Los mapas de criterios fueron generados en un entorno SIG y combinados mediante la suma ponderada usando criterios socioeconómicos, ambientales y ambos tipos de criterios. Como puede verse, las cuencas con una alta prioridad, en términos de criterios socioeconómicos, tienden a tener una baja prioridad cuando se consideran los criterios ambientales, y viceversa (**Figura 2**). Esto pone de relieve el alto grado de intervención humana de la que ha sido objeto el área de estudio: las cuencas que soportan las actividades más relacionadas con el humano fueron fuertemente degradadas antes de 1975. Las cuencas con la mayor prioridad general (localizadas en el municipio de Casablanca) se caracterizan por una gran proporción de tierra agrícola y un alto número de presas, y han experimentado una considerable deforestación, lo que ha dado lugar a la pérdida de hábitat y erosión del suelo.

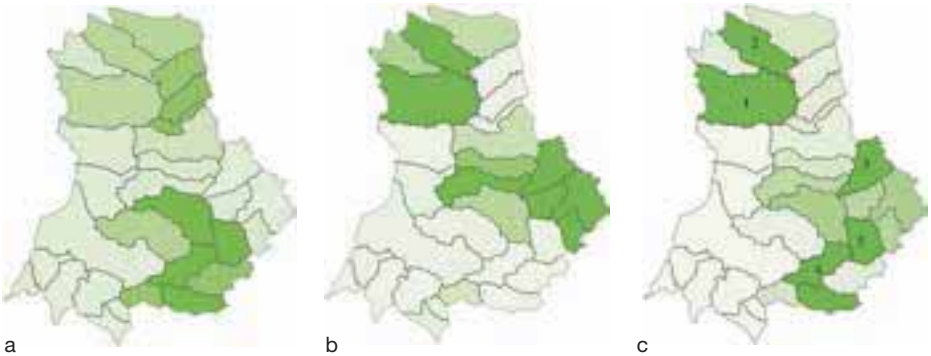


Figura 2 Mapas que muestran la priorización de las cuencas usando criterios socioeconómicos (a), criterios ambientales (b) y ambos tipos de criterios (c). El verde oscuro indica mayor prioridad, el verde claro indica menor prioridad. Los números en el mapa (c) indican la clasificación de las cuencas hidrográficas con mayor prioridad para la restauración. Las prioridades cambian cuando se consideran diferentes grupos de criterios (mapas a y b).

Recuadro 9.3 (cont.)

Este caso de estudio muestra que la priorización de las cuencas hidrográficas es eficiente y proporciona información rápida a los gestores, que puede ser entendida fácilmente y que puede representar un punto de inicio válido para establecer políticas a nivel regional. Sin embargo, mientas que el análisis a nivel de cuenca informa globalmente al usuario sobre qué cuenca merece una restauración más urgente, no proporciona información de las condiciones específicas de la cuenca. Esto requiere un análisis *in situ* de las cuencas seleccionadas, con el objetivo de identificar las intervenciones de restauración más adecuadas así como su localización.

Recuadro 9.4 Áreas prioritarias para implementar el Mecanismo de Desarrollo Limpio en proyectos de restauración forestal de corredores de conservación en los Andes

W. Lara., V. Gutiérrez, B. Zapata-Arbeláez, A.M. Santacruz, W.G. Laguado, A. Sierra, C.M. Bustamante, A. Yepes, T. Black, F. Arjona

Los proyectos de forestación y reforestación son dos de las medidas incluidas en el Protocolo de Kyoto dentro del marco de Mecanismo de Desarrollo Limpio (CDM son las siglas en inglés, MDL a partir de ahora en este texto). Estas medidas parecen ser una estrategia muy rentable para mitigar el cambio climático. Además, tienen un gran potencial en los países neotropicales debido a la gran cantidad de tierra disponible y adecuada para la reforestación, y los numerosos beneficios sociales y ambientales que pueden traer. El lanzamiento del mercado internacional de reducción de gases de efecto invernadero ha creado oportunidades de restauración significativas, y ha conducido a la realización de este estudio. El propósito de este estudio fue identificar y desarrollar criterios para seleccionar áreas prioritarias para la implementación de MDL, que también pueden contribuir a la restauración de los corredores biológicos de los *hotspots* de biodiversidad de los Andes (**Figura 1**).

Se seleccionaron áreas potenciales usando criterios específicos de evaluación regulatorios, ecofisiológicos y socioeconómicos. Además, se evaluó la viabilidad técnica y económica de los proyectos MDL que podían contribuir a la conservación de la biodiversidad en las áreas seleccionadas. El trabajo propuesto es el primer paso de un enfoque de 'arriba hacia abajo', donde primero se identifican áreas estratégicas basándose en información a gran escala, para después identificar, usando información más detallada, sitios potenciales para estudios de pre-viabilidad. Los índices de áreas de prioridad potencial para los proyectos MDL identificaron cuatro localidades con potencial para evaluar la pre-viabilidad. En el *hotspot* Norandino, los lugares seleccionados fueron localizados en la zona norte del Departamento de Cundinamarca (Colombia). Esta zona incluye áreas importantes para la conservación como el Parque Nacional Natural de Chingaza, el Parque Nacional Natural de Sumapáz y el Páramo de Guerrero. En el Cóndor Kukutú, los lugares seleccionados fueron localizados en la zona norte de la provincia de San Martín (Perú), que incluye las regiones de Awajun y Nueva Cajamarca, y de la zona centro, que está localizada en la provincia de La Paz y hacia el oeste de la provincia de El Beni en Bolivia. Las regiones de Sabanas de Apolo y Caranavi también fueron tenidas en cuenta en el área de estudio (**Figura 2**).

Recuadro 9.4 (cont.)

Figura 1 Localización geográfica de los *hotspots* estudiados: (1) Choco-Manabi, (2) Norandino (3) Guiana, (4) Tumbes, (5) Cóndor-Kutukú y (6) Amboró Vilcabamba (Fuente: Conservation International) (Fuente de la cobertura vegetal: Eva *et al.*, 2004).

Dentro de las áreas seleccionadas se llevó a cabo un ejercicio de viabilidad, que permitió determinar el potencial de elegibilidad de las áreas dentro de cada región. Un análisis de costes y beneficios proporcionó diferentes escenarios de mercado relacionados con el precio de una tonelada de carbono. El modelo forestal para determinar el secuestro potencial de carbono en las regiones estuvo basado en informes del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). Concluimos, de manera general, que la mayoría de los escenarios de mercado evaluados para el establecimiento de un proyecto forestal en esquema de MDL tienen una alta posibilidad de ser viables ecológica, económica y socialmente.

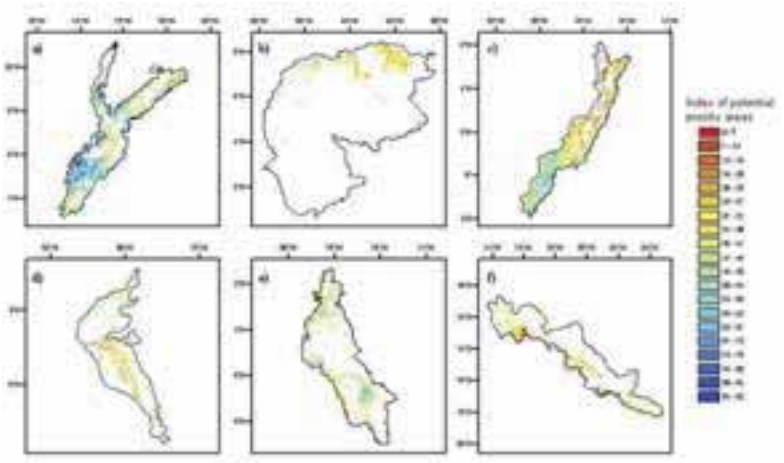


Figura 2 Distribución de las áreas prioritarias potenciales (IAPP) de los proyectos forestales MDL en los *hotspots*: (a) Norandino, (b) Guyana Shield, (c) Choco-Manabi, (d) Tumbes, (e) Cóndor-Kutukú, (f) Amboró Vilcabamba.

Este enfoque, ampliamente descrito en Orsi y Geneletti (2010), fue aplicado a un área de unos 18.500 km² en el centro de Chiapas (México), para identificar las prioridades de reforestación (no se estudiaron otras formas de restauración debido a la falta de datos básicos). La región, con un intervalo de elevación desde los 0 a los 2.500 m, alberga tres tipos de bosque principales: bosque tropical seco (Selva Baja Caducifolia), bosque de pino-encino y bosque de niebla. En la región se encuentran dos Reservas de la Biosfera: El Triunfo y La Sepultura. La población se localiza en pueblos pequeños y dispersos por todo el área. La agricultura y la cría de ganado constituyen las principales actividades económicas, y son una amenaza potencial para la conservación del bosque, ya que los campos agrícolas y los pastizales se expanden mediante la transformación de los bosques.

Se seleccionaron los siguientes criterios para apoyar la evaluación del factor B:

- Distancia a los corredores ecológicos: los corredores ecológicos permiten a las especies moverse en todo el paisaje, y son uno de los componentes clave de los planes de conservación de la naturaleza. Su reforestación puede ayudar a reducir el aislamiento de las especies;
- Distancia a los bosques existentes: las áreas alrededor de los bosques existentes son una prioridad por su proximidad a los reservorios de especies nativas;
- Distancia a las áreas protegidas: las áreas protegidas son una muestra de la biodiversidad de una región, a la que protegen de las amenazas externas. Reforestar en y alrededor de un área protegida significa mejorar el ecosistema forestal y crear una zona de amortiguación que protege al área de las perturbaciones;
- La riqueza de especies de árboles: los sitios caracterizados por un mayor número de especies son el principal objetivo de los procesos de restauración que tienen por finalidad conservar la biodiversidad.

Los siguientes criterios apoyan la evaluación del factor F:

- Distancia a los campos agrícolas: las áreas alrededor de campos agrícolas tienen más probabilidad de sufrir cambios en el uso del suelo;
- Distancia a las carreteras: las carreteras son una fuente de perturbación ya que facilitan el acceso de la gente a las áreas cercanas;
- Distancia a las áreas urbanas: los pueblos y las ciudades representan una concentración alta de actividades humanas que demandan recursos de los alrededores;
- Riesgo de erosión del suelo: la degradación del suelo puede minar el éxito de la intervención de restauración.

La aplicación de una EMC espacial

Se generó un mapa raster para cada uno de los criterios mencionados arriba mediante operaciones básicas de SIG (por ej. cálculo de la distancia). Todos los mapas fueron combinados de una manera multicriterio. Con el objetivo de hacerlos comparables, se evaluó una función de valor para cada criterio. Las funciones de valor transforman la puntuación de un criterio dado en valores entre 0 y 1, donde 0 corresponde a una conveniencia mínima y 1 a una conveniencia máxima. Las funciones de valor también muestran si un criterio tiene un coste (a mayor puntuación, menor conveniencia) o un beneficio (a mayor puntuación, mayor conveniencia), como se muestra en la **Figura 9.3**. El valor de las funciones fue evaluado de tal manera que las áreas más idóneas para localizar

las intervenciones de restauración fueran áreas biológicamente diversas dentro o alrededor de los corredores ecológicos, bosques y reservas naturales, y no en las proximidades de zonas agrícolas, carreteras y asentamientos, ni en áreas expuestas a una erosión severa del suelo. Una vez que los mapas se estandarizaron mediante las funciones de valor, se generó un representante del factor B y uno del F añadiendo los mapas de los dos grupos.

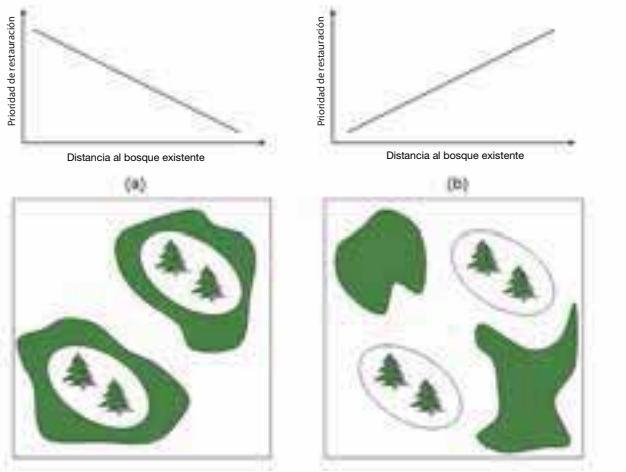


Figura 9.3 Evaluación de las funciones de valor para el criterio de 'distancia a los bosques existentes'. La función de valor es la representación matemática del juicio humano de un criterio dado que informa sobre la conveniencia de cada puntuación del mismo criterio. En este ejemplo, la función (a) otorga mayor prioridad de restauración a las áreas cercanas a los bosques existentes, mientras que la función (b) otorga mayor prioridad de restauración a las áreas alejadas de los bosques existentes. La evaluación de las funciones de valor es una parte crucial en la toma de decisiones, y la incertidumbre relacionada puede dar lugar a decisiones significativamente diferentes.

La selección de las áreas más adecuadas de los mapas de idoneidad se hace comúnmente mediante el uso de umbrales. Cuando se consideran dos mapas de idoneidad simultáneamente, los umbrales permiten extraer las celdas más idóneas y aplicar un enfoque no compensatorio. Esto, referido a este caso específico, significa que un sitio debería ser considerado como prioritario para la reforestación si a la vez tiene una gran necesidad de reforestación y es probable que la reforestación tenga éxito. De esta manera, los dos mapas de idoneidad (B y F) fueron cruzados para obtener información sobre el número de celdas correspondientes a todos los pares de valores en los mapas de idoneidad. Por lo tanto, esta información permite el cálculo de la información acumulada, esto es, para cualquier par de umbrales (uno para el B y otro para el F), el número de celdas con valores de B y F por encima de ambos umbrales. Tras haber establecido la demanda de reforestación (es decir, el área total que los gestores están dispuestos a reforestar), y los valores mínimos de umbral de B y F, fue posible extraer diferentes opciones de reforestación que alcanzaban la demanda prevista y cumplían los umbrales mínimos de idoneidad. Finalmente, el número de opciones se redujo mediante la eliminación de los parches pequeños de las celdas contiguas. La definición de una demanda total de reforestación de 15.000–17.000 ha y la selección de 0,6 como el umbral mínimo de idoneidad para ambos mapas, B y F, dio lugar a 14 opciones de reforestación (**Figura 9.4**). Las 14 opciones combinadas cubrían un área de cerca de 28.000 ha, de las que un cuarto fue común a todas las opciones. Cerca de 2.500 ha fueron seleccionadas mediante una única opción, y cerca de 11.000 ha mediante más de cinco opciones.

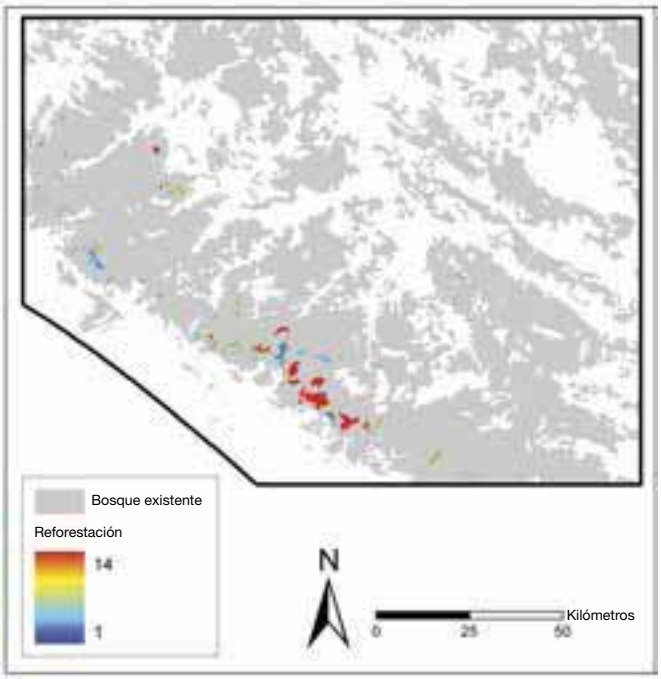


Figura 9.4 Localización de las áreas de reforestación según las 14 opciones de reforestación generadas mediante la metodología propuesta. Los colores rojizos indican áreas seleccionadas mediante más opciones, mientras que los azules indican áreas seleccionadas mediante sólo unas pocas opciones. El área total seleccionada para la reforestación es de unas 28.000 ha, de las que un cuarto fueron seleccionadas por todas las opciones. Adaptado de Orsi y Geneletti (2010).

Posteriormente, las opciones obtenidas fueron comparadas mediante la introducción de criterios adicionales. Éstos incluyeron criterios ecológicos y socioeconómicos, para seleccionar la opción que se creía que tendría el máximo número de beneficios para la naturaleza y las personas. Además, estos criterios representaron la configuración espacial de las opciones y, por lo tanto, pudieron ser evaluados una vez que tales opciones habían sido diseñadas. Se seleccionaron los siguientes criterios e indicadores usados para medirlos:

- Criterios ecológicos:
  - Fragmentación del paisaje (Densidad de Parches).
  - Compacidad media de los parches de bosque (Media del Índice de Forma).
  - Mejora de los corredores ecológicos (área de reforestación existente en corredores ecológicos).
- Criterios socioeconómicos:
  - Coste de transformación del uso del suelo (área de reforestación existente en campos agrícolas).
  - Reducción de la erosión del suelo (área de reforestación existente en suelo con un riesgo intermedio de erosión).
  - Mejora de los medios de subsistencia (área de reforestación existente en las regiones más pobres).

Estos criterios se justifican porque la opción de restauración más idónea debería minimizar la fragmentación del paisaje (criterios I y II), mejorar las redes ecológicas (criterio III), minimizar

los conflictos con los usos agrícolas del suelo (criterio IV), contribuir a reducir la erosión del suelo (criterio V) y mejorar los modos de subsistencia (criterio VI). La utilización del criterio VI se justifica porque reforestar regiones pobres puede mejorar las condiciones de vida, y la provisión de los servicios ecosistémicos, justo donde las personas son más vulnerables a la degradación del ecosistema. Se calcularon las puntuaciones que representan las diferentes opciones de reforestación según cada criterio y, posteriormente, fueron combinadas de una manera multicriterio. De nuevo, se aplicaron las funciones de valor para convertir las puntuaciones de los criterios en un intervalo de valores comunes (0–1). Los pesos, que muestran la importancia relativa de cada criterio, fueron asignados a los criterios individuales y a los grupos de criterios (ecológicos y socioeconómicos), según tres perspectivas de evaluación (balanceada, orientada ambientalmente, orientada socioeconómicamente), como se presenta en la **Tabla 9.5**. Los resultados de las tres evaluaciones se muestran en la **Figura 9.5**. Se consideró la opción 10 como la preferida, basándose en su representación según las tres perspectivas de evaluación, y su idoneidad en función de las variables ecológicas y socioeconómicas (**Figura 9.6**).

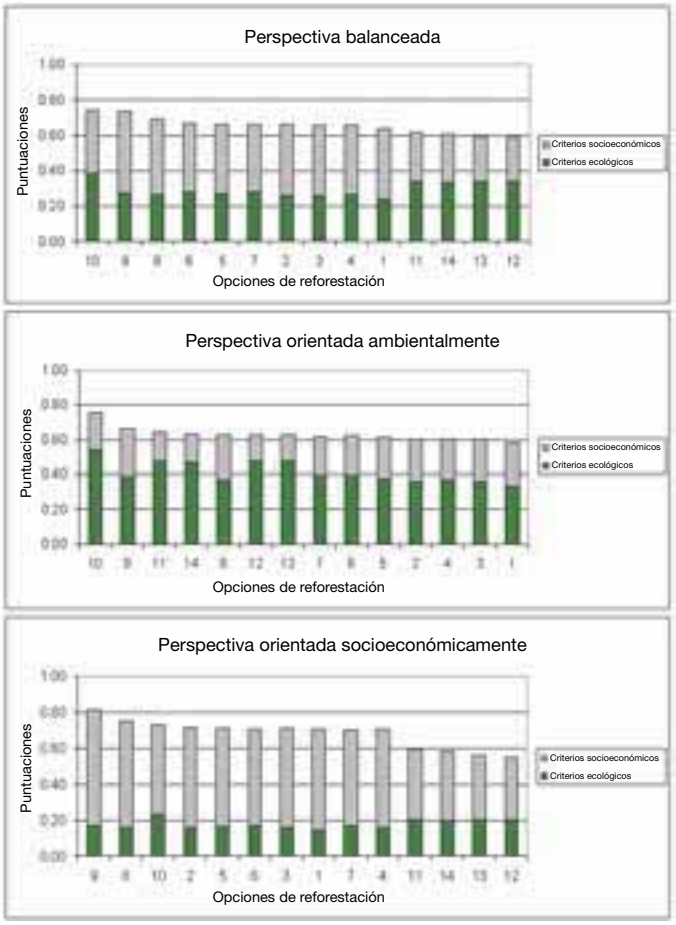


Figura 9.5 Clasificación de las opciones de reforestación según tres perspectivas de evaluación: balanceada (pesos iguales de los criterios ecológicos y socioeconómicos), orientadas ambientalmente (mayores pesos de los criterios ecológicos) y orientadas socioeconómicamente (mayores pesos de los criterios socioeconómicos). La contribución de los criterios ecológicos y socioeconómicos se muestra en verde y gris, respectivamente. Adaptado de Orsi y Geneletti (2010).

Tabla 9.5 Pesos asignados a los criterios y grupos de criterios adoptados para la comparación de los criterios de reforestación. Mientras que los pesos asignados a los criterios son constantes, los asignados a los grupos varían según tres perspectivas diferentes de evaluación: balanceada (pesos iguales de los criterios ecológicos y socioeconómicos), orientadas ambientalmente (mayores pesos de los criterios ecológicos) y orientadas socioeconómicamente (mayores pesos de los criterios socioeconómicos).

Grupo de criterios	Criterios	Perspectivas		
		Balanceada	Orientada ambientalmente	Orientada socioeconómicamente
Ecológicos		0,5	0,7	0,3
	I	*0,333*	*0,333*	*0,333*
	II	*0,333*	*0,333*	*0,333*
	III	*0,333*	*0,333*	*0,333*
Socioeconómicos		0,5	0,3	0,7
	IV	*0,333*	*0,333*	*0,333*
	V	*0,333*	*0,333*	*0,333*
	VI	*0,333*	*0,333*	*0,333*

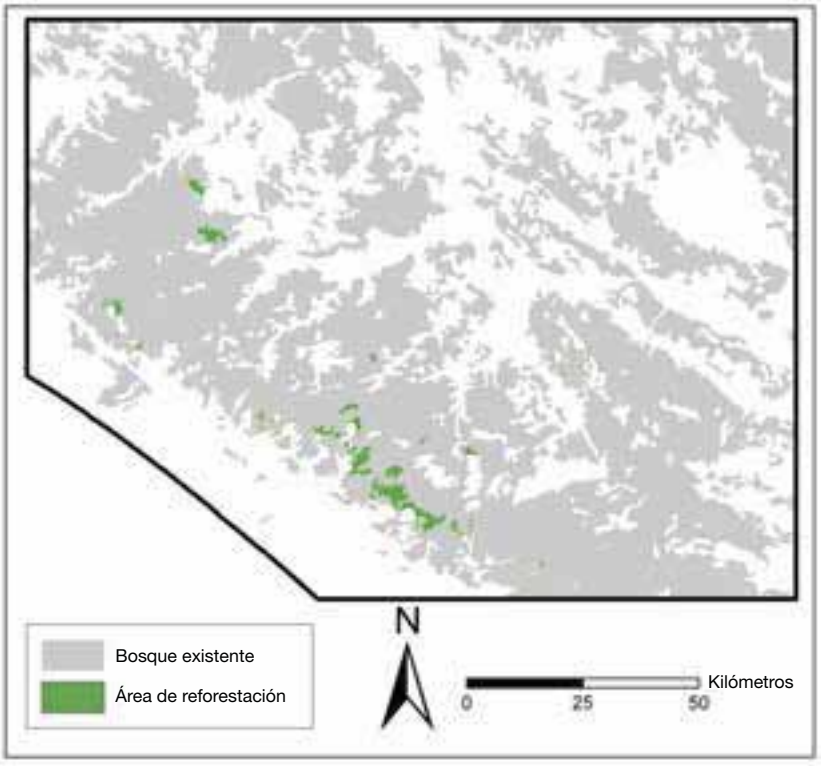


Figura 9.6 Se seleccionó la opción de reforestación más idónea (opción 10) mediante una evaluación multicriterio que consideró las variables ecológicas y socioeconómicas. Adaptado de Orsi y Geneletti (2010).

Finalmente, se llevó a cabo un análisis de sensibilidad para comprobar la solidez de los resultados respecto a los cambios en las entradas de la evaluación. Se realizaron miles de interacciones mediante cambios en las funciones de valor y los pesos en los intervalos de incertidumbre preseleccionados. Los resultados mostraron que estas variaciones probablemente no afectan a la clasificación de las 14 opciones (**Figura 9.7**).

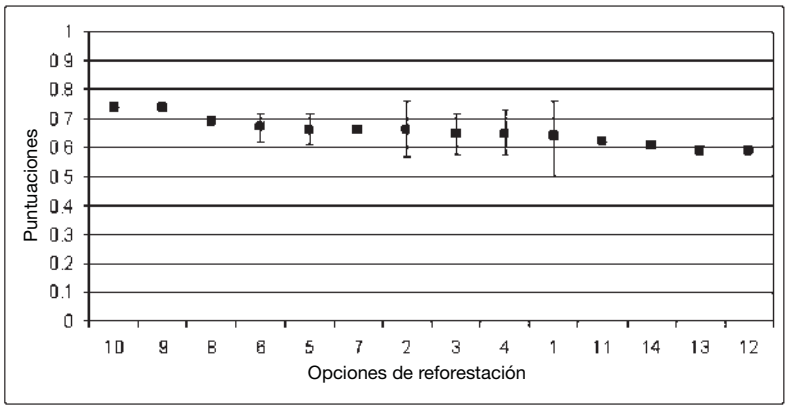


Figura 9.7 Resultados de los análisis de sensibilidad cuando se considera la incertidumbre en los pesos. El cuadrado negro representa el análisis de una opción de reforestación dada, mientras que la barra representa el intervalo en el cual el análisis global de estas opciones varía dependiendo de la incertidumbre en los pesos. Hay evidencias de la estabilidad de las opciones de intervalo alto e intervalo bajo, mientras que las opciones de intervalo medio muestran una variabilidad considerable. Adaptado de Orsi y Geneletti (2010).

Lecciones aprendidas

- El enfoque multicriterio propuesto proporciona una herramienta fiable para evaluar la idoneidad dea territorio para la restauración forestal, diseñar las opciones de restauración y evaluarlas de acuerdo a su capacidad de promover la conservación de la biodiversidad. La metodología mostró una forma conveniente de combinar datos ecológicos y socioeconómicos, que a menudo se caracterizan por tener diferentes niveles de precisión espacial. El uso de operaciones sencillas de SIG y conceptos matemáticos básicos hizo que la aproximación fuera fácil de usar.
- La identificación de las prioridades de restauración puede mejorarse de manera considerable mediante la aplicación de técnicas de optimización espacial. Éstas permiten al usuario definir las condiciones que el paisaje restaurado debe cumplir (por ej. una cantidad dada de bosques restaurados en localizaciones especificas), así como asignar territorio para la restauración de manera que se maximicen los beneficios naturales y de las personas (**Recuadro 9.5**).
- La aplicación de un plan de restauración forestal tiene éxito cuando éste es aceptado por todas las personas (por ej. administradores, agricultores, campesinos) que tienen un interés en su desarrollo, tal como se discute en la sección anterior. El enfoque propuesto tiene la ventaja de implicar a las partes interesadas, pero además deberían definirse metodologías que tuvieran en cuenta sus opiniones y expectativas. Por ejemplo, la última parte del enfoque (fase de comparación) puede ser transformada en una fase participativa, donde las partes interesadas comenten en los mapas las diferentes opciones que permitan identificar las opciones más aceptables.

- La falta de información detallada puede hacer que sea imposible usar los criterios propuestos de manera práctica. Por lo tanto, cuando se seleccionan criterios e indicadores es útil considerar las medidas alternativas posibles (ver Anexo I y **Tablas 9.1** y **9.2**). Esto es especialmente relevante en las regiones tropicales, donde se deberían invertir recursos financieros considerables en la recolección y preparación de datos para calcular los criterios que realmente describen el sistema de interés.

Recuadro 9.5 Un modelo de optimización espacial para combinar cuestiones ecológicas y socioeconómicas

F. Orsi, R.L. Church, D. Geneletti

La identificación de las prioridades de restauración forestal implica alternativas diversas (cientos o miles), ya que cada unidad (y combinación de unidades) de un paisaje debe ser seleccionable. Los problemas de decisión de este tipo son comúnmente definidos como 'continuos', y han sido tratados con éxito durante años mediante la aplicación de técnicas de optimización espacial. Estos métodos buscan la solución que maximice o minimice una función objetivo sujeta a una serie de limitaciones. Las variables de decisión son generalmente asignadas a cada unidad básica de análisis (por ej. una celda raster), y deben asumir un valor binario (1 o 0) dependiendo de la decisión tomada (restauración o no). Se aplicó un modelo de optimización espacial a un área de estudio localizada en el centro de Chiapas, entre la cordillera montañosa de Sierra Madre, en la cara suroeste, y los Altos de Chiapas, en la cara noreste. El área tiene una extensión total de unos 430 km^2. La elevación varía desde los 500 a los 1.400 m, y el clima se clasifica como tropical húmedo y seco (Aw). Los principales tipos de bosque son tropical seco, pino y pino-encino. La población vive en varios pueblos pequeños en toda el área, y dependen de la agricultura y la ganadería. Mientras estas actividades económicas constituyen la principal causa de degradación y pérdida de bosque, los bosques también son explotados para obtener madera y leña. La restauración forestal es necesaria para proteger la biodiversidad y mantener los medios de subsistencia. En particular, como la población depende de los recursos naturales disponibles, es probable que los esfuerzos de restauración sean sostenibles si se protege la biodiversidad y se permite a las comunidades locales recibir los servicios ecosistémicos que históricamente han recibido, de igual manera o de manera más eficiente.

Para simplificar el proceso, consideramos la restauración forestal como reforestación. Tuvimos en cuenta cuatro usos: proteger los bosques existentes, recolectar productos de los bosques existentes, proteger la tierra reforestada y reforestar la tierra para recolectar productos. El modelo intenta asignar un estado de reforestación a áreas con la prioridad de reforestación más alta así como minimizar la cantidad de bosque existente que se deja para recolectar. Varias restricciones del modelo aseguran que: se satisfaga la demanda de madera en cada pueblo, las fuentes de madera sean de fácil acceso a los campesinos, una pequeña proporción de campos agrícolas o pastos sean transformados en bosque, una cantidad dada de tierra, propensa a la erosión, sea reforestada, y que no se exceda el presupuesto de reforestación. Se acordó que las áreas con prioridad alta de reforestación fueran aquellas que tuvieran un alto número de especies, hubieran sido deforestadas recientemente y estuvieran caracterizadas por patrones de fragmentación muy fuertes. Se asumió que los costes de la reforestación dependieran esencialmente de la accesibilidad a los sitios, la densidad de plantación, el potencial de regeneración natural y el uso actual del suelo.

Considerando 2,5 millones de dólares como el presupuesto global de reforestación, y 45 minutos como el tiempo aceptable para llegar a las masas forestales desde los pueblos, el modelo identificó una solución óptima que implicaba la reforestación de unas 3.500 ha, de las que cerca del 60% se destinaban a la protección. El resto del área reforestada, junto con 200 ha adicionales

Recuadro 9.5 (cont.)

de bosque ya existente, se destinaban a satisfacer las demandas madereras de los campesinos. El modelo también permitió explorar una solución de compromiso entre los beneficios ecológicos y la provisión de servicios ecosistémicos. La cantidad de tierra propensa a la erosión que tenía que ser estabilizada mediante la reforestación aumentó, paso a paso, desde las 1.000 ha iniciales a las 1.800 ha, lo que provocó cambios en los objetivos de priorización (maximizar la reforestación de las áreas ricas en especies, la reforestación de las áreas deforestadas, la reforestación de las áreas fragmentadas) y en el uso de los bosques existentes.

El análisis demostró que sólo cuando la restricción relacionada con la erosión es particularmente exigente (1.600–1.800 ha) es difícil conseguir los objetivos de priorización, mientras que la cantidad de bosque ya existente que se usa para recolectar es siempre bastante baja. Los modelos de optimización espacial ofrecen ventajas considerables, entre las que destacan la posibilidad de predefinir las condiciones que las áreas de restauración deben cumplir, la oportunidad de explorar una solución de compromiso entre los diferentes objetivos y la garantía de encontrar una solución óptima.

La siguiente figura (**Figura 1**) muestra la evolución del paisaje cuando el área propensa a la erosión, que se estabiliza a través de la reforestación, aumenta desde las 1.000 a las 1.800 ha. La figura muestra que sólo cuando la restricción relacionada con la erosión es particularmente exigente (1.600–1.800 ha), el desempeño ecológico del paisaje disminuye significativamente, resaltando que es posible tanto mejorar la provisión de los servicios ecosistémicos como proteger la biodiversidad.

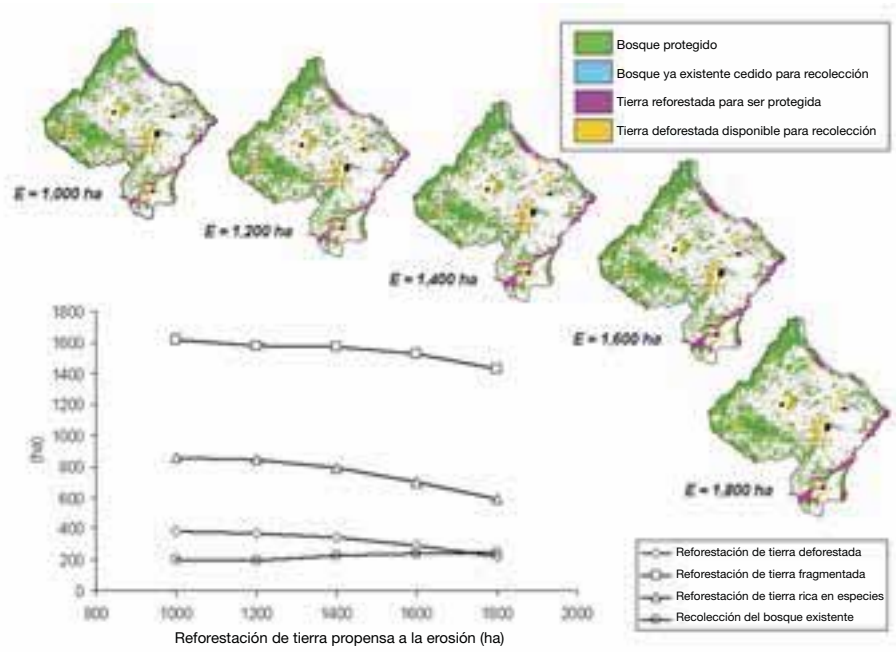


Figura 1 Uso de los modelos de optimización especial para identificar prioridades de restauración.

Conclusiones

La identificación de prioridades de restauración forestal implica una gran complejidad. En primer lugar, el establecimiento de prioridades de restauración significa tener claros los objetivos de la restauración. Por ejemplo, restaurar el bosque para el suministro de madera es totalmente diferente a restaurarlo para la conservación de la biodiversidad o para la estabilización de los suelos susceptibles a la erosión. Por lo general, diferentes objetivos implican diferentes prioridades. Por este motivo se necesita un buen análisis de los objetivos, como precondición para el éxito de cualquier plan de restauración. Una vez que los objetivos han sido identificados, deben aplicarse técnicas de análisis de decisión para definir los lugares de restauración. Las técnicas de EMC son particularmente idóneas, dada su capacidad para combinar múltiples criterios de decisión, incorporar los valores de las diferentes partes interesadas y tratar información espacialmente explícita. Sin embargo, las EMC tienen bastantes limitaciones y deberían ser tratadas cuidadosamente para que la toma de decisiones sea adecuada. Los criterios, que están íntimamente conectados a los objetivos de restauración mencionados arriba, deben ser seleccionados de manera adecuada, y deben estar adaptados a un contexto específico, teniendo en cuenta la contribución de los expertos en restauración. La evaluación de los criterios está afectada por la incertidumbre. Por lo tanto, es necesario aplicar técnicas especificas (por ej. los análisis de sensibilidad) que tengan en cuenta los factores de incertidumbre. En este sentido, el resultado final no debe ser visto como la mejor solución, sino más bien como la opción más factible en base a los juicios de valor expresados por las partes interesadas. La Restauración del Paisaje Forestal se lleva a cabo para la gente y con la gente, lo que implica que la voz de las comunidades locales debe ser tenida en cuenta durante todo el proceso.

Anexos

Anexo 1 Criterios e indicadores para el factor B, que se refiere a la necesidad de conservar la biodiversidad. Tomado de Orsi *et al.* (2011).

Criterios	Indicadores
Condiciones climáticas	Humedad; precipitación; temperatura
Corredores de conectividad	Cantidad de hábitat interior en una unidad; longitud del corredor; anchura del corredor; distancia a los sitios protegidos; relaciones entre unidades de hábitat; presencia o ausencia de áreas silvestres conectadas con el área de restauración; tipos de relaciones
Grado de amenaza	Área con especies amenazadas; número de especies en la Lista Roja; presencia o ausencia de especies de la Lista Roja; % bosque en peligro; % bosque remanente
Perturbación	Cantidad de área talada (ha); área del tipo de vegetación tras la perturbación/área del tipo de vegetación antes de la perturbación; área/perímetro; densidad de cauces de arroyo; distancia a las carreteras; clasificación de las perturbaciones; número de personas que dependen del ecosistema; número de personas que viven en el ecosistema; clasificación del Tipo de Perturbación Natural (TPN); densidad de carreteras; % de área agrícola; % de área talada por clase de pendiente; % de especies invasoras; % de área poblada
Diversidad (a nivel de ecosistema y paisaje)	Variación altitudinal; cantidad de madera muerta; cantidad de árboles caducifolios; variación del azimut; cobertura del dosel; diversidad del suelo; diversidad funcional del paisaje; diversidad estructural del paisaje; presencia o ausencia de diversos ecosistemas a escala de paisaje; presencia o ausencia de agua; calidad de la madera muerta
Diversidad (a nivel de especie)	Abundancia; edad; diversidad beta; equitatividad; Alpha de Fisher; densidad del bosque; número de pájaros; número de especies endémicas; número de interacciones entre especies; número de especies clave; número de especies clave perdidas; número de tipos de vegetación principales; número de especies nativas/número de especies exóticas; número de especies TER; presencia/ausencia de especies que no se cazan; diversidad de Shannon; riqueza de especies; % vivo/muerto (mortalidad)
Diversidad (a nivel genético)	Características de adaptación; cobertura del dosel; diversidad genética entre poblaciones; isoenzimas; número de troncos por hectárea y clase de tamaño; marcadores neutrales; herencia nuclear; microsatélites específicos de cada especie
Servicios ecosistémicos	Secuestro de carbono/productividad; distancia al agua; elevación; pendiente; retención del suelo (masa/ha); suministro de agua (rendimiento)
Fragmentación	Área de los fragmentos; área interior; densidad de parches de bosque; aislamiento; número de fragmentos; proximidad; representatividad de los ecosistemas en el mundo
Disponibilidad de hábitat	% tipo de ecosistema por tipo de hábitat y cuenca hidrográfica (500–5.000 ha) (filtro fino); % tipo de ecosistema por tipo de hábitat y región (filtro medio); % tipo de hábitat por región (filtro grueso)
Área de bosque histórica	Áreas que históricamente tuvieron bosque
Degradación paisajística	Tasa de deforestación; frecuencia de incendios; frecuencia de deslizamientos de tierra; cambio en el uso del suelo (%); índices de contaminación; densidad de carreteras; erosión del suelo; volumen de sedimentos-residuos
Áreas protegidas	Distancia a las áreas protegidas; presencia o ausencia de áreas protegidas
Rareza	Presencia o ausencia de especies raras; representación de biotipos en el paisaje; índice de singularidad
Recreación	Valor de amenidad; número de personas que visitan el área; evaluación del impacto visual
Remanentes	Cantidad de bosque primario y secundario a varias distancias; distancia al borde del bosque; distancia a bosques de cierto tamaño; distancia a remanentes de vegetación; distancia a fuentes de semillas; presencia o ausencia de áreas adyacentes con tipos de uso de suelo adecuados para la restauración; presencia o ausencia de vegetación remanente; presencia o ausencia de dispersores de semillas; densidad de árboles y arbustos.
Tamaño	Área; área necesaria para restaurar un tipo de vegetación
Condiciones del suelo	Contenido de nitrógeno en el suelo; contenido de material orgánico en el horizonte superior del suelo; contenido de fósforo en el suelo; abundancia de macrofauna en el suelo; respiración del suelo; textura del suelo

Anexo 1 (cont.)

Criterios	Indicadores
Estructura de la vegetación	Distribución de la altura; estructura horizontal: cantidad de restos gruesos de madera, tamaño, nivel de deterioro; diversidad de los estratos de plantas; fase estructural; diámetro de los árboles; estructura vertical: composición de las especies de plantas, tocones/árboles silvestres-nivel de deterioro, árboles con cavidades
Agua en el ecosistema	Alcalinidad; altura de la ribera; profundidad del canal; ancho del canal; O_2 disuelto; distancia a grandes ríos; dureza; longitud de los cursos de agua en las zonas de restauración; flujo máximo; pH; claridad del agua; índice de humedad; achura de la llanura de inundación activa

Anexo 2 Criterios e indicadores para el factor F, que se refiere a la viabilidad de las intervenciones de restauración. Tomado de Orsi *et al*. (2011).

Criterios	Indicadores
Ecológicos	
Accesibilidad	Distancia a los centros con capacidad adecuada; distancia a las infraestructuras de transporte; distancia a las ciudades; geomorfología; número de vehículos disponibles; tipo de carreteras; tipo de vegetación
Climáticos	Parámetros del cambio climático; precipitación; humedad relativa; viento
Niveles de degradación	Cantidad de árboles maduros; cantidad de vegetación remanente; cantidad de dispersores de semillas; compactación; erosión de la capa superior del suelo; número de especies pioneras; número de especies de árboles remanentes; agotamiento de los nutrientes; fertilidad del suelo; riqueza de especies
Perturbación	Cantidad de herbívoros; frecuencia de incendios; uso del suelo; datos de ganado domestico; número de especies invasoras; personas por Km^2; presencia o ausencia de especies invasoras; presencia o ausencia de malas hierbas; presencia o ausencia de plagas y enfermedades en la región; capacidad de regeneración de las especies invasoras; densidad de carreteras; tipo de ganado doméstico
Características del bosque	Calibrador – diámetro; diversidad; composición histórica del bosque y estructura; estudio biológico de la vegetación del paisaje (LaBiSV); número de especies exóticas; número de parches de bosque; número de troncos por hectárea y clase de edad; distribución del parche; presencia o ausencia de especies de plantas deseables; presencia o ausencia de micorrizas; presencia o ausencia de bosques maduros; presencia o ausencia de bosque secundario; riqueza de especies; altura de los árboles; bosque de edad uniforme/bosque coetáneo; % vivo/ muerto; % plantas amenazadas; % árboles – composición de especies de plantas obtenidas a partir de los datos de sucesión de un lugar o de su estado maduro de sucesión y que representen una desviación de la línea de base
Conflictos por el uso del suelo	Diferentes tasas de transformación del uso del suelo; uso del suelo; planes de desarrollo del paisaje; presencia o ausencia de tierras abandonadas; presencia o ausencia de propiedades privadas; presencia o ausencia de servicios (cables eléctricos, etc.); idoneidad de la tierra para usos alternativos; matriz de transformación de cada clase de cobertura del suelo
Potencial de regeneración natural	Distancia a los bosques naturales; distancia a las áreas protegidas; distancia a las fuentes de semillas; potencial de crecimiento; número de pájaros; número de semillas de árboles y arbustos; adaptabilidad a las plagas y enfermedades; presencia o ausencia de estructuras bióticas mínimas; presencia o ausencia de corredores biológicos; presencia o ausencia de variantes genéticas de las poblaciones únicas usando marcadores neutrales, tales como isoenzimas, microsatélites o secuencias de ADN; rizomas y material de raíz; densidad de plántulas; capacidad de supervivencia; clasificación de los síndromes de las unidades del paisaje; dirección del viento; % de especies con diferentes modos de dispersión
Tamaño del hábitat	Área; número de fragmentos

Anexo 2 (cont.)

Criterios	Indicadores
Suelo	Acidificación del sustrato; altitud; orientación; tipo de roca base; densidad aparente; capacidad de intercambio de cationes; compactación; concentración de metales pesados; concentración de pesticidas; fluctuación de la temperatura anual y diaria; profundidad; erosión; fertilidad; comunidades microbianas; material orgánico (%); pH; fósforo disponible para las plantas; precipitación; presencia o ausencia de químicos tóxicos; presencia o ausencia de toxinas; pendiente; pendiente inferior al 35%; tipo de suelo; estructura; nitrógeno total
Disponibilidad de agua	Precipitación anual; aridez e índice de humedad; distancia a los ríos; elevación por encima del nivel medio de agua subterránea; capacidad de campo del suelo; tasa de infiltración; distribución de la precipitación; profundidad del suelo

Referencias bibliográficas

Beinat, E. 1997. Value functions for environmental management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Beinat, E., Nijkamp, P. 1998. Multicriteria Analysis for land-use management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Bojórquez-Tapia, L.A., de la Cueva, H., Díaz, S., Malgarejo, D., Alcantar, G., Solares, M.J., Grobet, G., Cruz-Bello, G. 2004. Environmental conflicts and nature reserves: redesigning Sierra San Pedro Mártir National Park, Mexico. Biological Conservation 117: 111–126.

Buchy, M.U., Hoverman, S. 2000. Understanding public participation in forest planning: a review. Forest Policy and Economics 1: 15–25.

Ceballos-Silva, A., Lopez-Blanco, J. 2003. Delineation of suitable areas for crops using a Multi-Criteria Evaluation approach and land use/cover mapping: a case study in Central Mexico. Agricultural Systems 77: 117–136.

Cipollini, K., Maruyama, A.L., Zimmerman, C.L. 2005. Planning for restoration: a decision analysis approach to prioritization. Restoration Ecology 13: 460–470.

Dale, V. H., Beyeler, S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. Ecological Indicators 1: 3–10.

Eden, C., Ackermann F. 2004. Cognitive mapping expert views for policy analysis in the public sector. European Journal of Operational Research 152: 615–630.

Gasparri, I., Manghi, E., Montenegro, C., Strada, M., Parmuchi, M.G., Bono, J. 2004. Mapa forestal Provincia de Salta. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (ed.), Buenos Aires.

Geneletti, D. 2004. A GIS-based decision support system to identify nature conservation priorities in an alpine valley. Land Use Policy 21: 149–160.

Geneletti, D. 2005. Formalising expert's opinion through multi-attribute value functions. An application in landscape ecology. Journal of Environmental Management 76: 255–262.

Geneletti, D. 2008. Incorporating biodiversity assets in spatial planning: methodological proposal and development of a planning support system. Landscape and Urban Planning 84: 252–265.

Geneletti, D. 2010. Combining stakeholder analysis and spatial multicriteria evaluation to select and rank inert landfill sites. Waste Management 30: 328–337

Geneletti, D., Beinat, E., Chung, C.J., Fabbri, A.G., Scholten, H.J. 2003. Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment: lessons from a case study. Environmental Impact Assessment Review 23: 471–487.

Grimble, R., Chan, M.K. 1995. Stakeholder analysis for natural resource management in developing countries. Natural Resources Forum 19: 113–124.

Herwijnen, M. van. 1999. Spatial decision support for environmental management. Ph.D. Thesis, Vrije Universiteit Amsterdam.

Ianni, E., Geneletti, D. 2010. Applying the Ecosystem Approach to select priority areas for Forest Landscape Restoration in the Yungas, Northwestern Argentina. Environmental Management 46, 748–760.

ITTO, IUCN. 2005. Restoring forest landscapes: an introduction to the art and science of forest landscape restoration. ITTO policy development series No 23. ITTO, Yokohama.

Kangas, J., Store, R., Leskinen, P., Mehtätalo, L. 2000. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision-support tools. Forest Ecology and Management 132: 157–171.

Kangas, J., Leskinen, P. 2005. Modelling ecological expertise for forest planning calculations-rationale, examples, and pitfalls. Journal of Environmental Management 76: 125–133.

Lamb, D., Gilmour, D. 2003. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. IUCN, Gland, Switzerland.

MacMillan, D.C., Marshall, K. 2006. The Delphi process – an expert-based approach to ecological modelling in data-poor environments. Animal Conservation 9: 11–19.

Malczewski, J. 1999. GIS and Multicriteria Decision Analysis. Wiley, New York.

Mansourian, S. 2005. Overview of forest restoration strategies and terms. En: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds. in cooperation with WWF International), Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees. Springer, New York: pp. 8–13.

Marjokorpi, A., Otsamo, R. 2006. Prioritization of target areas for rehabilitation: a case study from West Kalimantan, Indonesia. Restoration Ecology 14: 662–673.

Mendoza, G.A., Prabhu, R. 2003. Qualitative multi-criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management. Forest Ecology and Management 174: 329–343.

Miller, J.R., Hobbs, R.J. 2007. Habitat restoration – do we know what we're doing? Restoration Ecology 15: 382–390.

Mittermeier, R. A., Myers, N., Thomsen, J. B., da Fonseca, G.A.B., Olivieri, S. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. Conservation Biology 12: 516–520.

Montreal Process. 1995. Criteria and Indicators for the conservation and sustainable management of temperate and boreal forests. Canadian Forest Service, Hull, Quebec. 27pp.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853–858.

Newton, A.C. 2007. Forest ecology and conservation. A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford, UK.

Newton, A., Kapos, V. 2003. Restoration of wooded landscapes: placing UK initiatives in a global context. En: Humphrey, J., Newton, A., Latham, J., Gray, H., Kirby, K., Poulson, E., Quine, C. (eds.), The restoration of wooded landscapes. Forestry Commission, Edinburgh: pp. 7–21.

Olson, D.M., Dinerstein, E. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. Annals of the Missouri Botanical Garden 89: 199–224.

Orsi, F., Geneletti, D. 2010. Identifying priority areas for Forest Landscape Restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. Landscape and Urban Planning 94: 20–30.

Orsi, F, Geneletti, D, Newton, A.C. 2011. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. Ecological Indicators 2(11), 337-347.

Özesmi, U., Özesmi, S. 2004. A participatory approach to ecosystem conservation: fuzzy cognitive maps and stakeholder groups analysis in Uluabat Lake, Turkey. Environmental Management 31: 518–531.

Renard, Y. 2004. Guidelines for stakeholder identification and analysis: a manual for Caribbean natural resource managers and planners. Caribbean Natural Resources Institute, Trinidad.

Roberts, C.M., McClean, C.J., Veron, J.E.N., Hawkins, J.P., Allen, G.R., McAllister, D.E., Mittermeier, C.G., Schueler, F.W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C., Werner, T.B. 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. Science 295: 1280–1284.

Roy, B. 1985. Méthodologie multicritère d'aide à la décision. Economica, Paris.

Sayer, J., Maginnis, S., Laurie, M. 2005. Forests in landscapes: ecosystem approaches to sustainability. Earthscan, London.

Sheppard, S.R.J., Meitner, M. 2005. Using multi-criteria analysis and visualisation for sustainable forest management planning with stakeholder groups. Forest Ecology and Management 207: 171–187.

Store, R., Kangas, J. 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. Landscape and Urban Planning 55: 79–93.

Stork, N.E., Boyle, T.J.B., Dale, V., Eeley, H., Finegan, B., Lawes, M., Manokaran, N., Prabhu, R., Soberon, J. 1997. Criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: conservation of biodiversity. Working Paper No. 17. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.

Toman, M.A., Ashton, P.M.S. 1996. Sustainable Forest Ecosystems and Management: a review article. Forest Science 42: 366–377.

WCMC. 2000. Prioritisation of target areas for forest restoration. World Conservation Monitoring Centre, Cambridge.

Wijewardana, D. 2008. Criteria and indicators for sustainable forest management: The road travelled and the way ahead. Ecological Indicators 8: 115–122.

Wilson, K., Pressey, B., Newton, A., Burgman, M., Possingham H., Weston, C. 2005. Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. Environmental Management 35: 527–543.

10 DESARROLLO DE RECOMENDACIONES SOBRE POLÍTICAS PÚBLICAS Y ESTRATEGIAS DE GESTIÓN PARA LA RESTAURACIÓN DE PAISAJES CON BOSQUES SECOS

M. González-Espinosa, M.R. Parra-Vázquez, M.H. Huerta-Silva, N. Ramírez-Marcial, J.J. Armesto, A.D. Brown, C. Echeverría, B.G. Ferguson, D. Geneletti, J.D. Golicher, J. Gowda, S.C. Holz, E. Ianni, A. Lara, F. López-Barrera, T. Kitzberger, L. Malizia, R.H. Manson, J.A. Montero-Solano, G. Montoya-Gómez, F. Orsi, A.C. Premoli, J.M. Rey-Benayas, I. Schiappacasse, C. Smith-Ramírez, G. Williams-Linera, A.C. Newton

Introducción

La restauración del paisaje forestal generalmente supone la conciliación de las diferentes partes interesadas. Como en otras aproximaciones a escala de paisaje, su complejidad ecológica abarca varias escalas temporales y espaciales (Levin, 1992; Young *et al*., 2005; Cash *et al*., 2006). Sin embargo, la práctica y el éxito final de la restauración del paisaje forestal también dependen de varias dimensiones humanas complejas, cuyas interacciones se desarrollan a lo largo de amplios periodos de tiempo (Higgs, 1997; Bradshaw, 2002; Naveh, 2005; Kanowski, 2010). Es probable que los bienes y servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques restaurados finalmente beneficien no sólo a las poblaciones locales, sino también a aquéllas localizadas a una distancia considerable (Buckley y Crone, 2008). Por otra parte, alguien tiene que pagar la restauración forestal de los bosques y muy pocas veces los recursos financieros locales están disponibles para financiar las iniciativas de restauración hasta que son evidentes los signos de éxito. Al igual que con la mayoría de las acciones de desarrollo rural, los proyectos de restauración generalmente requieren acuerdos sobre el uso a largo plazo de propiedades o territorios consolidados que involucran a las comunidades locales, grupos de base, agencias gubernamentales y organizaciones sociales urbanas, entre otras (Weiss, 2004). La restauración del paisaje forestal debería tener como uno de sus objetivos la legitimidad, y así evitar prácticas antidemocráticas que llevan a conflictos locales y regionales que han limitado el éxito de muchas iniciativas de conservación en países en vías de desarrollo (Lele *et al*., 2010).

Este capítulo se centra en el desarrollo de recomendaciones sobre políticas públicas para la restauración del paisaje forestal, ya que éste es, probablemente, el punto crucial para lograr la aplicación exitosa y el futuro de la restauración forestal en nuestras áreas de estudio. A modo de ejemplo, Wuethrich (2007) describe un caso donde las políticas públicas innovadoras y las acciones gubernamentales coordinadas han marcado una gran diferencia para los planes de conservación y restauración del bosque lluvioso atlántico en el estado de Río de Janeiro, Brasil. En el contexto de nuestros estudios de caso, el desarrollo y uso adecuado de las herramientas de apoyo para la toma de decisiones y la elaboración de directrices y planes locales de gestión dependen de, o proporcionan,

aportaciones al desarrollo de las políticas públicas. En la mayoría de los países de América Latina, una circunstancia común para la restauración forestal es que representa una base común para las acciones de diferentes agencias gubernamentales, cuyas actividades se relacionan con los planes económicos, el desarrollo social, la propiedad de la tierra, la agricultura, la silvicultura, la conservación del agua y del suelo y la gestión de las cuencas hidrográficas, entre otras. Estas agencias son propensas a emprender acciones contradictorias. La intervención de los múltiples intereses del gobierno suele enmarcarse dentro de un breve periodo, en general sólo durante el tiempo en el que tienen efecto las regulaciones particulares y los programas promovidos por las administraciones. Por otro lado, los cambios esperados en las normas y reglamentos para asegurar un mayor impacto de los programas de restauración pueden tardar años en ser discutidos y aprobados por los congresos locales. Además, pueden surgir conflictos entre algunos grupos de interés y las comunidades locales, ya que algunos de los más valiosos activos o materias primas involucradas en los proyectos de restauración (particularmente el territorio) necesitan ser comprometidos durante muchos años, a pesar de la típica corta vida de los presupuestos. Por lo tanto, tiene que establecerse un pacto político que considere las necesidades actuales y de largo plazo de los grupos involucrados. Para que tenga éxito, la restauración del paisaje forestal debe ser considerada en todas las dimensiones de una construcción social.

Las políticas públicas a nivel nacional relativas al uso y restauración de los bosques a menudo dependen de la aplicación de directrices generales dictadas por organismos internacionales de desarrollo, que frecuentemente, a su vez, persiguen objetivos contradictorios (por ej. las Naciones Unidas, el Banco Mundial, el Banco Interamericano de Desarrollo). Por ejemplo, se considera que el máximo secuestro de carbono se puede conseguir, en algunos casos, mediante plantaciones de pino (Fahey *et al*., 2010), que se están promoviendo en el contexto de una política global para reducir los efectos de los gases de efecto invernadero sobre el cambio climático. Sin embargo, puede esperarse que el establecimiento generalizado de estas plantaciones monoespecíficas tenga graves efectos perjudiciales para la biodiversidad regional (por ej. Richardson y Bond, 1991; Galindo-Jaimes *et al.,* 2002; Richardson y Rejmánek, 2004; González-Espinosa *et al.,* 2009). Grandia (2007) explica cómo el apoyo del Banco Mundial a favor de una serie de mega proyectos regionales superpuestos contradice la conservación de la biodiversidad en la iniciativa del Corredor Biológico Mesoamericano.

En este capítulo intentamos proporcionar una visión integrada y sinóptica basada en la investigación llevada a cabo en todas las áreas de estudio del proyecto ReForLan en tres países: Argentina, Chile y México. Para ello, comparamos las características biofísicas, las condiciones sociales, económicas y culturales, y el balance de las políticas de uso de la tierra aplicadas en las últimas décadas en cada región. Desde este análisis cualitativo, intentamos identificar algunos temas emergentes fundamentales, que podrían ser considerados en la elaboración de recomendaciones de políticas públicas para llevar a cabo programas de restauración de los paisajes con bosques secos que empleen herramientas de apoyo a las decisiones, directrices prácticas y planes de gestión. Los grupos de investigación involucrados en el proyecto ReForLan tienen historias muy diferentes respecto a su edad y sus temas de investigación a largo plazo, dando lugar a una diversidad de interacciones con los grupos de interés en sus respectivos contextos sociales.

Siembra reciente de milpa (campo de maíz), Depresión Central, Chiapas, México. Foto: A. Martins

Monitoreando plantones para la restauración en Veracruz. Foto: G. Myers

Las áreas de estudio y sus escenarios para la restauración de los paisajes forestales

Marco biofísico y uso del suelo

La variedad de condiciones ambientales que abarcan las áreas de estudio del proyecto ReForLan es enorme. En cada área, la gama particular de condiciones ambientales tiene una gran influencia sobre el potencial de restauración del paisaje forestal. Aunque se restrinjan a los ecosistemas de bosque seco, es posible identificar grandes diferencias: los patrones y procesos de los bosques tropicales mexicanos son comparados con varios tipos de vegetación mediterránea del centro de Chile, con los hábitats subtropicales premontanos andinos del noroeste de Argentina y el ecotono del bosque austral, así como con la estepa patagónica del sur de Argentina (Capítulos 1–5, **Tabla 10.1**). La historia del uso del suelo también es muy diversa. La cobertura de bosque original en la mayoría de las áreas ha sido severamente reducida, mientras que el uso agrícola del suelo ha sido mantenido durante siglos e incluso milenios en la región Mesoamericana (Carmack *et al*., 1996). Los pastizales inducidos y (o) las tierras de agostadero con especies nativas dedicadas al pastoreo de bovinos (algunas veces con ovejas y cabras) son una característica común en todas las regiones, aunque los sistemas tradicionales agrícolas indígenas (como la *milpa* o agricultura trashumante y los huertos muy diversos en los solares) sólo se mantienen en México (principalmente en Oaxaca y en menor medida en el centro de Chiapas).

El uso de los productos forestales está bien integrado en las culturas de todas las áreas de estudio, y la leña procedente de especies de árboles nativos sigue siendo de uso común en muchos hogares rurales; el carbón se produce y se vende en muchas comunidades y a menudo puede representar una fuente importante de ingresos. El uso de los productos no maderables es muy variable entre las áreas de estudio. Con la excepción de las dos áreas de estudio de Argentina, el uso tradicional de los productos no maderables es bastante común en Chile y México. Además de la madera y la leña, los árboles y los bosques pueden proporcionar forraje, medicinas, frutos y semillas, hongos comestibles, polen y néctar para las abejas, y usos ornamentales y ceremoniales, entre otros (Capítulo 5; de Groot *et al*., 2002; Marshall *et al*., 2006). En Chile y Argentina, además de la tala para madera y leña, las masas forestales remanentes y empobrecidas también se enfrentan a la amenaza de ser reemplazadas por plantaciones comerciales de árboles exóticos. Éste no es todavía el caso de las áreas de estudio mexicanas, aunque actualmente los ambiciosos programas oficiales de restauración sólo consideran unas pocas especies de árboles, incluyendo especies nativas agresivas y de rápido crecimiento (como los pinos) y especies exóticas que están asociadas con una alta reducción de la biodiversidad (Carabias *et al*., 2007). Por otro lado, la agricultura comercial mecanizada que usa altas dosis de agroquímicos es muy común en Chile, Veracruz y el centro de Chiapas, y se está extendiendo rápidamente en el noroeste de Argentina. Además, es típico usar el fuego para quemar residuos de la agricultura y pastos viejos en potreros, aunque en regímenes muy variables; los incendios forestales destructivos son más frecuentes en Chiapas y Oaxaca que en las otras áreas de estudio.

Tabla 10.1 Características geográficas, biofísicas y del uso del suelo de las regiones de estudio de los colaboradores del proyecto ReForLan. UNCOMA = Universidad Nacional del Comahue (Bariloche, Argentina), FPY = Fundación ProYungas (Jujuy y Salta, Argentina), PUC = Pontificia Universidad Católica de Chile (Santiago, Chile), UACH = Universidad Austral de Chile (Valdivia, Chile), UC = Universidad de Concepción (Concepción, Chile), ECOSUR = El Colegio de la Frontera Sur (San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México), CIIDIR-IPN = Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Instituto Politécnico Nacional (Oaxaca, Oaxaca, México), INECOL = Instituto de Ecología, A.C. (Xalapa, Veracruz, México), AF = Bosque Austral, APF = Bosque Premontano Andino, CF = Bosque del Chaco, SF = Bosque Esclerófilo, MSF = Bosque Esclerófilo Mediterráneo, MDDF= Bosque Seco Caducifolio Mediterráneo, TDF = Bosque Tropical Seco, SEPSF = Bosque Estacional Premontano Subperennifolio, OF = Bosque de Encino, POF = Bosque de Pino-Encino, PF = Bosque de Pino, RP = Bosque Ripario, G = Potreros, SH = Matorrales. MV = Muy variable. * La clasificación de los suelos en el centro de Chile y noroeste de Argentina sigue el sistema USDA-NRCS; en el resto de casos se usa el sistema FAO-UNESCO.

	Sur de Argentina (UNCOMA)	**Centro de Chile (Cordillera de la Costa y Valle Central) (PUC, UACH, UC)**	**Noroeste de Argentina (FPY)**	**Centro de Chiapas, México (ECOSUR)**	**Mixteca Alta, Oaxaca, México (CIIDIR-IPN)**	**Centro de Veracruz, México (INECOL)**
Latitud	39°30'–43°35'S	33°30'–38°00'S	22°00''–24°00'S	15°50'–17°00'N	17°00'–18°00'N	19°17'–19°25'N
Longitud O	71°19'–72°00'	71°50'–72° 30'	63°30'–65°00'	92°00'– 93°30'	97°00'–98°00'	96°26'–96°35'
Elevación (m)	800–1500	0–2260	350–750	500–1700	600–1500	40 –1100
Temperatura media anual	12°	13°	21°	19°–26°	16°–18°	24°–26°
Precipitación media anual	1500	100–500	900	800–1200	550–900	900
Geomorfología predominante	Laderas escarpadas y suaves y llanuras onduladas	Laderas escarpadas en la Cordillera de la Costa, y laderas suaves y llanuras onduladas entre los dos sistemas montañosos	Laderas escarpadas y suaves y llanuras onduladas	Laderas escarpadas y suaves y llanuras onduladas	Laderas escarpadas y suaves y llanuras onduladas	Laderas suaves y llanuras onduladas
Tipos de suelo predominantes *	Andosoles	Andisoles, entisoles, inceptisoles	Entisoles, inceptisoles, mollisoles	Litosoles, rendzinas, luvisoles, y regosoles sobre caliza	Andosoles, litosoles sobre caliza	Feozems háplicos, litosoles, vertisoles pélicos
Principales tipos de vegetación	Ecotono AF- estepa	SF, MSF, MDDF, RF, G, SH	APF, CF, RF	TDF, SEPSF, OF, POF, PF, RF	TDF, OF, POF, PF	TDF, RF

Tabla 10.1 (cont.)

	Sur de Argentina (UNCOMA)	**Centro de Chile (Cordillera de la Costa y Valle Central) (PUC, UACH, UC)**	**Noroeste de Argentina (FPY)**	**Centro de Chiapas, México (ECOSUR)**	**Mixteca Alta, Oaxaca, México (CIIDIR-IPN)**	**Centro de Veracruz, México (INECOL)**
Cobertura agrícola o cultivos principales	Potreros y agostaderos para bovinos y ovejas	Viñedos, potreros, fruticultura, ganadería	Caña de azúcar de regadío, soja, potreros para bovinos	Potreros para bovinos, cultivos tradicionales anuales, cultivos de secano con uso de agroquímicos, cultivos de regadío, frutales, plantaciones de café con sombra	Cultivos tradicionales anuales, potreros para ovejas y cabras	Caña de azúcar de regadío, cultivos anuales de secano, potreros, algunos frutales
Principales usos forestales	Plantaciones de árboles exóticos	Plantaciones de árboles exóticos, leña, carbón	Leña y madera de árboles nativos	Leña y madera de árboles nativos, sistemas silvopastoriles	Leña y madera de árboles nativos	Leña y madera de árboles nativos
Dependencia de la leña	Baja	Alta, MV	MV, baja en ciudades, alta en áreas rurales	Alta, MV	Alta	Baja, MV
Uso de productos forestales no-maderables	Pocos	Varios	Pocos	Muchos	Muchos	Muchos
Frecuencia e intensidad de incendios forestales	Baja/baja	Media/media	Baja/baja	Alta/alta	Alta/alta	Media/media

Taller en la comunidad de Mata Mateo, en Paso de Ovejas, Veracruz, México. Foto: A. Suárez

Leña junto al horno de un alfarero, Chiapas, México. Foto: B. Ferguson

Escenarios socioeconómicos

La historia de las poblaciones precolombinas y los patrones de asentamiento resultantes tras el contacto con los grupos de colonizadores europeos difieren en las áreas de estudio (Mann, 2005). La historia de los movimientos y la prevalencia de grupos étnicos dentro de una región dada pueden tener relevancia para la restauración forestal, principalmente por la variable persistencia de prácticas indígenas relacionadas con los recursos forestales nativos. De manera más general, la composición étnica de una población local, con sus consiguientes características políticas y culturales actuales, influirá en la definición y aplicación de las políticas públicas y el desarrollo de actividades de divulgación.

En Argentina, la densidad poblacional es bastante baja y se concentra principalmente en pueblos y ciudades, donde la mezcla de inmigrantes caucásicos, que llegaron en un periodo relativamente reciente (finales del siglo XIX y primera mitad del siglo XX), representan la mayor parte de la población. Desde este extremo, una proporción variable de la población mestiza se integra con inmigrantes europeos en el centro de Chile, en menor medida en el centro de Veracruz, y con grupos indígenas en el centro de Chiapas. La Mixteca Alta de Oaxaca (sur de México) está poblada principalmente por indígenas mixtecos (**Tabla 10.2**). Los grupos indígenas de Chile y México ocuparon durante siglos las áreas de estudio, antes de su contacto con los colonizadores europeos (Mann, 2005). Es importante señalar que la mayoría de la población en Oaxaca, y en menor extensión en Chiapas, muestra un patrón de poblamiento de alta dispersión. Las familias tienen sus hogares cerca de las tierras agrícolas y mantienen en los solares frutales y aves de corral en libertad; el uso de las áreas de bosque y potreros es comunal y depende de acuerdos alcanzados por el grupo de propietarios. En el centro de Chiapas y el centro de Veracruz prevalece un estilo de vida de empresario ranchero mestizo relativamente moderno (**Recuadros 10.1** y **10.2**).

Tabla 10.2 Características sociales, económicas y de restauración forestal de las regiones de estudio de los diferentes colaboradores institucionales del proyecto ReForLan. Ver la **Tabla 10.1** para los acrónimos institucionales. * La palabra *mestizo* se refiere a la gente con ascendencia en parte indígena y en parte caucásica (generalmente española); se aplica usualmente a cualquier mexicano que de alguna manera está hispanizado, independientemente de su ascendencia real. ** Los *ejidos* son terrenos concedidos a las comunidades de campesinos, que los mantienen de manera colectiva y los usan para la agricultura y la extracción de recursos naturales basándose en acuerdos comunitarios; los miembros de los *ejidos* viven en una comunidad en las áreas designadas para sus hogares, mientras que otras tierras son asignadas para el cultivo individual o el uso comunitario. MV = Muy variable. RF = Restauración forestal.

	Sur de Argentina (UNCOMA)	**Centro de Chile (Cordillera de la Costa y Valle Central) (PUC, UACH, UC)**	**Noroeste de Argentina (FPY)**	**Centro de Chiapas, México (ECOSUR)**	**Mixteca Alta, Oaxaca, México (CIIDIR-IPN)**	**Centro de Veracruz, México (INECOL)**
Densidad poblacional	Baja	Alta	Baja	Muy alta	Baja	Media
Dispersión de la población	Concentrada en pueblos y ciudades	Concentrada en pueblos y ciudades	Concentrada en pueblos y ciudades	Unos pocos pueblos grandes y ciudades; poco dispersa	Dispersa	Concentrada en pueblos y ciudades
Grupo étnico	Principalmente caucásicos, algunas mezclas indígenas	Principalmente mestizo*, algunos caucásicos, algunas mezclas indígenas	Principalmente inmigrantes caucásicos mezclados, algunos grupos indígenas	Principalmente mestizo*, algunos indígenas zoque	Principalmente indígenas mixtecos, algunos mestizos*	Mestizo*
Línea de pobreza	La mitad por encima y la mitad por debajo	Principalmente por encima	La mitad por encima y la mitad por debajo	Principalmente por encima, muy variable pero rara vez por debajo	Principalmente por debajo	Principalmente por encima, muy variable
Nivel educativo general	Principalmente primaria, algunos más alto	Primaria y más alto	Primaria y más alto	La mayoría apenas con primaria, MV	La mayoría apenas con primaria, MV	Primaria y más alto, MV
Propiedad de la tierra	Propiedad privada	Propiedad privada y estatal	Propiedad privada	Ejidos** y propiedad privada	Ejidos** y propiedad privada	Ejidos** y propiedad privada
Tamaño de la tierra en propiedad	Grande	De pequeño a grande	De mediano a grande	De pequeño a mediano	Muy pequeño	De pequeño a mediano
Líneas de crédito	Sí, muy variable	Sí, muy variable	Sí, muy variable	En general no disponible	En general no disponible	Sí, muy variable
Vulnerabilidad respecto a los mercados globales	Alta	Muy alta	Muy alta	De moderada a alta	Moderada, muy variable	Alta, muy variable
Migración hacia las ciudades o el extranjero	De media a alta	De baja a alta	De baja a media	De media a alta	De media a alta	Alta
Intensificación agrícola	Baja	Muy alta	Muy alta	Moderada, MV	Baja (moderada en planicies)	Moderada, muy variable
Sustentabilidad de los usos actuales de la tierra	Medio/Pobre	Medio/Pobre	Medio/Pobre	Pobre	Pobre	Medio/Pobre
RF activa o pasiva	Principalmente pasiva	Principalmente activa	Principalmente pasiva	Ambas, baja	Principalmente activa	Ambas
Productos diversos a través de la RF	Bajo	Bajo	Bajo	Media	Medio/alto	Medio, muy variable

Recuadro 10.1 Contribución del análisis de los modos de vida al establecimiento de prioridades de restauración del bosque tropical seco: un estudio de caso en la Depresión Central de Chiapas, México

M.H. Huerta-Silva, M.R. Parra-Vázquez, J.A. Jiménez-Fernández, N. Ramírez-Marcial, M. Martínez-Icó, J.M. Rey-Benayas, D. Geneletti, F. Suzart-de Albuquerque

En este trabajo hemos adoptado el marco conceptual de los medios de vida sustentables con el objetivo de seleccionar las áreas potenciales de restauración y las estrategias de intervención basadas en los criterios y necesidades de los actores locales. Esto nos permitió estudiar los recursos a nivel de familia y visualizar sus interacciones, reconocer las estructuras sociales subyacentes y las políticas incidentes que provocan vulnerabilidad en las familias campesinas, así como esbozar las principales tendencias en las comunidades.

Llevamos a cabo talleres locales participativos sobre medios de vida sustentables siguiendo un protocolo acordado por los miembros del grupo de investigación, además de entrevistas con informantes clave y el reconocimiento de las condiciones locales a lo largo de gradientes altitudinales. Realizamos un muestreo rápido en el campo para calcular un índice del estado de los bosques (Ochoa-Gaona *et al*., 2010). Las actividades fueron llevadas a cabo en dos ejidos, el Ejido 20 de Noviembre (92°53'O, 16°32'N; 450 m) y el de Ocuilapa de Juárez (93°24'O, 16°51'N; 940 m), ambos localizados en la región de la Depresión Central de Chiapas, al sur de México. (*Ejido* se refiere a un concepto particular de posesión de la tierra que surgió de la reforma agraria mexicana, desarrollada durante la mayor parte del siglo pasado. Los ejidos son comunidades donde coexisten dos grandes derechos de propiedad, parcelas agrícolas y casas privadas, y parcelas de uso comunitario, generalmente bosques y potreros). La región de estudio tiene una tradición de uso y gestión de sus recursos naturales que abarca al menos cuatro siglos, con un incremento en la intensidad de uso observado durante los últimos 60 años.

El análisis de modos de vida sustentables indica que estos ejidos presentan diferencias entre ellos: la forma de vida "ranchera" prevalece en el Ejido 20 de Noviembre mientras que en Ocuilapa es de tipo "campesina-proletaria". Los rancheros del Ejido 20 de Noviembre practican un uso no sustentable de los recursos naturales, y los bosques sólo se conservan en un 10% de las tierras mediante un acuerdo de propiedad comunitaria. A pesar de la intensificación de sus actividades productivas, los rancheros obtienen escasos rendimientos; actualmente sus principales fuentes de ingresos son las remesas, el trabajo remunerado y los subsidios del gobierno, lo que los hace muy dependientes y vulnerables. Su nivel de vida está por encima del umbral de pobreza alimentaria, de capacidades y patrimonial. El crecimiento demográfico se ha estabilizado y sus tierras de barbecho están en restauración pasiva (**Figura 1**).

Los campesinos de Ocuilapa practican un uso más sustentable de sus recursos naturales; siguiendo una estrategia de diversificación han sido capaces de conservar hasta un 45% de sus áreas de bosque. Sus principales fuentes de ingresos son las actividades agrícolas, que les hacen menos vulnerables y dependientes de los recursos externos. Estos campesinos superan los umbrales de referencia de la pobreza pero obtienen menos ingresos que los ganaderos. Una gran proporción de sus áreas forestales incluye plantaciones de café de sombra bajo las copas de diferentes especies nativas de árboles. Aunque estas plantaciones resultaron evaluadas con los menores valores respecto a sus condiciones ecológicas, mostraron valores de diversidad similares a los de los bosques tropicales subperennifolios. Las tendencias internas y las presiones externas son evidentes y pueden poner en riesgo la sustentabilidad obtenida. La población local continúa creciendo y las actividades artesanales son muy dependientes de la leña y la madera (cerámica y carpintería, respectivamente), lo que ocasiona una creciente presión directa sobre la cobertura forestal. Aunque los propietarios de Ocuilapa se ven a sí

Recuadro 10.1 (cont.)

mismos principalmente como productores de café, obtienen la mayoría de sus ingresos de la cría extensiva de ganado (**Figura 1**).

Los principales temas, intereses, objetivos y criterios para la restauración forestal en los ejidos estudiados son:

- Los propietarios en ambos ejidos consideran que sus principales problemas están relacionados con la pobreza y con la falta de apoyo gubernamental para sus actividades productivas. Los rancheros también mencionaron el control de los incendios, mientras que los campesinos citaron la falta de empleo y de opciones técnicas para los sistemas agrícolas.
- Los propietarios en ambos ejidos estarían dispuestos a iniciar un proyecto de restauración forestal con la finalidad de: desarrollo productivo (sistemas agroforestales, madera y productos no maderables), recuperación de los bosques y tierras degradadas, y conservación del suelo y del agua. Los campesinos de Ocuilapa también mencionaron que *'los productos de la restauración del bosque deberían tener un mercado'*.
- Los criterios a seguir por los rancheros al seleccionar un sitio para la restauración forestal debieran considerar que el proyecto fuera llevado a cabo en las tierras de uso común, reforestar áreas dentro de una reserva y que las tierras restauradas recibieran protección. Por otro lado, los campesinos de Ocuilapa insistieron en usar *'las tierras más apropiadas para establecer el proyecto de restauración … las tierras donde otras actividades productivas no pudieran ser afectadas … las tierras que no fueran productivas productivas para otro uso*'. Finalmente, mencionaron que el sitio elegido para la restauración del bosque podría ser útil '*para inculcar una cultura ambiental'*.

Cabe señalar que, en ambos ejidos, los propietarios ya han identificado los terrenos donde estarían dispuestos a llevar a cabo un proyecto de restauración. En ambos casos, las parcelas son áreas llanas con suelos extremadamente degradados que requerirán diferentes prácticas de restauración.

Como resultado del taller realizado en el Ejido 20 de Noviembre hemos identificado las siguientes prioridades: (1) fomentar el ecoturismo como una forma de continuar las actividades de conservación en las áreas protegidas, lo que al mismo tiempo reducirá la presión causada por la división de la tierra en la reserva comunal, (2) recuperar la cobertura forestal del Cerro Verde (nombre de la reserva comunitaria) dañado por los incendios y (3) evitar los incendios causados por humanos. En Ocuilapa, los propietarios subrayaron su voluntad de llevar a cabo mejores prácticas y recibir orientación técnica sobre sistemas agrícolas novedosos.

Nuestros resultados ilustran la complejidad que existe a escala local, y claramente indican aquellos elementos de los modos de vida rural sustentables que ya están disponibles y que podrían ser usados como un punto de partida para emprender una iniciativa de restauración con altas probabilidades de éxito. Es importante tener en cuenta los objetivos, intereses y criterios que podrían motivar que los propietarios acogieran tal iniciativa, sin ignorar aquellos elementos de sus medios de vida que serían alterados o modificados, incluyendo una nueva organización de las actividades estratégicas en cada ejido, el cambio o fortalecimiento de sus activos y las consecuencias para las condiciones de vida y de empleo de sus familias.

Estos resultados ayudan a explicar por qué las políticas públicas ambientales y de desarrollo rural están destinadas a fracasar si no consideran las necesidades, intereses y el conocimiento de los actores locales.

Recuadro 10.1 (cont.)

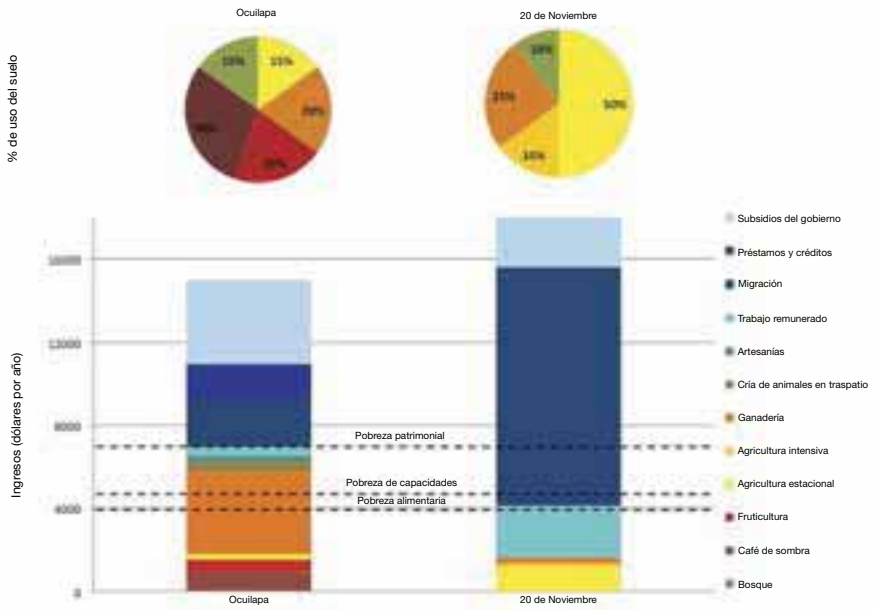


Figura 1 Gráficos de pastel que muestran el porcentaje del área de cada tipo de uso del suelo en el territorio de cada ejido (comunidad). Las barras indican la composición de los ingresos anuales en una 'familia tipo' derivados de diferentes actividades y su relación con los umbrales estándares de pobreza (CONEVAL, 2007). Los diferentes colores de los gráficos representan actividades y tipos de usos del suelo; su grosor indica la contribución a los ingresos. La escala de referencia que mide la pobreza utiliza cantidades de dinero para dar cuenta de los umbrales de pobreza definidos por el Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL), que consideran como valor base el costo de los productos alimenticios mínimos incluidos en 'la canasta básica' de la población rural. Las líneas discontinuas se refieren a los límites monetarios máximos aditivos de cada categoría de pobreza: la 'pobreza alimentaria' indica un valor de referencia relacionado con la capacidad de adquirir alimentos; la 'pobreza de capacidades' se refiere a un límite para acceder a servicios de salud y educación, además de la alimentación; la 'pobreza patrimonial' indica un límite monetario necesario para cubrir la alimentación, la salud y la educación, así como la ropa, la vivienda y el transporte. Consideramos como una 'familia tipo' a un grupo familiar con siete miembros. Las figuras fueron preparadas con datos originales obtenidos de diversos talleres sobre los medios de vida rurales llevados a cabo en el área de estudio.

Recuadro 10.2 Uso de herramientas multicriterio para el apoyo a las decisiones en los Consejos de Desarrollo Rural Sustentable en Chiapas, México

J.A. Jiménez-Fernández, M.H. Huerta-Silva, N. Ramírez-Marcial

Los bosques de México tienen un alto valor ambiental, social y económico. Unos 8000 ejidos y comunidades agrarias poseen cerca de 80% de las tierras forestales del país, que durante siglos han mantenido la subsistencia y la calidad de vida humana. Los bosques proporcionan comida, combustible, madera y otros productos para la subsistencia y los fines comerciales. Además, tienen un papel clave en la estabilidad de los ecosistemas al albergar diversidad biológica, ayudando a mantener la calidad del aire, el suministro de agua y la conservación del suelo, y contribuyendo a la regulación de la temperatura de la Tierra. No existen valores absolutos para los bosques, ya que éstos dependen de cómo el bosque es percibido por los humanos. Estas percepciones son dinámicas y están en cambio continuo. El valor puede ser definido como la importancia relativa o el significado que la gente de una localidad en particular le asigna a un activo dentro de un contexto cultural y socioeconómico dado.

En este trabajo usamos entrevistas semiestructuradas realizadas a los propietarios (ejidatarios) para estimar el valor de los bosques secos en dos localidades de la Depresión Central de Chiapas, en el sur de México. Los resultados indicaron que más de 80% de las personas entrevistadas en ambas localidades retienen alguna porción de sus tierras, siempre que tengan suficiente, para obtener bienes y servicios forestales. Las personas con poca tierra dedican la mayor parte o la totalidad de ésta a una sola actividad agrícola (cultivo de maíz de secano). Sin embargo, incluso sin áreas de conservación, los campesinos reconocen la importancia de tener árboles en las parcelas, ya que proporcionan bienes y servicios. Las personas que mantienen una porción de bosque en sus tierras consideran que tienen una reserva de madera de aserrío, además de otros beneficios que pueden ser obtenidos directamente de los bosques como leña, postes para las cercas, madera para construir sus casas, medicinas, abonos orgánicos o hábitat para la caza. Otros beneficios indirectos de los bosques identificados por los propietarios incluyeron la regulación del clima, la conservación del suelo y la protección frente a plagas y enfermedades. En menor grado (5%), reconocieron otros valores universales de los bosques como fuente de vida, felicidad, tranquilidad y satisfacción.

Analizamos los medios de vida rurales para determinar la voluntad que tendrían los propietarios de participar en proyectos de restauración forestal. Respecto a la composición de las estructuras de los medios de subsistencia rurales, encontramos que las reglas externas e internas restringen las actividades de los grupos familiares. Existen eventos vinculados con la vulnerabilidad y estrés, con tendencias y políticas internas y externas que limitan la acción local, en la que en algunos casos, pero no siempre, los interesados pueden tener una acción directa ya que las acciones pueden estar impuestas desde el exterior. A partir de este análisis encontramos que en una de las localidades, el Ejido 20 de Noviembre, los propietarios tienen un perfil rural más empresarial con una transición urbana en curso; éstos tienen una actitud productiva y conservacionista, se autogestionan y tienen formación para innovar. En la otra localidad, Ocuilapa de Juárez, el medio de vida predominante puede describirse como de campesinos forestales con intereses en las plantaciones, la artesanía y la agricultura; actualmente están dentro de una transición rural a urbana, y mantienen una actitud conservacionista mediante un enfoque diversificado de uso de los recursos. Estos campesinos muestran un mayor nivel de organización, que les da poder para llevar a cabo proyectos autogestionados de desarrollo y de conservación.

La intensidad de uso del bosque varía con las necesidades locales y la disponibilidad de recursos financieros. Por ejemplo, la extracción de leña se realiza semanalmente, pero el aclareo para obtener los postes de las cercas se hace una vez al año. La madera se recoge cada vez que es preciso reparar o construir una casa o cobertizo, pero la madera para muebles se obtiene una vez por semana. La recolección de fertilizante orgánico proveniente del piso forestal se realiza anualmente. Las especies de árboles más usadas en el Ejido 20 de Noviembre fueron *Leucaena diversifolia, Haematoxylum campechianum, Acacia pennatula* y *Cordia alliodora*. En Ocuilapa, las especies más usadas fueron *Acacia pennatula*, *Nectandra* spp. *Matayba oppositifolia*, *Mosquitoxylum jamaicense*, *Sideroxylon persimile*, *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea*, *Cordia alliodora* y *Trichospermum mexicanum*. Los resultados de nuestro estudio indican que es posible incluir estas especies en nuevos esquemas de gestión sustentable que impliquen la participación comunitaria.

La pobreza es generalizada en todas las áreas de estudio. Sin embargo, la proporción de propietarios que están por encima o por debajo de los umbrales estándares de pobreza es muy variable. En ningún caso las personas pobres representan menos de la mitad de la población local; en Oaxaca se encontraron más casos de extrema pobreza (**Tabla 10.2**). Los niveles de educación formal están, en cierta medida, inversamente relacionados con la pobreza y pueden tener implicaciones directas en las estrategias para implementar planes locales de restauración.

En las áreas de estudio de Sudamérica predomina un régimen de propiedad privada de la tierra que puede hacer que los acuerdos para consolidar tierras para la restauración forestal sean una cuestión de decisión personal. El tamaño de las propiedades tiende a ser de mediano a grande, tendiendo a cientos o incluso miles de hectáreas. En México la situación es diferente, ya que como resultado de una gran reforma agraria las propiedades privadas son medianas o pequeñas (en los ejidos con frecuencia muy pequeñas), y las decisiones con respecto al uso del bosque y la restauración se realizan mediante acuerdos comunitarios (**Tabla 10.2**). El tipo de propiedad de la tierra puede influir en la posibilidad de obtener líneas de crédito para intensificar la agricultura e insertarse en los mercados globales con cultivos de exportación y otros productos, lo que puede tener efectos directos conflictivos sobre las áreas forestales remanentes y en el potencial de restauración de las tierras degradadas. Incluso cuando se compara con los altos riesgos ambientales que podría traer la intensificación de la agricultura, debido al alto insumo de agroquímicos y el uso de maquinaria, es evidente, cuando ha sido posible evaluar los criterios de sustentabilidad, que la mayoría de los sistemas de uso del suelo practicados actualmente tienen un valor muy bajo.

Actualmente se realizan prácticas de restauración forestal, en algún grado, en todas las áreas de estudio. Sin embargo, la diversidad de productos forestales obtenidos de las masas forestales restauradas es menor que la de los bosques naturales en un estado sucesional medio o tardío. La restauración pasiva predomina en los campos en barbecho y en los bosques secundarios donde el pastoreo y la tala son regulados durante varios años. La restauración activa en áreas amplias se lleva principalmente a cabo mediante la introducción de especies de crecimiento rápido (pinos, cedros), incluyendo especies exóticas como los eucaliptos (Lara *et al*., 2003; Carabias *et al*., 2007; Altamirano y Lara, 2010).

Los marcos legales y reglamentarios de las políticas públicas

La complejidad de la restauración ecológica implica la interacción entre diferentes elementos físicos, biológicos, económicos, sociales, culturales y, finalmente, políticos (Weiss, 2004). En todas las áreas de estudio del proyecto ReForLan existe un marco legal general a nivel nacional que tiene como objetivo asegurar el uso sustentable de los recursos forestales. Sin embargo, existen diferencias considerables entre las filosofías subyacentes, el alcance, los fines y los detalles de los marcos legales disponibles en cada país, así como en la posible intervención de los grupos académicos y organizaciones para su transformación (**Tabla 10.3**).

Tabla 10.3 Marcos legales y reglamentarios y participación en la definición y (o) implementación de las políticas públicas (PP) en la restauración del paisaje forestal (RPF) por parte de los diferentes colaboradores institucionales del proyecto ReForLan en sus respectivas regiones de estudio. Ver la **Tabla 10.1** para los acrónimos institucionales. D = disponible, MV = muy variable, N = escala nacional, E/P = escala de estado o provincia, L/M = escala local o municipal.

	Sur de Argentina (UNCOMA)	**Centro de Chile (Cordillera de la Costa y Valle Central) (PUC, UACH, UC)**	**Noroeste de Argentina (FPY)**	**Centro de Chiapas, México (ECOSUR)**	**Mixteca Alta, Oaxaca, México (CIIDIR-IPN)**	**Centro de Veracruz, México (INECOL)**
PP a favor de la RF	Sí (algunas)	Sí	Sí (algunas)	No	Sí	No
Algunas PP desfavorables a la RF	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Aplicación de PP	De arriba hacia abajo	Marcadamente de arriba hacia abajo	De arriba hacia abajo	Marcadamente de arriba hacia abajo	Marcadamente de arriba hacia abajo	Marcadamente de arriba hacia abajo
Superposición de organismos que implementan las PP	Sí, alta	Sí	Sí	Sí, alta	Sí, alta	Sí, alta
Leyes y reglamentos con criterios de sustentabilidad	D, N	D, N	D, N, E/P	D, N, E/P, L/M	D, N, E/P, L/M	D, N, E/P, L/M
Esfuerzos de planificación y resultados previos, incluso si no están directamente relacionados con la RPF	D, N	D, N, E/P	D	D, N, E/P, L/M	D, N	D, N
Los grupos de interés participan en el diseño e implementación de las PP en la RPF	Sí, N	Sí, N, E/P, L/M	Sí, N, E/P, L/M	Sí, E/P, L/M	Sí, E/P, L/M	Sí, E/P, L/M
Los grupos de interés participan en las principales PP de decisión en la RPF	Sí, N	Sí, N, E/P, L/M	Sí (?)	No	Sí (?), L/M	Sí, E/P, L/M

Tabla 10.3 (cont.)

	Sur de Argentina (UNCOMA)	**Centro de Chile (Cordillera de la Costa y Valle Central) (PUC, UACH, UC)**	**Noroeste de Argentina (FPY)**	**Centro de Chiapas, México (ECOSUR)**	**Mixteca Alta, Oaxaca, México (CIIDIR-IPN)**	**Centro de Veracruz, México (INECOL)**
Grupos de base representados	No	Sí (algunos)	Sí (algunos)	Sí, L/M	Sí, L/M	Sí, L/M
Grupos de base implementan la RPF	Sí	Sí (algunos)	No	No (unos pocos)	No	No
Interés comunitario en la RPF	Bajo	Bajo, MV	Bajo	Bajo, MV	Bajo, MV	MV
Ordenamiento territorial directamente aborda la RPF	No (la anterior legislación lo hizo)	No	Sí	No, pero otros E/P planes D	No	No
Interacciones entre colaboradores o grupos de interés	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Productos entre colaboradores o grupos de interés	Sí, diagnóstico regional, guías de campo	Sí, diagnóstico regional, guías de campo	Sí, diagnóstico regional, guías de campo, mapa de ordenamiento territorial	Sí, diagnóstico regional, guías de campo	Sí, diagnóstico regional, guías de campo	Sí, diagnóstico regional, guías de campo
Seguimiento de la RPF por las comunidades	No	No	Sí (algunas)	No	No	No
Sensibilización a escala comunitaria acerca de la RPF	No	No, MV	No	No, MV	Sí, MV	Sí, MV
Vinculación de la RPF al pago por los servicios ecosistémicos	No	No	No	No, pero algunas comunidades dispuestas	Sí	Sí (?)

Producción de milpa (maíz), Chiapas, México. Foto: N. Tejedor

En México, la historia de los esfuerzos legislativos centrados en la restauración del ambiente abarca más de cien años (Cervantes *et al*., 2008; Álvarez Icaza y Muñoz Piña, 2008). Sin embargo, se reconoce ampliamente que en muchas áreas del país, la aplicación local de la ley sobre los usos del bosque todavía tiene un largo camino que recorrer. Al contrario, en Chile, en 2008 se aprobó una ley de segunda generación que considera explícitamente las cuestiones de conservación y restauración de los bosques nativos (*Ley de Bosque Nativo*). En Argentina, una de las instituciones colaboradoras de ReForLan (*Fundación ProYungas*) ha sido decisiva en la aprobación, en 2008, de un decreto, a nivel provincial, sobre la gestión y planificación de las áreas boscosas (*Decreto del Plan de Ordenamiento Territorial Adaptativo para Áreas Boscosas de la Provincia de Jujuy*). Las políticas públicas, derivadas de los marcos legales y reglamentarios disponibles, varían en su énfasis respecto a la restauración de los bosques cuando se aplican en las diferentes regiones con las actuales administraciones políticas locales. Por ejemplo, en México, aunque existe una ley nacional que considera la restauración forestal, los congresos estatales y las autoridades ejecutivas locales pueden favorecer otras ordenanzas a corto plazo vinculadas a las políticas públicas y los subsidios, que permiten acciones que socavan la sustentabilidad de los bosques (por ej. financiando la deforestación para el establecimiento de potreros y la cría de ganado en Chiapas y Veracruz, o la producción de productos agrícolas para la exportación en el noroeste de Argentina y el centro de Chile).

En todas las áreas de estudio se han observado una serie de dificultades o limitaciones en la definición e implementación de las políticas públicas que, finalmente, interfieren con la adopción a largo plazo de las iniciativas de restauración forestal por los grupos de base y las comunidades. Lo más notable es la aplicación, desde arriba hacia abajo, de las políticas públicas que insisten en no tener en cuenta las necesidades y aspiraciones locales a largo plazo, condenando de esta manera los proyectos gubernamentales al fracaso. Además de este conflicto entre intereses exógenos (macroeconómicos) y endógenos, otra problema común de los escenarios políticos se refiere a la superposición que existe entre las autoridades de los organismos gubernamentales que ocasiona, en la mayoría de los casos, acciones contradictorias o de competencia entre sí (el caso típico de la política local frente a las políticas públicas).

En todos los casos estudiados se identifica claramente la necesidad de políticas públicas sobre la restauración forestal que consideren a todos los grupos de interés. Aunque los diferentes grupos de interés participan en el diseño e implementación de las políticas públicas relativas a la restauración de los bosques, no en todos los casos participan en el proceso de toma de decisiones. Los grupos de base y las autoridades de la comunidad pueden estar representados en comités y consejos, pero apenas participan en el proceso de toma de decisiones que lleva a la implementación de la restauración forestal. El interés y la sensibilización mostrados por los grupos de propietarios en llevar a cabo planes de restauración en sus tierras es muy variable, y el seguimiento de las prácticas de restauración rara vez es llevado a cabo por ellos. El pago por los servicios ecosistémicos ha ganado impulso a nivel mundial en los últimos años como un mecanismo para financiar las acciones forestales sustentables a largo plazo, al mismo tiempo que proporcionan agua, secuestro de carbono, regulación climática, producción de suelo y alimentos, biodiversidad y otros servicios, tanto a las sociedades locales como a las más alejadas (Brauman *et al*., 2007; Asquith *et al*., 2008; Mooney *et al.,* 2009; pero véase Lele *et al.;* 2010). Aun así, incluso cuando los grupos locales de las áreas de estudio han expresado su voluntad de participar, la vinculación del pago por los servicios ecosistémicos con los planes de restauración aún está lejos de ser implementada como un esquema viable que apoye la restauración forestal (**Recuadro 10.3**).

Recuadro 10.3 Servicios hidrológicos y toma de decisiones ambientales en América Latina

R.H. Manson, J.M. Rey-Benayas, M. González-Espinosa

Los servicios ecosistémicos se definen como las condiciones y procesos mediante los cuales los ecosistemas, y la biodiversidad que contienen, apoyan y aseguran el bienestar humano (Daily *et al*., 1997). Durante la mayor parte de la historia, estos servicios y los ecosistemas que los proporcionan fueron muy abundantes y fácilmente accesibles y, por lo tanto, fueron considerados de poco o ningún valor económico. Sin embargo, el crecimiento exponencial de la población y el consumo de los recursos naturales durante los últimos siglos han dado lugar a una grave disminución de estos servicios (MEA, 2005), lo que ha obligado a la humanidad a enfrentarse a los enormes costes asociados con su restauración o sustitución (Constanza *et al*., 1997, NRC, 2004; Rey Benayas *et al*., 2009). En particular, existe una gran preocupación por los servicios hidrológicos proporcionados por los bosques (Myers, 1997; Bruijnzeel, 2004; Brauman *et al*., 2007), ya que la cobertura forestal está disminuyendo globalmente, particularmente en las regiones tropicales (Laurance, 1999; Adedire, 2002). Más de la mitad del agua dulce del mundo ya está siendo consumida, y la que queda es cada vez más inaccesible y está contaminada (Postel *et al*., 1996; Gleick, 2000). Además, se espera que el cambio climático empeore en gran medida estos problemas (IPCC, 2007).

Los bosques secos tropicales (BST) tienen el potencial de proporcionar una serie de servicios ecosistémicos importantes para las comunidades cercanas a ellos (Maass *et al*., 2005; Lemons, 2006). Sin embargo, los desafíos relacionados con la cuantificación de estos servicios y su traducción en un valor económico, para que los gestores puedan tenerlos en cuenta y para desarrollar estrategias de producción sustentables, son desalentadores (Kremen y Ostfeld, 2005; Wunder, 2007; Rodríguez *et al.,* 2008). Un enfoque prometedor para hacer frente a estas cuestiones es el que utilizada la red regional ProAgua. Esta red fue diseñada para fortalecer las iniciativas de investigación y de formación del capital humano dedicado al estudio de los servicios hidrológicos desde una perspectiva de cuenca hidrográfica, así como para desarrollar estrategias para la gestión y restauración de los ecosistemas que los proveen, en diferentes escenarios de cambio climático, con la finalidad de mejorar los medios de vida de las comunidades locales en América Latina y el Caribe. Este proyecto de tres años de duración cuenta con el apoyo del CYTED (Programa de Desarrollo de la Ciencia y Tecnología de América Latina, http://www.cyted.org) y de 20 equipos interdisciplinarios de 10 países (**Figura 1**). Estos equipos están comparando cuencas hidrográficas estratégicas, seleccionadas en cada país participante, para desarrollar bases de datos y protocolos estandarizados para la conservación y restauración de los servicios hidrológicos, la identificación de las prioridades futuras de investigación y la creación de sinergias mediante la fusión de los puntos fuertes de cada grupo de colaboradores. Además, mediante intercambios de estudiantes y cursos, ProAgua busca capacitar a las futuras generaciones de científicos y gestores capaces de manejar de manera sustentable los recursos hídricos en el contexto del cambio climático, así como mediante actividades de difusión realizadas a través de simposios, conferencias, talleres, la página web del proyecto (http://www.redproagua.com/) y la publicación de trabajos científicos y trabajos no técnicos. Un objetivo clave de ProAgua es que la ciencia llegue al público en general y a los gestores.

El enfoque interdisciplinario y con múltiples grupos de interés de la red ProAgua podría ser muy valioso en regiones dominadas por BTS. Estos bosques están caracterizados por una baja productividad primaria, debido a que las tasas de evapotranspiración potencial superan a las precipitaciones durante la mayor parte del año (Barradas y Fanjul, 1985) y, consecuentemente, sufren altas tasas de deforestación debido a la baja percepción del valor económico que tiene la cobertura del bosque natural (Trejo y Dirzo, 2000; Steininger *et al*., 2001; Reynolds *et al*., 2007; pero véanse los **Recuadros 10.1** y **10.2** con ejemplos de comunidades del centro de Chiapas, México). Como la escasez de agua también hace que la biodiversidad de este tipo de bosque tarde en recuperarse de las perturbaciones humanas (Lemons, 2006), la degradación o eliminación del BTS es muy preocupante en los paisajes tropicales de muchas regiones del mundo (MEA, 2005). Los pocos estudios realizados hasta la fecha para cuantificar y valorar los servicios ecosistémicos proporcionados por el BTS (Maass *et al.,* 2005; MEA, 2005) sugieren que las comunidades locales pierden mucho más de lo que ganan al eliminar estos bosques, y que los responsables políticos deberían buscar estrategias para invertir las tendencias observadas.

Recuadro 10.3 (cont.)

Estas estrategias deberían incluir programas que recompensen a los propietarios que adopten prácticas de gestión sustentables que conserven o restauren estos bosques y los servicios ecosistémicos que prestan a las comunidades locales (Chan *et al.,* 2006; Wunder, 2007). En países desarrollados, es típico que se apliquen impuestos sobre los productos y servicios para mitigar los daños al ambiente (por ej. los impuestos sobre el aceite del motor para pagar la gestión y reciclado posterior del aceite usado). De manera similar, deberían implementarse sistemas de impuestos en productos y servicios para restaurar los ecosistemas dañados. Otra opción es más generosa: una deducción fiscal para las donaciones destinadas a la conservación y restauración de los ecosistemas. Si las deducciones de impuestos fueran de 100%, las donaciones por parte de las empresas y de los ciudadanos serían gratuitas para ellos. Al proporcionar un valor de mercado a tales servicios, estos programas eliminarían las externalidades que distorsionan los mercados económicos y crearían incentivos para la conservación iguales o mayores que los costos de oportunidad no percibidos por limitar las opciones de uso del suelo (Naidoo y Adamowicz, 2006). Sin embargo, a diferencia de otros ecosistemas forestales, donde la creación de planes de pago por un servicio ecosistémico particular puede ser suficiente para sostener los esfuerzos de conservación y restauración, la relativa baja productividad primaria del BTS hace que el enfoque en los servicios múltiples sea una necesidad virtual. Aunque existe un interés considerable en la cartografía de los servicios ecosistémicos múltiples (Chan *et al.,* 2006; Naidoo y Ricketts, 2006; véase Capítulo 11), aún existen muchos retos, como la creación de equipos interdisciplinarios necesarios para cuantificar y valorar tales servicios, así como campañas de educación ambiental que permitan a los sectores públicos y privados entender la compleja red de interacciones ecológicas que aseguran su bienestar y, por lo tanto, aumentar su interés en participar en tales programas. La restauración del paisaje forestal debería ser vista como una pieza clave de una economía más verde y una fuente de empleo. La mano de obra es a menudo la parte más cara de cualquier proyecto; si la mayor parte de esta mano de obra fuera cubierta por 'voluntarios', los costos de la restauración disminuirían espectacularmente.

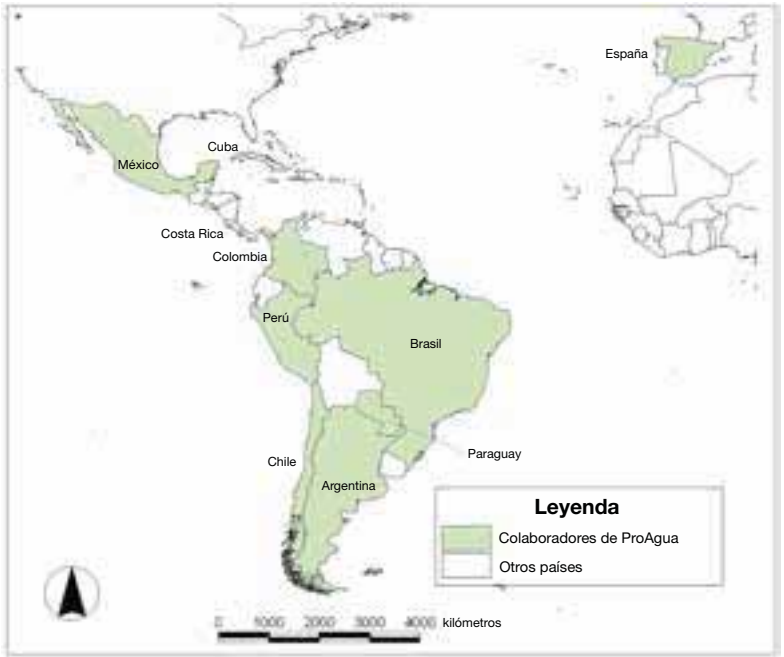


Figura 1 Mapa de los 10 países que actualmente componen la red ProAgua, que está centrada en estrategias de desarrollo y difusión para conservar y restaurar los servicios ecosistémicos en las cuencas hidrográficas de América Latina y el Caribe en diferentes escenarios de cambio climático.

Lecciones aprendidas y sugerencias para mejorar las políticas públicas

La revisión comparativa de las principales características biofísicas, sociales, económicas, culturales y políticas que se encuentran en las áreas de estudio del proyecto ReForLan ha sido útil para conseguir un punto de vista integral y sinóptico sobre las posibilidades de restauración de los paisajes forestales de zonas secas. Además, la comparación de soluciones alternativas a problemas comunes ayuda a identificar una serie de aspectos que deben ser tenidos en cuenta en el diseño e implementación de políticas públicas para apoyar mejores prácticas de restauración forestal. Este enfoque es muy necesario, ya que en las regiones de estudio las políticas públicas de desarrollo rural han sido diseñadas e implementadas desde hace mucho tiempo sin haber conseguido el éxito esperado. Sin embargo, su fracaso local obedece a algunas tendencias generales que surgen de nuestra visión sinóptica compartida; por lo tanto, aprovechamos esta oportunidad para proponer algunas acciones que pueden ser útiles para solucionar problemas críticos. En los siguientes párrafos sugerimos acciones alternativas como recomendaciones para ayudar a remediar algunos de los principales obstáculos a los que se enfrentan los planes de restauración forestal, e ilustrar sus logros actuales y potenciales, con algunos casos de estudio presentados en recuadros separados. Para mayor claridad, las recomendaciones se presentan como grupos de declaraciones con subtítulos separados por categorías de actividades, aunque se supone que cada una influiría simultáneamente en múltiples temas si fueran implementadas alguna vez.

Sobre la ordenación del territorio

La ordenación del territorio y la elaboración de un conjunto básico y actualizado de mapas regionales o locales parece ser esencial para la definición e implementación de las políticas públicas. En nuestros estudios de caso, la aplicación de sistemas de información geográfica (SIG) para generar mapas ha sido especialmente útil para el desarrollo general del marco legal (el caso de la Provincia de Jujuy en el noroeste de Argentina), así como para suministrar mapas locales usados en los talleres sobre los medios de vida rurales sustentables celebrados con los propietarios de tierras en Chiapas y Oaxaca (ver **Recuadros 10.1**, **10.2** y **10.4**). Esto no quiere decir que el uso de SIG en otras regiones de estudio no haya proporcionado productos cruciales para el proyecto en general, sino que ayuda a resaltar el valor de la interacción, mediada por los SIG, de los grupos académicos en el apoyo de las actividades de difusión y las políticas públicas.

Recuadro 10.4 Uso de herramientas multicriterio para el apoyo a las decisiones en los Consejos de Desarrollo Rural Sustentable en Chiapas, México

M.R. Parra-Vázquez, M.H. Huerta-Silva, O.B. Herrera-Hernández, J.D. Golicher

La toma de decisiones en el contexto de las políticas públicas para el desarrollo rural y ambiental es un tema complejo debido a las múltiples interacciones entre los elementos de los subsistemas biofísicos, económicos y sociales. Esto se complica aún más cuando las decisiones se hacen con la participación del gobierno, los campesinos y las organizaciones no gubernamentales que representan diferentes intereses, opiniones y conocimientos.

Hemos llevado a cabo dos iniciativas para evaluar las posibilidades de coordinar las políticas ambientales y de desarrollo rural. Ambas iniciativas fueron implementadas en los Consejos de Desarrollo Rural Sustentable (CODERS): la primera, a escala regional, con el CODERS de la región central de Los Altos de Chiapas; la segunda, a nivel del municipio de Villaflores, en la Depresión Central de Chiapas. Los CODERS están estratégicamente posicionados para la toma de decisiones y para generar políticas públicas en el amplio contexto de los sistemas de producción agrícola; su marco institucional se basa en la participación del capital social y su capacidad para fortalecer la toma de decisiones. La integración del conocimiento experto local es crucial para la toma de decisiones, y en las propuestas de desarrollo de políticas rurales mejoradas, dirigidas a mitigar la pobreza y conservar el ambiente, se adoptó un enfoque basado en el desarrollo sustentable del uso del suelo.

El CODERS de Los Altos llevó a cabo una evaluación de la sustentabilidad de las prácticas agrícolas alternativas regionales basada en los criterios definidos por los miembros del Consejo. Se utilizó una herramienta multicriterio de redes bayesianas para orientar los debates y estructurar la información (**Figura 1**). Los resultados muestran que las alternativas productivas relacionadas con el uso del bosque (silvicultura y café de sombra) y las prácticas tradicionales (*milpa* o agricultura trashumante y la ganadería de solar) tuvieron el mayor grado de sustentabilidad, mientras que los valores más bajos estuvieron relacionados con la agricultura intensiva que necesita utilizar abundantes agroquímicos (maíz comercial, horticultura, floricultura) o la ganadería bovina extensiva. Esta clasificación fue usada para definir líneas estratégicas de acción con el fin de financiar proyectos productivos que cumplan con directrices restrictivas, y también para buscar nuevos sistemas alternativos o modificar los existentes.

El CODERS de Los Altos pudo reestructurar los fondos asignados a las actividades agrícolas, eliminando el apoyo a la ganadería extensiva a favor de los proyectos agroecológicos. Este cambio fue implementado sin conflictos de gobernabilidad, ya que fue efectuado mediante un esquema incluyente de planificación participativa que consideró a todos los grupos de interés en el proceso de toma de decisiones, donde ellos participaron activamente y llegaron a ser conscientes de la relevancia de redistribuir los recursos de las alternativas productivas.

Por otro lado, el CODERS de Villaflores empezó por llevar a cabo varios talleres sobre los medios de vida rurales a escala microrregional de los que se obtuvo un Diagnóstico Agrícola Municipal. Tras esto se organizó un foro para el análisis de las alternativas en el que participaron tanto expertos como grupos de base. El Consejo evaluó la sustentabilidad de los sistemas de uso del suelo actuales y algunos nuevos que fueron de interés para los campesinos; se crearon los criterios e indicadores, y la información resultante fue analizada con el programa DEFINIT, una herramienta multicriterio para la toma de decisiones (**Figura 2**).

Los resultados indicaron que los sistemas de uso del suelo actuales (Alt1, Alt2 y Alt3) tenían baja sustentabilidad cuando se comparaban con los sistemas alternativos. Los CODERS concluyeron que las políticas públicas que promueven la ganadería extensiva en el centro de Chiapas dependen de la financiación favorable, son opuestas a las políticas de conservación del ambiente y representan un factor de riesgo para la conservación de las áreas forestales. Por otra parte, las políticas de conservación operan con presupuestos pequeños y sólo pueden favorecer a un número limitado de comunidades de campesinos.

De estas dos experiencias concluimos:

- Existe una sobreposición de autoridad entre las diferentes agencias gubernamentales involucradas en los dos CODERS, y tales consejos proporcionan un espacio adecuado para su coordinación.

Recuadro 10.4 (cont.)

- Debe tenerse en cuenta el conocimiento experto en los procesos de toma de decisiones; este conocimiento experto puede ser proporcionado por especialistas y gestores, así como por campesinos.
- Los criterios de sustentabilidad acordados por los miembros del Consejo proporcionan apoyo y fortalecen la gobernabilidad.
- La evaluación de la sustentabilidad de los sistemas de producción alternativos y el uso de las herramientas de apoyo a las decisiones son útiles a la hora de (i) estructurar la forma de pensar sobre las decisiones disponibles, (ii) integrar y formalizar el conocimiento experto, (iii) obtener una evaluación más meticulosa de las alternativas disponibles, (iv) visualizar la información requerida de una forma gráfica y (v) tomar una decisión más transparente. La evaluación de la sustentabilidad también permitió conseguir un dialogo interdisciplinario y consensos entre los miembros del Consejo; finalmente, ésta ayudó a hacer explícita la incertidumbre y la información que subyacen en el proceso de toma de decisiones.

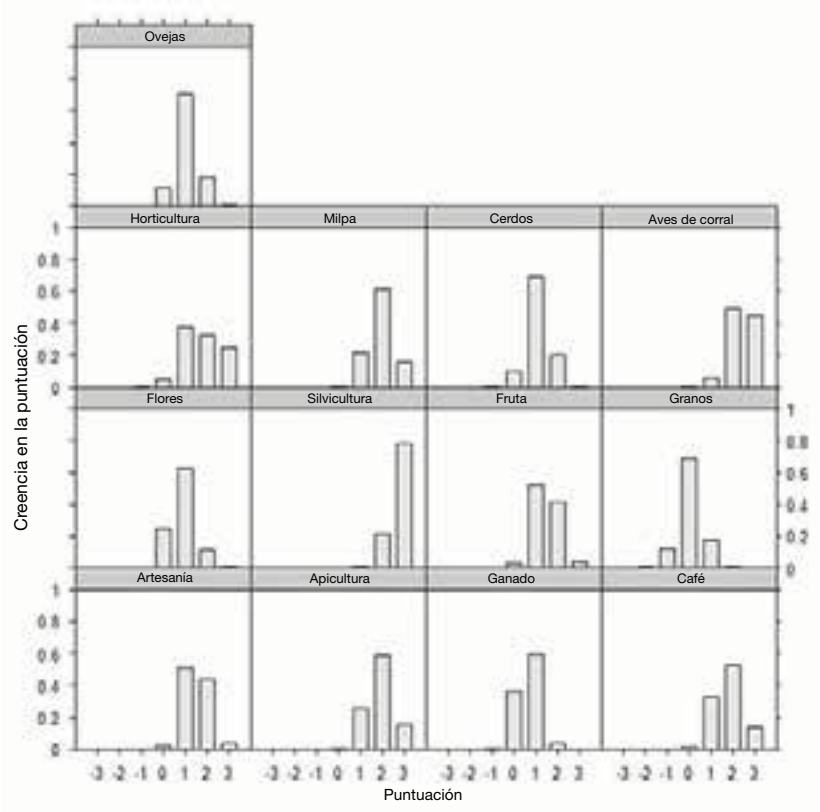


Figura1 Probabilidad de éxito de 13 sistemas de producción agrícola en Los Altos de Chiapas, México. La distribución de las barras indica la probabilidad de éxito para cada sistema según las opiniones de los miembros del Consejo. Cada miembro evalúa cada sistema de producción en función de 24 indicadores (subcriterios) pertenecientes a seis criterios de sustentabilidad. Los valores de cada sistema de producción variaron desde –3 (sustentabilidad pobre) a +3 (sustentable). La opinión del grupo completo de miembros del Consejo sobre todos los sistemas de producción fue integrada usando una red de creencia bayesiana. Los productos forestales no maderables consiguieron el valor más alto mientras que el valor más bajo estuvo asociado con los cultivos tradicionales de cereales.

Recuadro 10.4 (cont.)

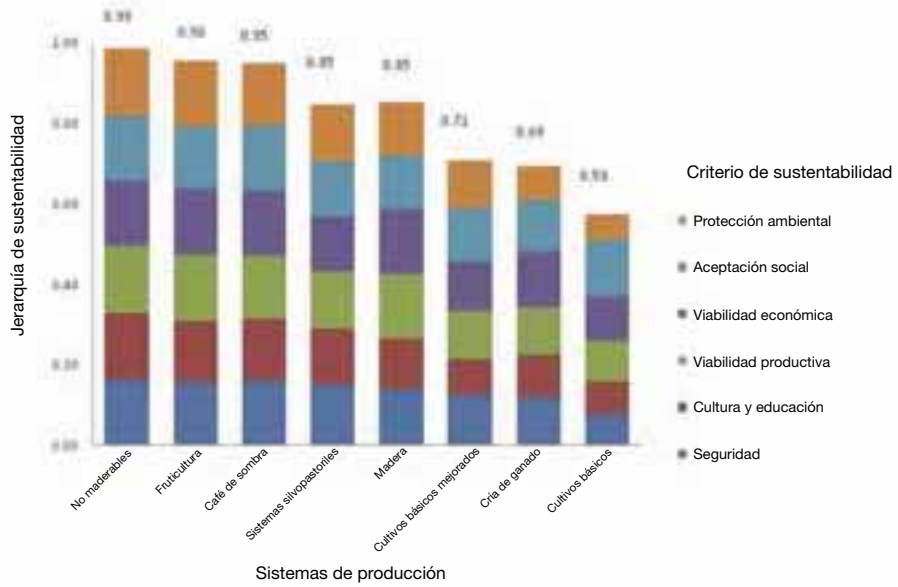


Figura 2 Niveles de sustentabilidad de ocho sistemas de producción agrícola en la sierra de Villaflores, Chiapas, México. La sustentabilidad fue evaluada en función de seis criterios de sustentabilidad diseñados por los miembros del CODERS. Los tres sistemas que muestran los valores más bajos de sustentabilidad son los más extendidos en la región de estudio.

La colaboración en el ordenamiento territorial representa una estrategia de participación poderosa para motivar un interés arraigado y a largo plazo entre los grupos de interés. El análisis de los medios de vida rurales proporciona una base de conocimiento frente a la cual los diferentes modelos de las políticas públicas pueden ser contrastados, evaluados y adaptados a comunidades intrínsecamente no homogéneas. Por ejemplo, Lele *et al*. (2010) analizan cómo los supuestos sobre la homogeneidad de las comunidades han entorpecido el progreso de los enfoques convencionales para la conservación de la biodiversidad, como la exclusión de un área natural protegida y, más recientemente, el modelo basado en el emprendimiento y los programas basados en pagos. En nuestra experiencia, el análisis de los medios de vida rurales indica que los propietarios tienen necesidades e intereses diversos que deberían ser considerados como un todo y no ser segregados en grandes rubros de actividad socioeconómica que pueden ser identificados en las discusiones colectivas durante la etapa de ordenación territorial (por ej. el desarrollo agrícola, la mitigación de la pobreza, la silvicultura, la conservación de la biodiversidad, la salud pública, la educación, el desarrollo de infraestructura) (**Recuadros 10.1**, **10.2**, **10.4** y **10.5**). El ordenamiento territorial colaborativo puede proporcionar una oportunidad excelente a los propietarios para que contribuyan en el proceso de planificación hasta la etapa de toma de decisiones, y ha sido esencial al permitirles decidir por ellos mismos qué especies arbóreas y qué terrenos pueden entrar en los diferentes momentos del proyecto de restauración. Es esencial trabajar

a una escala espacial local o regional adecuada en la cual los conflictos potenciales sobre el uso sustentable y la restauración puedan ser visualizados y las soluciones ser dirigidas. En algunas áreas los proyectos de restauración forestal pueden ser objeto de controversia entre los propietarios de los alrededores a causa de las externalidades negativas implícitas; por ejemplo, el cambio de uso del suelo a partir de usos comerciales como la agricultura. Sin embargo, los esfuerzos por controlar estas externalidades tienen el potencial de conseguir beneficios ecológicos fuera del sitio (Buckley y Crone, 2008).

Recuadro 10.5 Lecciones aprendidas sobre la gestión social de los bosques andinos en Bolivia

X. Aramayo y B. Peredo

En Bolivia los bosques andinos se encuentran en la parte occidental del país, en la cordillera de los Andes, entre los 700 y los 4000 m de altitud. Por el intervalo altitudinal en el que se localizan, éstos tienen una alta diversidad de paisajes y especies. Se han identificado siete ecorregiones andinas; de éstas, los siguientes tipos de bosques son los más sobresalientes: *Yungueños*, bosque seco y *Puna* o bosque andino de altura. Estos bosques son muy importantes para la subsistencia de la población humana porque ofrecen una serie de bienes y servicios ambientales, como son la madera para la construcción, la leña para cocinar y el forraje para el ganado. Protegen el suelo de la erosión y protegen las cabeceras de las cuencas hidrográficas, garantizando la provisión de agua para las comunidades y ciudades de los alrededores.

Aproximadamente 60% de la población de Bolivia vive en la región andina, produciéndose una fuerte presión en los bosques andinos y sobre otros recursos naturales, lo que provoca su degradación y algunas veces su desaparición. Por esta razón, la Fundación Suiza para el Desarrollo Técnico, con el apoyo financiero de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (SDC), ha fomentado e implementado, desde hace algunos años, la conservación y el desarrollo sustentable de los bosques andinos en Bolivia, Ecuador y Perú. Una de sus intervenciones más recientes ha sido la implementación de un Programa Regional para la Gestión Social de los Ecosistemas Forestales Andinos (ECOBONA), gestionado a nivel local, regional y nacional, que aplica políticas, reglas e instrumentos para la gestión de estos ecosistemas. Este programa duró tres años y medio y fue implementado en dos áreas de Bolivia: la provincia de Ayopaya, en Cochabamba, y la mancomunidad de la Chuquisaca Centro.

Dos aspectos fueron fundamentales en el desarrollo del programa: comprender que la gestión de los recursos naturales, y en particular de los bosques, implica la participación activa de los grupos de interés locales, tanto públicos como privados, y que las empresas externas deben asegurar que se ha permitido una facilitación antes de la ejecución del programa. Este último aspecto debe conseguirse para garantizar que las acciones sigan siendo sustentables una vez que la institución promotora se retira de su papel. Además, los grupos de interés deben ser quienes definan las vías de desarrollo en sus territorios y actuar en consecuencia. En este sentido, las empresas de facilitación (en el caso de la cooperación internacional) llevan a cabo un papel en el apoyo y evaluación, según las necesidades de la gente con quienes trabajan y según el área específica de trabajo.

En Bolivia, ECOBONA presentó cinco líneas de acción principales: (1) fortalecimiento de la capacidad, (2) reducción de la presión en los bosques a través de actividades económicas y políticas y procesos reguladores, (3) restauración ecológica, (4) gestión de los bosques y (5) comunicación y sensibilización. La implementación de las líneas principales de acción fue flexible y dependió de las capacidades locales, de la posibilidad de constituir alianzas, del nivel de interés y motivación de las personas involucradas y de los problemas reales de los recursos naturales. Sin embargo, en todos los casos las últimas tres líneas de acción fueron fundamentales y se aplicaron de una u otra manera para asegurarse que se cumplían.

Recuadro 10.5 (cont.)

En el área de las políticas y la reglamentación el trabajo se centró en la urgencia de elaborar normas locales para la gestión y conservación de los recursos naturales. Los reglamentos se hicieron a nivel municipal, o a nivel regional (supramunicipal) cuando el territorio era demasiado grande. La característica más interesante del proceso fue la amplia participación de los representantes de las organizaciones sociales, quienes estuvieron a cargo del proceso completo tras recibir entrenamiento, y de los gobiernos municipales, quienes aprobaron los reglamentos mediante ordenanzas municipales. Los reglamentos locales han sido bien recibidos porque fueron sugeridos por las propias personas, y su nivel de aplicación ha crecido, hasta el punto que hoy en día está generalizado. Los reglamentos son considerados como un instrumento adecuado para la gestión de los recursos naturales y la conservación de los bosques. Aun cuando la aplicación de las políticas públicas, y en particular de los reglamentos, corresponde a la población local involucrada, el programa consideró que era necesario proporcionar ayuda durante un periodo prudente. Se consideró esencial la ayuda en las reuniones para conocer el nivel de aplicación, analizar los problemas encontrados a lo largo del camino y ver las posibles formas de superarlos.

Otra área en la que se trabajó fue la restauración ecológica y la gestión del bosque, según el tipo de bosque, para optimizar el uso y la recuperación de las áreas degradadas. Para esto, ECOBONA puso énfasis en las siguientes acciones:

- La preservación del bosque, entendida como la protección estricta del bosque o del bosque que se encuentra dentro de un área de carácter estratégico, particularmente en las partes altas de las cuencas hidrográficas y en las laderas, debido a su importancia en el suministro de agua. Se establecieron exclusiones para cerrar áreas, para la gestión de riesgos y el control de incendios. Se elaboraron reglamentos para impedir el abuso o destrucción de estas áreas forestales.
- La recuperación de las áreas degradadas mediante las acciones de restauración con especies nativas y exóticas, especialmente en aquellas áreas completamente desprovistas de cobertura. Esta ha sido una de las principales peticiones de las comunidades, particularmente en las áreas de mayor altitud de los Andes.
- El enriquecimiento de los bosques con especies forestales nativas de alto valor comercial.
- La aplicación de los planes de gestión forestal destinados a satisfacer las necesidades e intereses tradicionales que pueden proponer medidas técnicas pero de amplia aceptación social. La adición de 'con necesidades e intereses tradicionales' es para distinguir la gestión convencional, cuya intención o interés es comercial, de los planes de gestión de las comunidades rurales de Chuquisaca, cuya gestión y uso de los bosques es la autosuficiencia. De hecho, las mayores presiones de los bosques andinos corresponden al uso tradicional (leña, materiales de construcción, herramientas, agricultura, incendios, potreros) que se lleva a cabo con un criterio técnico limitado.

Por último, un aspecto relevante fue el fortalecimiento de las capacidades de los grupos locales involucrados, de tal manera que las acciones han continuado y permanecen en sus propias manos. La ayuda fue proporcionada en diferentes áreas, desde el fortalecimiento institucional de las alcaldías hasta el entrenamiento de los representantes de las organizaciones sociales que se encargan de la gestión forestal. Los logros obtenidos hasta la fecha han sido estimulantes y han tenido más éxito con el paso del tiempo; un ejemplo es que la población local se siente más identificada y representada en el proyecto. En todos los casos, creemos que los bosques andinos se han beneficiado gracias a que se han utilizado con criterios y reglamentos adecuados.

En la mayoría de los casos, se ha dispuesto de iniciativas previas de ordenamiento del territorio, pero no han sido total ni previamente implementadas (por ej. los planes de gestión de las reservas naturales existentes, diferentes planes estatales y municipales, etc.). La ordenación del territorio resultante debería identificar y priorizar áreas donde la intensificación del uso del suelo pueda ser llevada a cabo de manera rentable, ayudando a quitar presión sobre las tierras marginales donde la restauración de la cobertura forestal puede ser más necesaria y es más probable que tenga un valor añadido (**Recuadro 10.6**).

Recuadro 10.6 Gestión forestal sustentable de los bosques de Las Yungas: un protocolo para desarrollar e implementar un plan de gestión forestal en una finca experimental

P.M. Eliano, C. Badinier, L.R. Malizia

Las Yungas o bosques de montaña cubren cuatro millones de hectáreas en el noroeste de Argentina. Estos bosques representan un ecosistema crítico en Argentina debido a la alta riqueza de especies, el alto valor de su madera y los servicios ecosistémicos que proporcionan (suministro de agua, protección del suelo). Durante el siglo pasado, estos bosques fueron muy talados para la producción de madera y para ampliar el suelo agrícola. En este trabajo hemos (1) desarrollado un protocolo teórico para la elaboración de planes de gestión forestal sustentables y (2) implementado un ejemplo práctico de un plan de gestión en una finca forestal local dentro del área de interés, para promocionar una silvicultura sustentable entre los grupos de interés del sector forestal.

En primer lugar, llevamos a cabo un análisis del sector forestal en la región con la finalidad de detectar sus fortalezas y debilidades. Entre las fortalezas identificamos una fuerte demanda por la madera, la capacidad de adaptación, el aumento de la información forestal y una nueva ley forestal que promueve el uso sustentable; las debilidades incluyeron la falta de conocimiento de la dinámica forestal, la pobre organización del ámbito forestal, la falta de educación e información, fuertes mercados ilegales, la deforestación y la falta de incentivos públicos. Este análisis preliminar mostró una gran necesidad de mejorar las prácticas de gestión forestal compatibles con la conservación de los bosques nativos. Además, mostró la clara necesidad de reforestar y restaurar.

En segundo lugar, organizamos reuniones con el sector forestal (empresas, asociaciones de grupos de base, universidades, agencias gubernamentales, ONGs) para elaborar un protocolo de implementación de un plan de gestión sustentable en las propiedades privadas. En este proceso participativo fue muy importante involucrar a los grupos de interés.

En tercer lugar, con el objetivo de evaluar el protocolo, se implementó un plan de gestión en una explotación forestal de 12.000 ha (**Figura 1**). Esta acción ha sido extremadamente importante para probar la viabilidad y eficacia del protocolo, y tiene un componente demostrativo para los grupos de interés del sector forestal.

Figura 1 Proceso para desarrollar planes de gestión forestal en Las Yungas.

Recuadro 10.6 (cont.)

En conclusión, este trabajo promueve la integración de la producción forestal con la conservación. Los planes de gestión sustentable pueden ser implementados en el noroeste de Argentina para restaurar la estructura y diversidad de los bosques nativos sin penalizar la producción de madera. Sin embargo, este trabajo también pone de relieve el pobre nivel de conocimiento actual que existe sobre la dinámica forestal; este conocimiento es vital para conseguir la sustentabilidad en la gestión forestal. Este trabajo es la continuación de un largo proceso que tiene por fin mejorar las prácticas forestales de Las Yungas.

Sobre los marcos legales y reglamentarios

Los instrumentos jurídicos continúan evolucionando en los países de América Latina. Sin embargo, existen una serie de cuestiones, que han sido claramente identificadas y son científicamente conocidas, que no han comenzado todavía a ser discutidas y se mantienen al margen de los avances de la legislación; por ejemplo, la falta de apreciación del concepto ecológico de 'paisaje', que se mantiene en un limbo jurídico de la legislación mexicana debido a que erróneamente se equipara sólo con un escenario natural (**Recuadro 10.7**). Entre estas cuestiones, debería enfatizarse la importancia central de adoptar una gestión sustentable como un concepto clave para priorizar los proyectos de desarrollo. La sustentabilidad en sí es un concepto que continua evolucionando y debería, por lo tanto, definirse a medida que las condiciones van cambiando.

Recuadro 10.7 Políticas públicas y cambios de uso del suelo en el centro de Veracruz (México): un vínculo importante en los esfuerzos para restaurar un paisaje de bosque tropical seco

J.A. Montero-Solano, R.H. Manson, F. López-Barrera

Una de las principales causas de la pérdida de los bosques tropicales es su transformación en otros tipos de usos del suelo. Estas transformaciones están, en cierta medida, determinadas por las políticas públicas (Geist y Lambin, 2002). En la política forestal mexicana el bosque tropical seco caducifolio ha carecido de valor económico. En el estado mexicano de Veracruz, este tipo de ecosistema, considerado como 'bosques bajos de la planicie', no ha sido estudiado a fondo debido al 'poco valor de sus especies' (de la Peña, 1946). Debido a su pequeño diámetro y altura reducida, estos árboles no fueron considerados atractivos para la tala; sin embargo, los signos visibles de deterioro fueron observados en muchas áreas (de la Peña, 1946). Quizá debido a esta percepción, el artículo 251 de la Ley Federal de la Reforma Agraria (1971) declaró que la propiedad agrícola o ganadera no podía permanecer sin explotarse durante más de dos años consecutivos, lo que alentó todavía más la transformación de la cobertura forestal en la región (Montero-Solano *et al*., no publicado).

Un análisis de imágenes de satélite del municipio de Paso de Ovejas, en el centro de Veracruz, muestra que entre 1990 y 2000 el área de potreros aumentó a expensas de las áreas ocupadas por el bosque perturbado y conservado (**Tabla 1**), dando lugar a una tasa de deforestación anual de 21% en el bosque intacto, y de 6.58% de la cobertura forestal total (incluyendo los bosques secundarios). Esta pérdida de cubierta forestal puede relacionarse con programas agrícolas como PROCAMPO, que fue iniciado en 1995, o PROGAN; estos programas alientan la deforestación al inducir a los propietarios a convertir el bosque en tierra agrícola o potreros (Merino Pérez, 2004).

Entre 2004 y 2008 los programas forestales han apoyado la reforestación de sólo 377 ha o 1% del municipio, aun cuando esta área es adecuada para recibir pagos por la conservación de la

Recuadro 10.7 (cont.)

biodiversidad a través de programas nacionales centrados en la conservación y restauración de los servicios ecosistémicos forestales. Desde el año 2000, la migración desde el municipio hacia los centros urbanos principales de México y Estados Unidos ha sido notable (Méndez Main, no publicado), lo que unido al abandono de la tierra podría explicar parcialmente la recuperación de las áreas forestales entre 2000 y 2007 (**Tabla 1**).

Aunque el gobierno del estado de Veracruz reconoce que la expansión de la frontera agrícola y ganadera ha sido a expensas de los recursos forestales, todavía fomenta este cambio en el uso del suelo '*con la finalidad de transformar de manera gradual las zonas semiáridas del estado en áreas de mayor productividad*' (Herrera Beltrán, 2005). Este cambio se refleja en la actividad ganadera, con la duplicación del área de potreros entre 1973 y 2007 (**Tabla 1**).

Tabla 1 Cambio en los porcentajes de diferentes usos del suelo o clases de cobertura en Paso de Ovejas, Veracruz, obtenidos con imágenes satélite entre 1973 y 2007.

Clase de uso del suelo	1973	1990	2000	2007
Bosque	2.06	6.28	0.73	4.79
Bosque secundario	25.76	25.10	15.52	22.35
Plantaciones de árboles	0.00	2.72	1.68	2.11
Potreros	21.85	8.04	32.29	43.92
Agricultura de regadío	22.18	21.37	18.93	13.15
Agricultura de secano	27.74	33.81	27.90	10.06
Urbano	0.34	2.07	2.30	2.32
Otra	0.07	0.62	0.65	1.30

La Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental (LGEEPA) y la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS) establecen algunos límites en los cambios en el uso del suelo y la eliminación de la cobertura forestal en el paisaje. Sin embargo, éstos parecen ser insuficientes para contrarrestar otras políticas públicas que tienen el efecto opuesto. El Artículo 3, de la sección I del Reglamento de la LGEEPA, referido a los impactos ambientales, define el cambio en el uso del suelo como '*la modificación de la vocación natural o principal de la tierra, llevada a cabo por el hombre mediante la eliminación parcial o total de la vegetación natural*'. Aunque la LGDFS prohíbe los cambios en la cubierta forestal, excepto en circunstancias extraordinarias, existe deforestación debido a cambios no autorizados, a menudo de pequeña escala, en el uso del suelo (FAO, 2005a).

En términos legales, el concepto de 'paisaje' está deficientemente definido en México. En el Artículo 7, sección XXXVII de la LGDFS, se establece que el paisaje es un servicio ambiental. Con referencia al uso de los recursos forestales, el Artículo 100 de la LGDGS establece que '*la autorización no será dada si el uso propuesto pudiera poner en peligro a las poblaciones respectivas y las funciones ambientales de los ecosistemas, incluyendo el suelo, el agua y el paisaje*'. Aunque la LGDFS no define el concepto de paisaje y establece que '*en los reglamentos y normas oficiales mexicanas expedidas para tales fines, se establecen los criterios, indicadores y las correspondientes medidas*', el Reglamento de la LGDFS omite cualquier referencia al paisaje, y no existe una norma oficial mexicana que determine las características o parámetros de un paisaje. Esta ambigüedad deja el concepto de paisaje en un estado de limbo jurídico, y limita el seguimiento de este servicio ecosistémico, que puede incluir servicios de conectividad y hábitat para la vida silvestre, la regulación del clima, belleza escénica y el valor cultural (Maass *et al*., 2005).

Recuadro 10.7 (cont.)

En los términos de la LGEEPA, el paisaje es considerado un elemento de la zonificación ecológica, y está estipulado como tal en el Artículo 23 sección II, párrafo f, que los programas públicos de zonificación ecológica deben incorporar un componente del paisaje. Sin embargo, de nuevo falta una definición legal de las características del paisaje.

Dado que un paisaje es un área geográfica en la que las relaciones entre la actividad humana y el ambiente ha creado patrones ecológicos, socioeconómicos y culturales, y mecanismos de retroalimentación que contribuyen a la formación de las percepciones y los valores, se necesita con urgencia una estrategia de intervención institucional mediante '*la construcción social de un proceso de ordenamiento y reglamentación territorial*' (Aguilar Bellamy, 2006).

En resumen, esta revisión del paisaje del municipio de Paso de Ovejas, en la parte central del estado de Veracruz, revela que se requiere de una reglamentación territorial para identificar áreas para la restauración forestal (incluyendo la restauración pasiva de bajo coste), una actividad que podría ser financiada mediante el doble estímulo económico de los pagos por servicios ambientales y la inversión en sistemas agroforestales y proyectos de ecoturismo. Tales esquemas deben considerar la historia de las políticas públicas en la región, invirtiendo la percepción arraigada sobre el pobre valor que tienen los bosques tropicales de las zonas bajas, y considerando diferentes políticas e incentivos para los grandes y pequeños propietarios del municipio.

Otras cuestiones que hasta ahora no han sido consideradas en la mayoría de las leyes aplicables se refieren a las limitaciones técnicas que deberían ser observadas por los programas de restauración. Sería conveniente apoyar debates futuros sobre el desarrollo e implementación de leyes más avanzadas o sofisticadas acerca de las obligaciones y prácticas de los propietarios relacionadas con la restauración del bosque. Estas leyes y sus reglamentos deberían establecer normas mínimas o números sobre: (i) las especies de árboles por hectárea a ser plantados en los programas de restauración para asegurar la diversidad vegetal, (ii) los árboles individuales de los que las semillas puedan ser recolectadas para su utilización en los viveros de restauración y así asegurar la variación genética, (iii) el tiempo en que deben mantenerse las plantaciones de restauración o las parcelas de restauración pasiva y los cercos de las áreas excluidas, (iv) la proporción de los terrenos comunales o de propiedad individual que debería ser mantenida con cobertura forestal, (v) el uso de cercos vivos, que pueden ayudar a conectar las áreas con bosque, y (vi) el fortalecimiento del establecimiento y mantenimiento de la cobertura forestal en áreas críticas tales como las riberas de los ríos y las laderas abruptas. Las redes regionales de instituciones de investigación (ver el **Recuadro 10.3** sobre la red ProAgua donde participan 10 países latinoamericanos) tienen la capacidad de organizar foros para una revisión sistemática y análisis de las leyes y reglamentos actuales aplicables a la sustentabilidad y restauración forestales a nivel regional o mundial, que sería de ayuda al mejorar los marcos jurídicos estatales y nacionales.

Sobre las relaciones institucionales y la aplicación de los reglamentos

De manera repetitiva se han encontrado traslapos de la esfera jurídica y las políticas de ellas derivadas, disponibles para diferentes agencias federales, estatales y municipales. Aunque se ha observado que estos traslapos provocan, por lo general, una cancelación

o interferencia de los esfuerzos, es verdad que se podría dar la vuelta a la situación de manera ventajosa si diferentes agencias gubernamentales interactuasen al mismo nivel en un entorno de comisiones mixtas bien reglamentadas.

Un ejemplo relevante en este contexto son los Consejos de Desarrollo Rural Sustentable, que han sido incluidos en la legislación nacional de México. Estos deben incluir por ley un número de representantes o delegados de los ministerios considerados como de participación relevante en los planes y acciones de desarrollo rural (**Recuadro 10.4**). A nivel de municipio estos consejos tienen plena capacidad como tomadores de decisiones, ya que son entidades plurales y democráticas con una adecuada representación de grupos de base y técnicos, que pueden priorizar mejor los planes locales y regionales. La aplicación de herramientas de apoyo a la toma de decisiones como las redes de creencia bayesianas, los análisis espaciales multicriterio, y otras, ha sido posible y particularmente fructífera en algunos de estos consejos a nivel municipal (**Recuadro 10.4**). Sin embargo, la dependencia de sus resoluciones de niveles políticos más altos ha impedido el pleno efecto de sus decisiones durante la aplicación de los programas acordados.

La aplicación de los planes de restauración forestal debería ser llevada a cabo en un marco amplio y transparente que garantice que las partes interesadas estén bien informadas sobre los problemas, las soluciones propuestas y las acciones ejecutivas de las agencias y funcionarios gubernamentales. Finalmente, se debería hacer un esfuerzo para aliviar la pesada carga burocrática actualmente impuesta a los propietarios cuando piden incentivos y financiación. Este requisito está generalmente centralizado en los grandes centros urbanos, lo que implica un gasto de trasporte excesivo a los propietarios pobres; si fuera necesario, este gasto podría aliviarse mediante oficinas móviles que visitaran las comunidades.

Sobre cuestiones económicas

El éxito de las políticas públicas relativas a la restauración forestal finalmente se enfrentará al reto de aplicar alternativas económicas viables (**Recuadros 10.4**, **10.6**, y **10.8**). El éxito de las políticas públicas dependerá, en última instancia, de la aplicación de instrumentos políticos efectivos enmarcados en un contexto económico explícito (**Recuadro 10.8**). Incluso si los propietarios no se encuentran bajo la línea de la extrema pobreza, en raras ocasiones tendrán suficientes activos para financiar su modernización tecnológica. Deben encontrarse mecanismos financieros innovadores para pagar la transición, incluido el desarrollo de la infraestructura necesaria (Collins *et al.,* 2009; **Recuadro 10.3**). Sin embargo, es necesario recordar que los propietarios pobres están expuestos a las principales tendencias de los mercados regionales y globales, que condicionan su habilidad para beneficiarse de las políticas públicas y distorsionan la estructura diversificada de sus sistemas productivos.

Recuadro 10.8 ¿Qué sigue? Diseño y aplicación de instrumentos de política para la restauración y gestión forestal en América Latina

I. Schiappacasse y L. Nahuelhual

En este libro los autores han resaltado la importancia y el estado de amenaza de los ecosistemas de bosque seco de América Latina. Teniendo en cuenta estas consideraciones, han desarrollado recomendaciones de política pública para apoyar la restauración de los bosques secos. El siguiente paso es 'traducir' toda esta valiosa información a instrumentos políticos efectivos para la restauración de los bosques secos. La finalidad global de un marco político debería ser la de conseguir una restauración efectiva a largo plazo y el uso sustentable de la biodiversidad.

Sterner (2003) afirma que una frustración que normalmente tiene que afrontarse es que, aunque existen soluciones aparentemente simples a los problemas ambientales graves, éstas nunca son aplicadas. Por lo tanto, necesitamos diseñar instrumentos políticos viables que puedan ser aplicados con éxito. En primer lugar, tenemos que entender por qué la política ambiental es necesaria en el contexto de la restauración. Las razones están interrelacionadas con la evolución de los derechos de propiedad:

1. **El fracaso del mercado**: éste es un término técnico que se refiere, ampliamente, a las condiciones en las que los mercados no producen resultados óptimos de bienestar. Estos fracasos incluyen: (1) *efectos externos (externalidades)*, efectos colaterales de producción o consumo no atribuibles al mercado, como la erosión del suelo (externalidad negativa) causada por las prácticas agrícolas no sustentables, o los servicios hidrológicos (externalidad positiva) suministrados por una cuenca hidrográfica protegida. El problema es que estas externalidades negativas (o positivas) representan costes reales (o beneficios), pero estos costes no son pagados (o percibidos) por la persona que causa el daño (o recibe beneficios). Los proyectos de restauración logran beneficios sociales (externalidades positivas) que no son contabilizados en los mercados. Como resultado, se llevan a cabo muy pocas acciones de restauración; (2) *los bienes públicos*, productos o servicios cuyo consumo es no excluible y sin rival. Como resultado, el mercado tiende a suministrarlos en exceso ya que su consumo no puede prohibirse. Frente a la provisión de los bienes públicos, la gente tiende a subestimar su verdadera voluntad de pagarlos, y por tanto se subestiman los beneficios agregados. Los servicios ecosistémicos asociados con la restauración son bienes públicos que, teniendo en cuenta sus características, no se proporcionan de manera privada. La solución es la provisión directa de parte del gobierno.
2. **El fracaso de las políticas**: las políticas reflejan intereses económicos y, en algunos casos, puede que no haya una sola política que sea 'óptima' para cada grupo en la sociedad. Los fracasos de las políticas ocurren cuando la intervención pública es necesaria pero no llevada a cabo o cuando las intervenciones agravan un fracaso de mercado ya existente. Por ejemplo, la subvención de las acciones de restauración y reforestación puede inducir a los propietarios a talar bosques nativos con la finalidad de recibir el subsidio. Este caso ha sido documentado por algunos autores en Costa Rica en el contexto de programas de pago por servicios ecosistémicos (PSE).

Podemos distinguir dos tipos principales de instrumentos políticos en el contexto de la restauración forestal y del uso sustentable de los recursos: (1) los instrumentos no vinculados al mercado (es decir, el establecimiento de áreas protegidas, normas ambientales) y (2) instrumentos basados en el mercado (regulaciones económicas como los impuestos y los subsidios). Los instrumentos de mercado pueden ser una herramienta más efectiva para el uso sustentable de los bosques secos que los no vinculados al mercado porque abordan explícitamente las causas o mecanismos que amenazan a los ecosistemas forestales. Si se diseñan y aplican adecuadamente, los instrumentos económicos pueden llegar a ser componentes importantes de una aproximación a la restauración basada en incentivos.

Recuadro 10.8 (cont.)

En los últimos años, América Latina ha experimentado un desarrollo incipiente de los instrumentos políticos orientados al mercado, particularmente respecto al PSE en ciertos países (por ej. Asquith *et al.,* 2008; Pagiola, 2008). Sin embargo, por lo general, la política ambiental en los países de América Latina sigue dependiendo de los instrumentos de regulación directa, mientras que el desarrollo y el uso de los mecanismos de mercado están en su infancia. El reto es desarrollar instrumentos políticos innovadores basados en las alternativas proporcionadas por la literatura de la economía ambiental:

a. *Regulaciones directas.* Este tipo de instrumento se refiere a lo que los economistas llaman regulaciones de comando y control, incluyendo las restricciones al acceso y el uso de la tierra, por ejemplo. Estas regulaciones ofrecen una forma alternativa de conseguir los objetivos de conservación y de restauración. Este tipo de instrumento es generalmente criticado por su falta de flexibilidad. Por ejemplo, una regulación de comando y control puede requerir que el bosque sea restaurado en ciertas condiciones (por ej. como un mecanismo de compensación de proyectos de desarrollo que merman algún tipo de bosque) que se aplicarían a todos los bosques, independendientemente del nivel de beneficios que proporcionan o el coste de restaurarlos.

b. *Subsidios.* Hay diferentes tipos de subsidios. Por ejemplo, desde la perspectiva de los beneficiarios del PSE, el pago actúa como un subsidio ambiental con el fin de inducir un aumento en las actividades ambientales beneficiosas. Este tipo de instrumento ha atraído un interés creciente como un mecanismo de traducir los valores del ambiente externos y no vinculados al mercado en incentivos financieros reales para que los actores locales suministren servicios ambientales. A diferencia de los impuestos ambientales, los subsidios ambientales adolecen de diversas fuentes de ineficiencia potencial y, por lo tanto, están generalmente considerados como una segunda mejor solución (Baumol y Oates, 1988).

c. *Impuestos.* La teoría nos dice que los impuestos ambientales (con cargo a las actividades ambientales dañinas) pueden, como los subsidios ambientales, ayudar a internalizar el valor de los servicios ambientales en las decisiones privadas sobre el uso de la tierra. Los impuestos ambientales sufren menos de los problemas arriba mencionados, y podrían ser considerados superiores a los subsidios ambientales y a las regulaciones de comando y control. Sin embargo, la preocupación sobre cómo se distribuyen los impuestos a menudo pesa en contra del uso de los impuestos ambientales (Engel *et al.,* 2008). Por ejemplo, los impuestos sobre las actividades agrícolas realizadas en áreas prioritarias para la restauración impondrían el coste de la restauración forestal sobre los usuarios de la tierra más que sobre los usuarios de los servicios.

Tal como se concluye de este breve análisis, no hay un instrumento de política único o 'perfecto' para promover la restauración y pueden desarrollarse algunos nuevos. Sin embargo, la elección y el diseño de instrumentos particulares son complejos y dependen de necesidades específicas institucionales, económicas y sociales. Se debieran promover los instrumentos de mercado cuando son rentables. No obstante, en muchos casos será también necesario usar instrumentos no vinculados al mercado en una combinación de políticas efectivas, con el fin de conseguir a largo plazo un nivel eficiente de conservación, restauración y uso sustentable de la biodiversidad . Los esfuerzos llevados a cabo en el pasado para contrarrestar la pérdida del bosque seco han conseguido mucho menos de lo esperado. Por lo tanto, se necesitan nuevos paradigmas que vayan más allá del *status quo* con imaginación y valor. La restauración y el uso sustentable de la biodiversidad son cruciales para el bienestar humano y para aliviar la pobreza en las regiones secas de América Latina.

La restauración forestal es vista, a menudo, como un tipo de uso del suelo con el que competir. En realidad, la restauración compite principalmente con los usos de la tierra de baja rentabilidad, como la deforestación para establecer potreros de baja calidad para la cría extensiva de ganado o el establecimiento de cultivos básicos de secano. Una política pública encaminada a fomentar la restauración forestal podría proporcionar incentivos para la intensificación de la agricultura y la cría de ganado en áreas donde estas actividades pueden ser más rentables, permitiendo los procesos de restauración activa y pasiva en áreas vulnerables marginales y abruptas que tengan suelos pobres y poco profundos. Podrían proporcionarse incentivos para el desarrollo de sistemas de uso del suelo más 'amistosos' con la naturaleza, donde quiera que sean económicamente viables, si no introducen la dependencia del mercado y si ayudan a liberar presión en áreas marginales (por ej. agricultura ecológica, ganadería ecológica, ganadería holística, café de sombra y otros sistemas productivos alternativos. Sin embargo, véase Tejeda-Cruz *et al.* (2010) para una evaluación crítica de la supuesta asociación entre las plantaciones de café de sombra y la conservación de la biodiversidad.

La restauración forestal puede mejorar el suministro de diferentes servicios ecosistémicos que podrían ser aprovechados por los propietarios mediante la comercialización *in situ* o a través de mecanismos de pago por servicios ambientales (**Recuadro 10.8**). Respecto al primer caso, el aumento de la cobertura forestal puede apoyar el desarrollo sustentable del ecoturismo (por ej. observación de aves y vida silvestre, pesca, *rafting* en los ríos, vistas escénicas, medios de vida rurales, turismo arqueológico e histórico). En México, es todavía necesario el desarrollo de un esquema efectivo para el pago de los servicios ambientales a los propietarios de pequeñas masas forestales y parcelas de restauración; actualmente, el pago sólo se aplica a los dueños de grandes propiedades de tierra, que prácticamente no existen en las regiones de estudio.

El uso de la leña en las áreas rurales está ampliamnete extendido y se espera que, como en otras regiones muy rurales y pobres del mundo, la leña será utilizada en muchos hogares durante al menos los próximos 20–30 años (Bailis *et al*., 2005). La mayor parte de las comunidades rurales todavía siguen dependiendo de la leña, cada vez más cara y difícil de obtener, para cubrir las necesidades energéticas de sus hogares, panaderías y talleres de cerámica. Sin embargo, la producción de leña o un uso más eficiente de ésta no recibe incentivos acordes con su nivel de uso actual.

Sobre las mejores prácticas para la restauración forestal y su seguimiento

Actualmente, cuando se menciona la restauración forestal, el público y los especialistas ya identifican una serie de prácticas. Sin embargo, es debatible si éstas son o no sustentables. Por ejemplo, considérense los riesgos asociados al establecimiento de plantaciones monoespecíficas de pinos de rápido crecimiento o árboles exóticos. Los pinos nativos son altamaente valorados en México para la producción de madera. Sin embargo, debido a sus impactos a largo plazo en la biodiversidad local y regional, como se ha observado en Chile y México, las plantaciones monoespecíficas de pinos y exóticas deberían recibir incentivos sólo para ser establecidas en áreas pobres marginales donde no se anticipe un conflicto con la conservación o la restauración con especies nativas.

La participación de los propietarios en las fases de planificación debería resultar en su compromiso para establecer viveros locales para la propagación de especies de árboles y

arbustos nativos que fueran elegidas colectivamente. Debido a los medios de vida rurales, los propietarios pueden interesarse en identificar árboles y arbustos nativos que suministren una variedad de productos útiles, que estén bien adaptados a las condiciones locales, se propaguen con mayor facilidad y que ya sean muy valorados y manejados localmente (ver Capítulos 5–7, **Recuadros 10.2**, **10.5** y **10.9**). Con respecto a los sitios donde la restauración debería ser prioritaria, una decisión que debería hacerse en conjunto con los criterios y preferencias de los propietarios y la opinión de expertos (Wester *et al*., 2003; Failing *et al*., 2004, Orsi *et al*., 2010; Capítulo 9), se sugiere que las riberas de los ríos y las pendientes abruptas deforestadas deberían, quizá, recibir la prioridad más alta. Deberían considerarse las estrategias de restauración que favorecen y aprovechan los procesos de regeneración natural del bosque en campos agrícolas y potreros.

Recuadro 10.9 Conexión entre la investigación universitaria y la enseñanza/aprendizaje en una comunidad rural en México: el caso de la Estación de Investigación de Restauración Ambiental "Las Barracas", Morelos, México

E. Ceccon

México destaca entre los países de América Latina como el país con la mayor área sometida a cambios en el uso del suelo entre los años 2000 y 2005 (318533 ha; FAO, 2005b), principalmente por la pérdida de bosques tropicales, donde se encuentra un gran porcentaje de la biodiversidad de México. Al mismo tiempo, existen en el país unas 30000 comunidades que gestionan un área de cerca de 100 millones de hectáreas (Bray, 1995) que siempre se han visto al margen de los beneficios globales del desarrollo social en México.

Con esta perspectiva en mente, se desarrolló una iniciativa por parte de los investigadores de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y los habitantes de la comunidad de Cuentepec, en el estado de Morelos, para crear la Estación de Investigación de Restauración Ambiental "Las Barrancas", en el río Tembembe (EIRA). La estación fue creada en 2003 y su principal objetivo fue restaurar un área de bosque tropical seco que pertenece a la comunidad de Cuentepec, mediante proyectos de investigación y educación, así como implementar proyectos de participación comunitaria productivos y sustentables. Cuentepec es una de las comunidades más pobres y marginadas del estado de Morelos, que sufre uno de los niveles más altos de degradación de los ecosistemas (Gómez-Garzón, no publicado). A través de un acuerdo, la comunidad ofreció en préstamo (por un periodo de 30 años) a la UNAM el uso de terrenos localizados en un mapa previamente establecido y referenciado geográficamente. El acuerdo se basó en cuatro puntos principales:

1. La comunidad agraria de Cuentepec ofreció mediante préstamo a la UNAM 97 ha de tierra y el *ejido* ofreció 20 ha, con el usufructo asegurado de la tierra durante 30 años.
2. La UNAM establecería cuatro programas universitarios para la comunidad de Cuentepec: restauración, restauración productiva, sanidad ambiental y educación ambiental.
3. La comunidad y la UNAM establecerían un mecanismo con participación interactiva y de co-gestión comunitaria basado en planes a cinco años para asegurar que la comunidad rinda u obtenga beneficios.
4. La comunidad y la UNAM establecerían un mecanismo para resolver conflictos con base en opinión bipartita de ambas entidades.

Recuadro 10.9 (cont.)

Los objetivos y metas de la UNAM en el acuerdo son:

1. Ofrecer un ambiente universitario para llevar a cabo investigación y capacitación en restauración ecológica y productiva. La EIRA está directamente vinculada con el programa de la UNAM de Maestría en Ciencias en Restauración Ecológica.
2. Restaurar áreas degradadas y comunidades biológicas nativas de las vegas y laderas del río Tembembe que están en la estación de investigación.
3. Establecer un nuevo paradigma en la participación social universitaria que derive beneficios para la comunidad indígena de Cuentepec. La UNAM debería impulsar el desarrollo sustentable de la comunidad de Cuentepec de tal manera que, al finalizar el periodo de 30 años, la comunidad pueda gestionar los recursos terrestres y acuáticos de sus cañadas de una forma sustentable, en particular el área de la estación de investigación y el área natural establecida y protegida por la comunidad.

Se resumen los siguientes puntos de Ceccon *et al*. (en prensa).

Objetivos conseguidos:

Ha habido un avance considerable respecto al conocimiento físico y biológico del área, así como sobre la propagación y establecimiento de diferentes especies de árboles en el área de estudio. A nivel de la comunidad, se construyeron cisternas demostrativas domésticas y públicas para captar el agua de lluvia. Se inició un programa de educación ambiental en las escuelas secundarias de la comunidad de Cuentepec (Ceccon y Flores-Rojas, no publicado).

En los proyectos de restauración productiva, se evaluó el consumo y mercado de leña en Cuentepec. Los resultados permitieron entender la importancia de los biocombustibles en términos energéticos rurales. Se iniciaron plantaciones experimentales en tierras agrícolas usando agrosilvicultura sustentable y sistemas agroecológicos que incluyen especies nativas para leña y fertilizantes orgánicos para cultivos alimentiicos (Vázquez-Perales *et al*., no publicado).

Lecciones aprendidas:

Muchas cosas han cambiado a lo largo de los seis años de existencia de la estación de investigación. Varios programas se han concluido. Sin embargo, la participación activa de la comunidad todavía necesita incrementarse. Solo una pequeña porción de la comunidad es consciente y participa en los proyectos que se desarrollan. Varios aspectos críticos han llamado la atención en el contexto del sistema de restauración productiva establecido en las tierras del ejido; actualmente, se observa algún deterioro de la organización interna de la comunidad, que ha llevado a visiones polarizadas y hace que sea difícil desarrollar las tareas necesarias. Al mismo tiempo, también se observa resistencia para efectuar cambios en los paradigmas de las prácticas agrícolas en las personas que pertenecen al ejido, debido a las complejidades existentes en algunos sistemas, como es la falta de un mercado bien establecido para vender los nuevos productos agrícolas.

Conclusión:

La EIRA ha contribuido de forma clara a aumentar el liderazgo de la UNAM en el estado de Morelos en temas relacionados con la ecología y la sociedad, y ha establecido vínculos fuertes y permanentes con la comunidad de Cuentepec. Sin embargo, existen todavía una serie de conflictos que dificultan los esfuerzos para desarrollar plenamente los estudios biológicos necesarios. Se requere de más investigación respecto a la percepción de los problemas productivos y ambientales por parte de la población local.

Recuadro 10.9 (cont.)

Figura 1 Experimentos establecidos en la EIRA. Foto: E. Flores-Ramirez

Figura 2 Un campesino trabajando en un experimento de restauración productiva en su terreno de *milpa* en Cuentepec. Foto: R. Vázquez-Perales

Recuadro 10.9 (cont.)

Figura 3 Una mujer indígena de Cuentepec. Foto: E. Ceccon

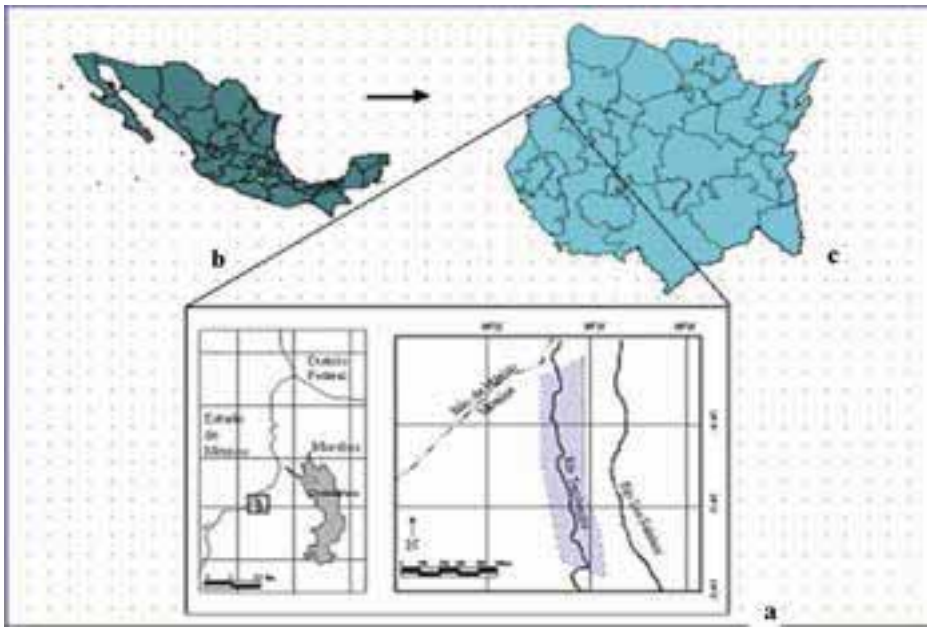


Figura 4 Mapa que muestra la localización de la EIRA (modificado de Galindo-Escamilla, no publicado).

Recuadro 10.9 (cont.)

Figure 5 Terrenos degradados alrededor de la EIRA. Foto: E. Ceccon

Finalmente, en los últimos años se han iniciado un número considerable de ensayos y programas de restauración en las regiones de estudio, siguiendo una diversidad de objetivos, métodos y resultados en sus etapas iníciales. Esto ofrece una riqueza de casos que permite llevar a cabo meta-análisis potenciales (Rey Benayas *et al*., 2009), cuyo valor podría aumentar si las iniciativas de restauración cumplen unos mínimos de mantenimiento de registros desde el inicio y durante su posterior seguimiento. El éxito de las iniciativas de restauración forestal dependerá de un seguimiento efectivo en el campo para examinar la efectividad de los enfoques de gestión adoptados, y de definir la dinámica del paisaje a mediano y largo plazo conforme se lleva a cabo la restauración. Si fuera posible, sería conveniente establecer un protocolo de una base de datos centralizada y de acceso público respecto a los planes de restauración, la cual podría ser usada en los próximos años para el seguimiento de los ensayos de restauración y predecir el resultado de tales iniciativas. Con el apoyo de herramientas como el meta-análisis, este tipo de enfoque sería de gran ayuda en el desarrollo de una base de evidencias sólidas para apoyar en el futuro la toma de decisiones relacionadas con las acciones de restauración.

Sobre la educación y la investigación

Es común que en muchas comunidades de las regiones de estudio exista un rico conocimiento tradicional, particularmente en aquellos grupos donde los elementos culturales y étnicos indígenas se han mantenido. Actualmente se considera que esta tradición puede proporcionar una plataforma útil para mejorar el bienestar humano y

la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, el mantenimiento de esta tradición, que tiene entre sus principales activos el uso de una alta biodiversidad, se basa en gran medida en los miembros de más edad de las comunidades rurales (**Recuadro 10.10**). La exposición al mercado o los incentivos económicos pueden producir efectos mixtos en estas comunidades (Godoy *et al*., 2005). Por ejemplo, las nuevas prácticas forestales pueden verse favorecidas por fuerzas externas y éstas pueden ser aprendidas y valoradas por las nuevas generaciones, mientras que el conocimiento ancestral se pierde en el olvido.

Recuadro 10.10 Directrices para la restauración de especies nativas en las comunidades mapuches del sur de Sudamérica

M.E. Gobbi

El pueblo mapuche (*mapu*: tierra, *che*: gente), como todos los pueblos nativos, tiene una larga tradición de relaciones cercanas con la naturaleza. Para ellos, las plantas son una fuente de medicinas y comida, así como indicadores de las condiciones ambientales y (o) de los cambios climáticos. Los mapuches no tienen un lenguaje escrito y, como consecuencia, han transmitido oralmente de generación en generación su conocimiento sobre las plantas. Varias causas han provocado que las tradiciones orales se pierdan o sólo sean conocidas por las personas de mayor edad: (i) la expulsión de los territorios donde habitaban originalmente y, por tanto, (ii) el asentamiento en territorios con características ambientales diferentes, (iii) la sobreexplotación de los recursos naturales, debido a la falta de tierra para el desarrollo de actividades productivas comunales, (iv) la migración de la población más joven a las ciudades y (v) la separación de las familias, entre otras.

Mi objetivo en este trabajo fue identificar los principales problemas ambientales, sus causas y las posibles acciones para recuperar las áreas degradas en las comunidades mapuches de Currumil y Puel, en el noroeste de la Patagonia. Para ello estudié las percepciones que tenían las comunidades de sus propios problemas ambientales, y fomenté la circulación del conocimiento sobre las plantas nativas entre los miembros de la comunidad y entre la comunidad mapuche y el comité de la Universidad Nacional del Comahue. Los objetivos particulares de este trabajo se definieron teniendo en cuenta las necesidades específicas de los miembros de la comunidad mapuche.

El trabajo fue organizado de forma secuencial: (1) reuniones con las autoridades de Currumil y Puel: los *loncos* (jefes mapuches) y los consejeros de la comunidad, (2) un taller con la finalidad de introducir e integrar a los miembros de ambas comunidades, (3) talleres específicos diseñados para satisfacer las demandas de cada una de las comunidades y (4) coordinación y apoyo de las actividades sugeridas en los talleres. Los temas de los talleres fueron la interpretación ambiental, los principales impactos ambientales en la naturaleza y el cultivo de plantas nativas (**Figura 1**). Diseñé un folleto que contenía información básica sobre cada uno de estos temas.

Las actividades desarrolladas fueron: (i) la formulación de encuestas diseñadas y analizadas por los miembros del comité universitario y aplicadas por los miembros de la comunidad mapuche, (ii) salidas de campo con la finalidad de interpretar la naturaleza en las áreas de la comunidad mapuche dedicadas a algún tipo de uso productivo (cría de ganado, sitios de *camping*, lagunas costeras y pequeños centros turísticos) y (iii) redacción de un libro sobre las especies más comunes y sus usos en las comunidades de Puel y Currumil.

Los principales resultados indican que:

- Ambas comunidades son totalmente conscientes del daño ambiental y están preocupadas por sus causas y consecuencias. Además, éstas tienen voluntad de aplicar estrategias de gestión que les permitiría recuperar estos sitios. Las comunidades perciben que la necesidad actual de explotación de la tierra no les permite conservar estos sitios de manera adecuada.

Recuadro 10.10 (cont.)

- El principal conocimiento de la flora nativa está asociado a las personas de mayor edad de la comunidad, tanto hombres como mujeres.
- Hay algún interés en este tipo de conocimiento entre la gente joven, pero les faltan los mecanismos para transmitirlo.
- Los huertos e invernaderos familiares son bastante frecuentes (57% de las familias tienen invernaderos y 67% tienen huertos) y se usan para producir plantas exóticas, principalmente con valor alimenticio.
- No cultivan especies nativas en los terrenos que rodean sus casas. Menos de 10% de la gente ha tenido alguna experiencia en intentar propagar sus plantas nativas. La mayoría de las personas (58%) expresan algún interés en tener árboles o arbustos nativos en las proximidades de sus casas, y 44% están interesados en aprender las técnicas para propagar las plantas nativas. En este sentido, se han rescatado y compartido algunas prácticas antiguas (**Figura 2**) y se han sugerido algunas otras, particularmente asociadas con la inclusión de especies nativas en los patios de sus casas.
- Los miembros de la comunidad seleccionaron 33 especies para la elaboración del material que sería publicado en un libro. El comité universitario tomó fotos y redactó descripciones botánicas sencillas y un glosario para estas especies; los miembros de las comunidades describieron los usos de las plantas.
- El libro resultante pertenecerá exclusivamente a las comunidades y lo usarán con un propósito educativo y para intercambiar información con otras comunidades mapuche. Sólo se venderá si ellos deciden hacerlo.
- Estas plantas son principalmente usadas para medicina; secundariamente, también son usadas como alimentos y algunas especies tienen un uso ceremonial religioso. El conocimiento medicinal fue generosamente compartido con el comité universitario, pero ambas comunidades mapuche expresaron una fuerte resistencia a hacerlo público. De hecho, en el libro, sólo mencionamos 'usos medicinales' sin dar detalles específicos respecto a la elaboración de las medicinas o del tipo de enfermedad que tratan.

En conclusión:

i) En las comunidades de Puel y Currumil, las plantas nativas se recogen en condiciones naturales y sólo son cultivadas las plantas exóticas que tienen algún valor medicinal o alimenticio.

ii) La idea de cultivar plantas nativas fue considerada útil y novedosa.

iii) Se propusieron otros estudios a diferentes escalas durante el transcurso del proyecto.

iv) El análisis y la discusión de los principales problemas ambientales, sus causas y formas de resolverlos, permitió compartir experiencias y puntos de vista, con el fin último de encontrar alternativas para el uso de los recursos naturales.

Otras organizaciones e instituciones participantes: El Programa de Desarrollo Cultural del BID concedió fondos para la producción del libro sobre la flora nativa (Proyecto: 'Rescatando saberes sobre plantas nativas de las comunidades mapuches Puel y Currumil'), y la Universidad Nacional del Comahue colaboró con las salidas de campo y los talleres (Proyecto: 'Estrategias de manejo e innovación tecnológica para la sustentabilidad ambiental en territorio de comunidades mapuche').

Recuadro 10.10 (cont.)

Figura 1 Actividades de los talleres: (a) interpretación ambiental y (b) propagación de plantas nativas; un niño mapuche con una planta joven de *Araucaria araucana*. Fotos: a) A. Denegri; b) M. Gobbi

Figura 2 Reparación del daño ocasionado por las cabras (especie introducidas para la producción de pelo y carne) en árboles de *Araucaria araucana*, un árbol muy apreciado por los mapuche, tanto por su valor alimenticio como religioso. La gente utiliza los conocimientos tradicionales comunicados por las personas mayores de la comunidad. Foto: M. Gobbi

Parte de la incertidumbre sobre los posibles resultados puede atribuirse a las dificultades metodológicas o limitaciones de los enfoques convencionales de las investigaciones para tratar con grupos indígenas. Sin embargo, también es verdad que bajo las presiones actuales de la globalización, se requiere con urgencia de un entendimiento cultural amplio sobre la relevancia de los árboles y la cobertura forestal para los valores económicos, culturales y recreacionales, tanto en los ambientes rurales como en los urbanos. Además, es preciso mejorar la conciencia de toda la comunidad sobre el hecho de que la restauración forestal puede adoptarse como una actividad convencional que puede generar riqueza permanente y bienestar. También es importante promover la difusión del conocimiento sobre cómo optimizar los usos locales de los productos forestales, las posibilidades de la regeneración natural en los proyectos de restauración pasiva, los límites de la productividad y la recolección sustentables y la propagación de especies de árboles en los viveros para los ensayos de restauración (Capítulo 5, **Recuadros 10.2**, **10.5**, **10.9**, y **10.10**). Sin embargo, la educación y la capacitación deberían también llegar a los técnicos de los organismos gubernamentales a través de talleres *in situ* y programas de educación continua sobre restauración forestal y gestión forestal sustentable.

La aplicación de los planes de gestión forestal y las prácticas de restauración se enfrentan a menudo a una falta de entendimiento sobre temas ecológicos cruciales (**Recuadro 10.6**). Aunque puede existir un interés local y un conocimiento sobre los usos no convencionales de los productos forestales maderables y no maderables, es necesario llevar a cabo más investigación sobre sus características útiles, su valor económico actual y potencial y los enfoques posibles para la cosecha sustentable (Newton, 2008). Las lecciones aprendidas de la investigación colaborativa previa sobre la gestión forestal sustentable subraya el valor de las herramientas de modelación integral para proporcionar un marco que apoye el desarrollo y la aplicación de políticas relacionadas con la gestión sustentable del bosque, incluyendo las acciones de restauración (Newton *et al*., 2007; 2009; Orsi *et al*., 2010).

Conclusiones

Este capítulo integra investigaciones realizadas por todos los colaboradores del proyecto ReForLan con el propósito de desarrollar recomendaciones de políticas públicas, herramientas de apoyo a la toma de decisiones, directrices prácticas y planes de gestión para la restauración de los paisajes con bosques secos. Se adoptó un enfoque comparativo para mostrar las principales diferencias, coincidencias e impactos potenciales relacionados con estos temas en los ecosistemas forestales de las seis regiones de estudio donde el proyecto fue llevado a cabo: el centro de Veracruz (México), la Mixteca Alta de Oaxaca (México), la Depresión Central de Chiapas (México), la Cordillera de la Costa y el Valle Central en Chile, y el noroeste y sur de Argentina y el sur de Argentina. El desarrollo y la aplicación de políticas públicas y de herramientas de apoyo a la toma de decisiones muestra una variación considerable en las áreas de estudio, incluso cuando están localizadas en el mismo país, como resultado de las principales diferencias en el desarrollo social y económico y las culturas nativas a nivel nacional y regional. Sin embargo, los contrastes entre las regiones de estudio proporcionan una oportunidad de identificar los principales problemas y recomendaciones para

fomentar la restauración a largo plazo de los paisajes de bosques secos en estas áreas y en otras que se enfrenten a problemas similares. Se presentan diferentes estudios de caso para ilustrar estos temas, incluyendo dos que se ocupan de áreas no cubiertas por el proyecto principal (el estado de Morelos en la parte sur del centro de México y la parte andina de Bolivia). El objetivo del capítulo se centra en las políticas públicas, pero otros temas relevantes como las actividades de divulgación, la educación y la elaboración de directrices y planes de gestión locales, son también discutidos como ejemplos de acciones prácticas llevadas a cabo para apoyar la implementación de los conceptos de restauración del paisaje forestal.

En conclusión:

- Las políticas públicas de restauración forestal deben continuar su evolución respecto a sus objetivos, definiciones y procedimientos de aplicación.
- Las políticas públicas de restauración forestal deben ser acordadas por todos los grupos de interés. A la postre, los grupos de base y los propietarios deberían tener la oportunidad de participar de una forma más activa, no sólo en la fase de consulta inicial, sino también durante los procesos de toma de decisiones y aplicación.
- Los medios de vida rurales deberían ser considerados en la aplicación de los programas de restauración como una referencia y fuente de nuevas alternativas para la vida en el medio rural en el futuro. Sin embargo, el tamaño limitado de la muestra, típico de los análisis socioeconómicos detallados, debería ser tenido en cuenta cuando se extrapolen los resultados a una región más extensa o a un contexto más amplio. La comparación de las diferentes áreas de estudio indica que éstas son muy particularmente individuales y, por lo tanto, los enfoques de restauración necesitarán ser adaptados a las características socioecológicas específicas de cada paisaje.
- Los grupos académicos deben continuar con el desarrollo y aplicación en proyectos piloto de herramientas analíticas de vanguardia poderosas, con el objetivo de desentrañar la complejidad de los temas que implican los compromisos a largo plazo de los programas de restauración forestal.
- Los grupos académicos deberían dedicar más esfuerzo en producir o supervisar la elaboración y diseminación de materiales educativos con el potencial de dirigirse a un público amplio, particularmente en los temas prácticos de la gestión forestal, la restauración y los servicios ecosistémicos de interés para los propietarios y los técnicos.
- Los programas de restauración son construcciones sociales locales o regionales que involucran todas las dimensiones de la experiencia comunitaria: ecológica, social, económica, cultural y política.

Referencias bibliográficas

Aguilar Bellamy, A. 2006. Algunas consideraciones teóricas en torno al paisaje como ámbito de intervención institucional. Gaceta Ecológica 80: 5–20.

Adedire, M.O. 2002. Environmental implications of tropical deforestation. International Journal of Sustainable Development and World Ecology 9: 33–40.

Altamirano, A., Lara, A. 2010. Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. Bosque (Valdivia) 31: 53–64.

Álvarez Icaza, P., Muñoz Piña, C. 2008. Instrumentos territoriales y económicos que favorecen la conservación y el uso sustentable de la biodiversidad. En: Capital natural de México, Vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad, CONABIO, México: pp. 229–258.

Asquith, N., Vargas, M.T., Wunder, S. 2008. Selling two environmental services: in-kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia. Ecological Economics 65: 675–684.

Bailis, R., Ezzati, M., Kammen, D.M. 2005. Mortality and greenhouse gas impacts of biomass and petroleum energy futures in Africa. Science 308: 98–103.

Barradas, V., Fanjul, L. 1985. Equilibrio hídrico y evapotranspiración en una selva baja caducifolia de la costa de Jalisco, México. Biótica 10:199–218.

Baumol, W., Oates, W. 1988. The theory of environmental policy, Second edition. Cambridge University Press, Cambridge.

Bradshaw, A.D. 2002. Introduction and philosophy. En: Perrow, M.R., Davy, A.J. (eds.), Handbook of ecological restoration, Vol. 1: Principles of restoration, Cambridge University Press, Cambridge: pp. 3–9.

Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. Annual Review of Environment and Resources 32: 67–98.

Bray, D.B. 1995. Peasant organizations and the permanent reconstruction of nature. Journal of Environment and Development 4: 185–204.

Bruijnzeel, L.A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? Agriculture, Ecosystems and Environment 104: 185–228.

Buckley, M.C., Crone, E.E. 2008. Negative off-site impacts of ecological restoration: understanding and addressing the conflict. Conservation Biology 22: 1118–1124.

Carabias, J., Arriaga, V., Cervantes Gutiérrez, V. 2007. Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. Boletín de la Sociedad Botánica de México 80: 85–100.

Carmack, R.M., Gasco, J., Gossen, G.H. 1996. The legacy of Mesoamerica: history and culture of a Native American civilization. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Cash, D.W., Adger, W.N., Berkes, F., Garden, P., Lebel, L., Olsson, P., Pritchard, L., Young., O. 2006. Scale and cross-scale dynamics: governance and information in a multilevel world. Ecology and Society 11: 8. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art8/

Ceccon, E., Toledo, I., García-Barrios, R. 2010. La vinculación universitaria con comunidades rurales: el modelo de la Estación de Restauración Ambiental del río Tembembe en México. En: López Palomeque, F., Valderrama, J. (eds.), Territorios y sociedades en un mundo en cambio. Miradas Contrastadas en Iberoamérica, Universitat de Barcelona, Barcelona. In press.

Cervantes, V., Carabias, J., Arriaga, V. 2008. Evolución de las políticas públicas de restauración ambiental. En: Capital natural de México, Vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad, CONABIO, México: pp. 155–226.

Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. PLoS Biology 4: 2138–2152.

Collins, D., Morduch, J., Rutherford, S., Ruthven, O. 2009. Portfolios of the poor. How the world's poor live on $2 a day. Princeton University Press, Princeton.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253–260.

CONEVAL (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social). 2007. Aplicación de la metodología para la medición de la pobreza por ingresos y pruebas de hipótesis. Nota Técnica 001/2007, CONEVAL, México.

Daily, G. C., Alexander, S., Ehrlich, P.R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P.A., Mooney, H.A., Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D., Woodwell, G.M. 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. Issues in Ecology 2: 1–16.

de Groot, R. S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41: 393–408.

de la Peña, M.T. 1946. Veracruz económico. Gobierno del estado de Veracruz, Xalapa.

Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. Ecological Economics 65: 663–674.

Fahey, T.J., Woodbury, P.B., Battles, J.J., Goodale, C.L., Hamburg, S.P., Ollinger, S.V., Woodall, C.W. 2010. Forest carbon storage: ecology, management, and policy. Frontiers in Ecology and Environment 8: 245–252.

Failing, L., Horn, G., Higgins, P. 2004. Using expert judgement and stakeholder values to evaluate adaptive management options. Ecology and Society 9, 1. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art13/

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2005a. Primera Revisión del Programa Estratégico Forestal 2025 y del Programa Nacional Forestal 2001–2006. FAO México, Mexico City: pp. 1–35.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2005b. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005. Hacia la ordenación forestal sostenible. FAO Forestry Paper 351, FAO, Rome.

Galindo-Jaimes, L., González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P., García-Barrios, L. 2002. Tree composition and structure of disturbed stands with varying dominance by *Pinus* spp. In the highlands of Chiapas, Mexico. Plant Ecology 162: 259–272.

Geist, H.J., Lambin, E.F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. BioScience 52: 143–150.

Gleick, P.H. 2000. The world's water 2000–2001. Island Press, Washington.

Godoy, R., Reyes-García, V., Byron, E., Leonard, W.R., Vadez, V. 2005. The effect of market economies on the well-being of indigenous peoples and on their use of renewable natural resources. Annual Review of Anthropology 34: 121–138.

González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Galindo-Jaimes, L., Camacho-Cruz, A., Golicher, D., Cayuela, L., Rey-Benayas, J.M. 2009. Tendencias y proyecciones del uso del suelo y la diversidad florística en Los Altos de Chiapas, México. Investigación Ambiental 1: 40–53.

Grandia, L. 2007. Between Bolívar and bureaucracy: the Mesoamerican Biological Corridor. Conservation and Society 5: 478–503.

Herrera Beltrán, F. 2005. Desarrollo agropecuario, Primer Informe de Gobierno, Gobierno del estado de Veracruz, Xalapa: pp. 413–472.

Higgs, E.S. 1997. What is good ecological restoration? Conservation Biology 11: 338–348.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E. (eds.), Cambridge University Press, Cambridge.

Kanowski, J. 2010. What have we learnt about rainforest restoration in the past two decades? Ecological Management & Restoration 11: 2–3.

Kremen, C., Ostfeld, R.S. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. Frontiers in Ecology and the Environment 3: 540–548.

Lara, A., Soto, D., Armesto, J., Donoso, P., Wernli, C., Nahuelhual, L., Squeo, F. (eds.). 2003. Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos chilenos. Universidad Austral de Chile, Valdivia.

Laurance, W.F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. Biological Conservation 91: 109–117.

Lele, S., Wilshusen, P., Brockington, D., Seidler, R., Bawa, K. 2010. Beyond exclusion: alternative approaches to biodiversity conservation in the developing tropics. Current Opinion in Environmental Sustainability 2: 94–100.

Lemons, J. 2006. Conserving dryland biodiversity: science and policy. Science and Development Network, Policy Briefs. http://www.scidev.net/en/policy-briefs/conserving-dryland-biodiversity-science-and-policy.html (último acceso: 01.09.2010).

Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. Mac Arthur Award Lecture. Ecology 73: 1943–1967.

Maass, J., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., García-Oliva, F., Martínez-Yrízar, A., Cotler, H., López-Blanco, J., Pérez-Jiménez, A., Búrquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R., Sarukhán, J. 2005. Ecosystem services of tropical dryforests: insights from long-

term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. Ecology and Society 10: 17.

Mann, C.C. 2005. 1491: new revelations of the Americas before Columbus. Alfred A. Knopf, New York.

Marshall, E., Schreckenberg, Newton, A.C. 2006. Commercialisation of non-timber forest products: factors influencing success. Lessons learned from Mexico and Bolivia and policy implications for decisions-makers. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK.

MEA (Millenium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: desertification synthesis. World Resources Institute, Washington.

Merino Pérez, L. 2004. Conservación o deterioro. El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en los usos de los bosques en México. Instituto Nacional de Ecología, México.

Mooney, H., Larigauderie, A., Cesario, M., Elmquist, T., Hoegh-Guldberg, O., Lavorel, S., Mace, G.M., Palmer, M., Scholes, R., Yahara, T. 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. Current Opinion on Environmental Sustainability 1: 46–54.

Myers, N.1997. The world's forests and their ecosystem services, En: Daily, G.C. (ed.), Nature´s services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington: pp. 215–235.

Naidoo, R., Adamowicz, W.L. 2006. Modeling opportunity costs of conservation in transitional landscapes. Conservation Biology 20: 490–500.

Naidoo, R., Ricketts, T.H. 2006. Mapping the economic costs and benefits of conservation. PLoS Biology 4: 2153–2164.

Naveh, Z. 2005. Epilogue: toward a transdisciplinary science of ecological and cultural landscape restoration. Restoration Ecology 13: 228–234.

Newton, A.C. 2008. Conservation of tree species through sustainable use: how can it be achieved in practice? Oryx 42:195–205.

Newton, A.C., Stewart, G.B., Díaz, A., Golicher, D., Pullin, A.S. 2007. Bayesian Belief Networks as a tool for evidence-based conservation management. Journal for Nature Conservation 15: 144–160.

Newton, A.C., Cayuela, L., Echeverría, C., Armesto, J.J., del Castillo, R.F., Golicher, D., Geneletti, D., González-Espinosa, M., Huth, A., López-Barrera, F., Malizia, L., Manson, R., Premoli, A., Ramírez-Marcial, N., Rey Benayas, J.M., Rüger, N., Smith-Ramírez, C., Williams-Linera, G. 2009. Toward integrated analysis of human impacts on forest diversity: lessons from Latin America. Ecology and Society 14: 2. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art2/

NRC (National Research Council). 2004. Valuing ecosystem services: toward better environmental decision-making. Committee on assessing and valuing the services of aquatic and related terrestrial ecosystems, National Research Council, National Academy of Sciences, Washington.

Ochoa-Gaona, S., Kamplicher, C., de Jong, B.H.J., Hernández, S., Geissen, V., Huerta, E. 2010. A multi-criterion index for the evaluation of local tropical forest conditions in Mexico. Forest Ecology and Management 260: 618–627.

Orsi, F., Geneletti, D., Newton, A.C. 2010. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: an expert panel-based approach. Ecological Indicators doi:10.1016/j.ecolind.2010.06.001

Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. Ecological Economics 65: 712–724.

Postel, S.L., Daily, G.C., Ehrlich, P.R. 1996. Human appropriation of renewable fresh water. Science 271: 785–788.

Reynolds, J.F., Maestre, F.T., Kemp, P.R., Stafford-Smith, D.M., Lambin, E. 2007. Natural and human dimensions of land degradation in drylands: causes and consequences. En: Canadell, J.G., Pataki, D.E., Pitelka, L.F. (eds.), Terrestrial ecosystems in a changing world (Global Change The IGBP Series), Springer, Berlin: pp. 247–257.

Rey Benayas, J.M., Newton, A.C., Díaz, A., Bullock, J.M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. Science 325: 1121–1124.

Richardson, D.M., Bond, W.J. 1991. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasion. American Naturalist 137: 639–668.

Richardson, D.M., Rejmánek, M. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. Diversity and Distributions 10: 321–331.

Rodríguez, J.P., Nassar, J.M., Rodríguez-Clark, K.M., Zager, I., Portillo-Quintero, C.A., Carrasquel, F., Zambrano, S. 2008. Tropical dry forests in Venezuela: assessing status, threats and future prospects. Environmental Conservation 35: 311–318.

Steininger, M.K., Tucker, C.J., Ersts, P., Killeen, T.J., Villegas, Z., Hecht, S.B. 2001. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. Conservation Biology 15: 856–866.

Sterner, T. 2003. Policy instruments for environmental and natural resource management. Resources for the Future. Washington.

Tejeda-Cruz, C., Silva-Rivera, E., Barton, J.R., Sutherland, W.J. 2010. Why shade coffee does not guarantee biodiversity conservation. Ecology and Society 15: 13. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art13/

Trejo, I., Dirzo, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. Biological Conservation 94: 133–142.

Weiss, G. 2004. The political practice of mountain forest restoration – comparing restoration concepts in four European countries. Forest Ecology and Management 195: 1–13.

Wester, P., Merrey, D., de Lange, M. 2003. Boundaries of consent: stakeholder representation in river basin management in Mexico and South Africa. World Development 31: 797–812.

Wuethrich, B. 2007. Reconstructing Brazil´s Atlantic rainforest. Science 315: 1070–1072.

Wunder, S. 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. Conservation Biology 21: 48–58.

Young, T.P., Petersen, D.A., Clary, J.J. 2005. The ecology of restoration: historical links emerging issues and unexplored realms. Ecology Letters 8: 662–673.

11 SÍNTESIS: PRINCIPIOS Y PRÁCTICA DE LA RESTAURACIÓN DEL PAISAJE FORESTAL

A.C. Newton

Introducción

Los últimos años han sido testigos de un aumento del interés por la ciencia y la práctica de la restauración ecológica, como respuesta a la degradación ambiental que ha ocurrido en muchas partes del mundo. Actualmente, la restauración ecológica está sólidamente reconocida como una disciplina científica (Aronson *et al.,* 2007; Clewell y Aronson, 2007), con publicaciones que aparecen regularmente en las principales revistas científicas (Dobson *et al.,* 1997; Lamb *et al*., 2005; Roberts *et al.,* 2009; Rey Benayas *et al.,* 2009). Además, la restauración ecológica está incorporada en diferentes iniciativas de políticas a nivel internacional, como el Convenio para la Diversidad Biológica, lo que indica que la contribución potencial a la conservación de la biodiversidad y la mejora de los medios de subsistencia humanos que las acciones de restauración pueden tener está cada vez más reconocida por los responsables políticos (Nellemann y Corcoran, 2010; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010). Al mismo tiempo, a nivel mundial se han llevado a cabo cientos de iniciativas de restauración, lo que representa una inversión de miles de millones de dólares USA (Goldstein *et al.,* 2008).

La Restauración del Paisaje Forestal (RPF) es uno de los diferentes enfoques de la restauración ecológica que actualmente se están implementando en diferentes partes del mundo. Si queremos que la RPF sea adoptada de manera más general, o incluso que ésta sea vista como el mejor método para restaurar los ecosistemas de bosque, es necesario demostrar su efectividad. El principal objetivo de la investigación que se describe en este libro fue examinar, de manera crítica, los principios que sustentan la RPF y como éstos pueden ser aplicados en la práctica, además de proporcionar un conjunto de pruebas que apoyen la efectividad de la RPF. Específicamente, la investigación examinó la aplicación de la RPF en los bosques secos de América Latina, un tipo de bosque que está reconocido como de prioridad mundial para la conservación de la biodiversidad, y que tiene una gran importancia para mantener los medios de vida humanos (Miles *et al.,* 2006; Bullock *et al*., 1995). A pesar de su importancia, existe muy poca información sobre las características ecológicas y la dinámica de los bosques secos, particularmente en el contexto de los impactos de las actividades humanas y el potencial para la restauración ecológica.

Este capítulo tiene como objetivo principal integrar la información presentada en los anteriores capítulos del libro, así como identificar algunas de las principales lecciones aprendidas. En primer lugar, se examina si es posible identificar algunos de los principios generales de la RPF, lo que podría ser de utilidad a la hora de aplicar la RPF a otras localidades. En segundo lugar, se examinan las implicaciones de la investigación para la aplicación práctica de la RPF. En tercer lugar, se consideran brevemente algunos de los temas que surgieron durante la investigación, junto con las lagunas de conocimiento y áreas críticas de incertidumbre. Finalmente, se presentan algunas recomendaciones adicionales para la política y práctica.

Principios de la Restauración del Paisaje Forestal (RPF)

El método de la RPF ha sido descrito previamente en detalle por Lamb y Gilmour (2003), Mansourian *et al.* (2005) y Rietbergen-McCracken *et al.* (2007). Por lo tanto, no se intenta aquí resumir toda la información presentada en estos textos. Sin embargo, estas publicaciones ofrecen una base adecuada para identificar los principios comunes de la RPF.

Maginnis y Jackson (2007) presentan cuatro características principales de la RPF:

1. La RPF es un proceso que incorpora tres principios clave: (i) es participativo, (ii) está basado en la gestión adaptativa y, por lo tanto, es sensible al cambio social, económico y ambiental y (iii) requiere una evaluación clara y coherente, así como un marco de aprendizaje.
2. La RPF busca restaurar la integridad ecológica; reemplazar solamente una o dos propiedades de la funcionalidad del bosque en un paisaje completo tiende a ser desigual e insostenible.
3. La RPF busca mejorar el bienestar humano, basándose en el principio de que, a escala de paisaje, los objetivos comunes de mejora de la integridad ecológica y del bienestar humano no pueden ser elegidos uno en detrimento del otro.
4. La implementación de la RPF es a escala de paisaje; en otras palabras, las decisiones a nivel de sitio deben ser hechas en un contexto de paisaje.

Algunos de estos puntos necesitan ser aclarados. En primer lugar, la gestión adaptativa puede ser definida como la integración del diseño, gestión y seguimiento para comprobar de manera sistemática los supuestos con el fin de adaptarse y aprender (Newton, 2007). Este enfoque consiste en tratar de forma sistemática las diferentes acciones de gestión para conseguir el resultado deseado, y en hacer un seguimiento de los resultados conseguidos para evaluar cómo se comparan con los resultados previstos al principio. La adaptación consiste en cambiar los supuestos y las intervenciones en respuesta a la información obtenida como resultado del seguimiento. Por lo tanto, si queremos que la gestión adaptativa sea efectiva, es esencial llevar a cabo un programa de seguimiento junto con una evaluación y un marco de aprendizaje apropiados para garantizar que se aprenden las lecciones de la experiencia de gestión.

En la literatura sobre la RPF se hace alusión, de manera repetitiva, al término 'integridad ecológica'. Mansourian (2005) define este término como 'mantener la diversidad y calidad de los ecosistemas, y mejorar su capacidad para adaptarse al cambio y satisfacer las necesidades de las generaciones futuras'. Lamb y Gilmour (2003) amplían aún más esta definición y sugieren que ésta incluye 'la autenticidad ecológica (por ej. la naturalidad, la viabilidad y la salud ecológica), así como la efectividad funcional de los procesos de restauración (por ej. el grado de recuperación de los procesos ecológicos clave)'. Tal como ha sido señalado por Newton (2007), términos como 'autenticidad', 'naturalidad' y 'salud' no están bien definidos y, consecuentemente, son difíciles de medir; lo mismo puede decirse, por lo tanto, del término de 'integridad ecológica'. Si es necesario un enfoque de gestión adaptativa, entonces la 'integridad' necesitará ser monitoreada: ¿cómo se puede conseguir esto en la práctica? Aunque Gasana (2007) ofrece algunas sugerencias con respecto a los indicadores potenciales que podrían ser usados, la lista de medidas potenciales de 'integridad' es muy larga, y hay muy poca información

Vivero local para propagar las especies nativas de árboles usados para las plantaciones de leña en Ocuilapa, Chiapas, México. Foto: N. Ramirez-Marcial

Identificación de un sitio de estudio en el bosque tropical seco. Foto: G. Williams-Linera

disponible respecto a la efectividad o la fiabilidad de estas medidas como indicadores de 'integridad'. Si el objetivo clave es mantener la diversidad y la capacidad adaptativa de un ecosistema forestal, entonces éste dependerá de los procesos ecológicos que influyen en estas propiedades. Estos procesos podrían incluir potencialmente la dispersión, colonización, regeneración, crecimiento, competencia y sucesión, entre muchos otros. De nuevo, podría ser necesario definir indicadores para cada uno de estos procesos, aunque algunos de éstos son muy difíciles de medir en la práctica (Newton, 2007).

La tercera característica enumerada por Maginnis y Jackson (2007) se centra en la mejora del bienestar humano. Actualmente, el vínculo entre el bienestar humano y la condición de los ecosistemas es un tema importante de investigación, tal como se ilustra en el *Millennium Ecosystem Assessment* (2005a). El concepto 'servicios ecosistémicos', o los beneficios suministrados por los ecosistemas al ser humano, es básico en este enfoque de investigación. La RPF debería, por lo tanto, aumentar la oferta de servicios ecosistémicos, restaurando aquellos procesos ecológicos y funciones de las que dependen estos servicios (Fisher *et al*., 2008). Maginnis y Jackson (2007) también sugieren que a escala de paisaje '*los objetivos comunes de mejora de la integridad ecológica y del bienestar humano no pueden ser elegidos uno en detrimento del otro*'. Esta sugerencia depende de la suposición implícita de que el bienestar humano y la integridad ecológica coinciden en un paisaje, aunque esta suposición no está comprobada. Por otro lado, no es difícil imaginar cómo pueden surgir los conflictos: el bienestar humano depende en gran medida del acceso a los alimentos, que en general se obtienen más fácilmente de las tierras de cultivo que de los bosques. La evidencia sugiere que en la práctica es difícil encontrar una solución entre el bienestar humano y la condición del ecosistema que satisfaga ambas partes; por lo tanto, puede ser necesario buscar soluciones de compromiso entre un servicio ecosistémico y otro (Tallis *et al*., 2008; ver también el **Recuadro 11.1**).

Los problemas asociados con las características enumeradas por Maginnis y Jackson (2007) sugieren que es necesario refinarlas aún más. Idealmente, las iniciativas de la RPF podrían definir un conjunto de principios básicos que, a su vez, podrían ofrecer directrices para la aplicación del método de la RPF en una situación dada. Sin embargo, el resultado más consistente de la investigación presentada en los capítulos anteriores es que el contexto local tiene una gran importancia. Cada análisis comparativo subrayó las grandes diferencias entre los estudio de caso en término de los factores responsables de la pérdida y degradación del bosque, los patrones de riqueza y composición de especies, el uso de los recursos forestales por parte de las comunidades locales, la efectividad de los diferentes enfoques de restauración, los patrones y las tasas de recuperación del bosque, el contexto político y las recomendaciones y el valor local de los diferentes servicios ecosistémicos (**Recuadro 11.1**). Este importante resultado pone de relieve la dificultad de desarrollar un procedimiento de aplicación general para implementar la RPF; al contrario, lo que se requiere es un enfoque lo suficientemente flexible como para que pueda ser adaptado a cualquier situación local. La principal lección aprendida de la investigación desarrollada es que para que la RPF sea eficaz necesitará ser adaptada a las circunstancias particulares de cada contexto.

En base a esto, propongo un conjunto revisado de principios para la RPF:

1. La RPF es un proceso flexible que necesitará ser adaptado individualmente a cada contexto ecológico, socioeconómico, cultural y político.

2. La RPF es un proceso participativo, que requiere del compromiso de las partes interesadas para que tenga éxito.

3. La RPF debería basarse en un enfoque de gestión adaptativa para asegurar que sea sensible a los cambios sociales, económicos y ambientales; por lo tanto, requiere un programa de seguimiento y un proceso de aprendizaje adecuados.
4. La RPF busca restaurar los procesos ecológicos a escala de paisaje que garanticen el mantenimiento de la biodiversidad y las funciones ecológicas, y otorgue elasticidad frente a los cambios ambientales; esto requerirá tomar decisiones a nivel de sitio en un contexto de paisaje.
5. La RPF busca mejorar la provisión de los servicios ecosistémicos para los seres humanos a escala de paisaje y, por lo tanto, contribuir a mejorar el bienestar humano.

Lamb y Gilmour (2003) presentan una serie de beneficios potenciales de la RPF, pero no tienen en cuenta las relaciones entre los diferentes elementos. A continuación, presento un diagrama esquemático para ilustrar estas relaciones (**Figura 11.1**). Potencialmente, la RPF puede dar lugar a una serie de efectos diferentes, incluyendo el aumento de la conectividad forestal, el aumento de la provisión de los servicios ecosistémicos, la mitigación de las amenazas, etc. Éstos pueden tener efectos adicionales, por ejemplo, en la biodiversidad y en los riesgos económicos y ambientales. Juntos, estos efectos pueden conducir a resultados relevantes para las políticas, como la mitigación de la pobreza, el desarrollo de medios de vida sostenibles y la conservación de la biodiversidad. Este modelo conceptual ofrece una descripción general aplicable del proceso de la RPF, y podría proporcionar un marco para el seguimiento de sus efectos y eficacia.

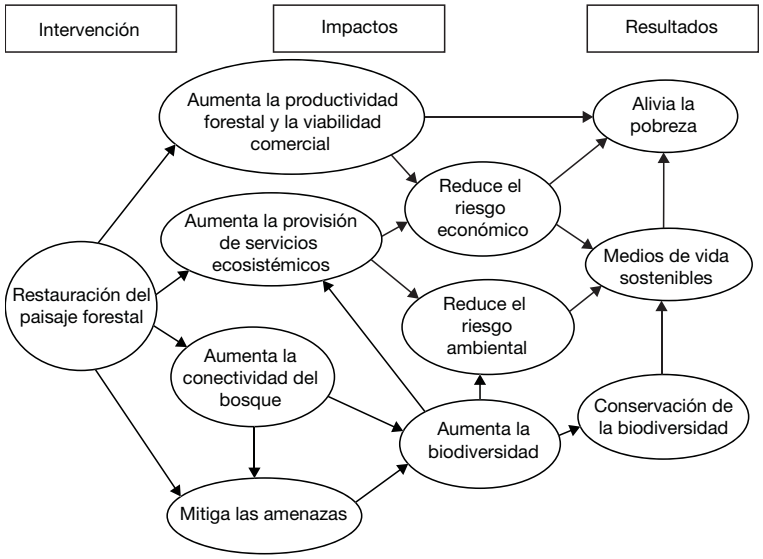


Figura 11.1 Diagrama esquemático que resalta las relaciones entre los efectos potenciales del enfoque de la Restauración del Paisaje Forestal y los posibles resultados.

Recuadro 11.1 Cartografía y evaluación de los servicios ecosistémicos en paisajes forestales de zonas secas

J. Birch y A.C. Newton

Los servicios ecosistémicos pueden definirse como los beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a). Los bosques secos proporcionan importantes servicios ecosistémicos como el secuestro de carbono, el control de la erosión y la biodiversidad, que benefician tanto a las comunidades locales como a otros sectores de la sociedad. Sin embargo, los bosques secos están muy amenazados (Janzen, 1988) debido a las prácticas insostenibles de uso del suelo, que incluyen la sobreexplotación de la leña y la expansión de los pastizales para el ganado.

Para prevenir la pérdida de los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques secos es necesario entender cómo y dónde estos servicios se crean, y qué valor tienen para la sociedad. Al asignarles a éstos servicios un valor monetario, es posible comunicar su importancia a los responsables políticos. Hasta la fecha, muy pocos estudios han intentado valorar y cartografiar los servicios ecosistémicos en el paisaje, particularmente en el contexto de la restauración forestal. Aunque ha habido un reciente y rápido progreso en la comprensión de cómo los ecosistemas prestan servicios y cómo estas prestaciones se relacionan con un valor económico, parece que es más difícil producir estimas fiables y cuantitativas de los valores que tienen los servicios ecosistémicos (Nelson *et al.,* 2009). Actualmente, el desarrollo de métodos para proporcionar valores a los servicios ecosistémicos es un área de investigación activa, tal como se ilustra en el trabajo La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB son las siglas en inglés) (Balmford *et al.,* 2008) y el Proyecto Capital Natural (Daily *et al.,* 2009).

Una pregunta clave es: *¿qué efecto tiene una política o intervención de gestión particular en la prestación de un servicio ecosistémico?* Esta pregunta requiere el análisis de la producción de los servicios ecosistémicos, los beneficios prestados a diferentes partes interesadas y los costes en que se pudieran incurrir. Este análisis puede lograrse mediante la comparación de escenarios donde se ha implementado una acción política particular con otros donde no se ha implementado (**Figura 1**). El análisis de rentabilidad de los cambios marginales permitirá que al implementar el escenario se identifiquen los beneficios netos.

Usando este método, se llevó a cabo un estudio comparativo en cuatro de las áreas de estudio de ReForLan para examinar si la restauración del paisaje forestal era rentable. Mediante ArcGIS, se crearon dos mapas de cobertura de suelo, uno con la cobertura de suelo actual y otro con la cobertura de suelo prevista usando un modelo espacialmente explícito de las dinámica forestal, LANDIS II (Mladenoff, 2004; ver el Capítulo 8). Para cada tipo de cobertura de suelo se calculó el valor por unidad de área de los cinco servicios ecosistémicos (carbón, ganadería, productos forestales no madereros, madera, turismo). Se calculó el valor marginal respecto al cambio en el área de cada tipo de cobertura de suelo entre los dos mapas. Este flujo marginal de servicios ecosistémicos estuvo sujeto a diversas tasas de descuento para permitir la incertidumbre de la aplicación de los descuentos a la economía ambiental (Newell y Pizer, 2003; Rees *et al.,* 2007). Se calcularon los costes directos de implementar un proyecto de restauración y los costes de oportunidad asociados (en este caso, la pérdida de producción ganadera), y se usó un método de rentabilidad para estimar el valor marginal neto presente (mNPV son las siglas en inglés) de la restauración. Se usó un Sistema de Información Geográfica (SIG) para cartografiar el mNPV en el mapa de cobertura del suelo. Al aislar las áreas reforestadas donde los beneficios superan los costes, los responsables políticos pueden ver dónde (e incluso si) la restauración forestal es económicamente viable en un paisaje en particular (ver **Figura 2**).

Nuestros resultados mostraron que, en todas las áreas de estudio, la restauración pasiva era rentable. Al contrario, la restauración activa resultó costosa y estos costes frecuentemente superaron los beneficios, especialmente en las tasas de descuento positivas. Nuestros resultados demuestran que la restauración forestal es muy dependiente del contexto local, tanto en términos de los costes relativos a las acciones de restauración como en el valor potencial de los diferentes beneficios. Ya que los recursos financieros para las acciones de conservación son limitados (Margules y Pressey, 2000), será necesario una selección cuidadosa de las acciones de restauración para asegurar que el método es rentable.

Los detalles completos de esta investigación pueden encontrarse en Birch *et al*. (2010).

Recuadro 11.1 (cont.)

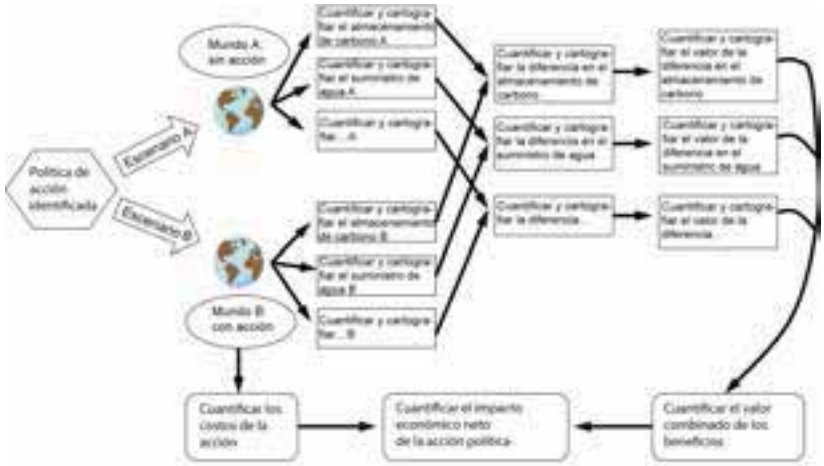


Figura 1 Marco analítico desarrollado por Balmford *et al.* (2008) para el análisis espacial de los servicios ecosistémicos, proporcionando una herramienta práctica para evaluar la rentabilidad de las diferentes intervenciones políticas, a cualquier escala. El marco está dirigido a cuantificar los costes marginales y los beneficios asociados con los cambios en los servicios ecosistémicos. La marginalidad es esencial porque en todos los momentos la pregunta pertinente es cuál es la diferencia entre los beneficios y costes de implementar o no implementar una acción política particular. Cuantificar los costes marginales y los beneficios requiere comparar dos 'estados del mundo' contrafactuales definidos en términos de variables, como son la cobertura del suelo, el clima, la distribución y las actividades humanas. Los dos estados deben ser identificados mediante el desarrollo de escenarios (es decir, descripciones de alternativas futuras plausibles), y deben ser cuidadosamente unidos, de tal manera que difieran solo en la implementación o no de una acción política particular. Al emparejar estos conjuntos de condiciones diferentes con modelos espacialmente explícitos de producción de servicios y valor, puede estimarse las consecuencias económicas de aplicar una intervención política – un avance significativo sobre la mayoría de los enfoques de valoración previos, que han sido mucho más estáticos que dinámicos.

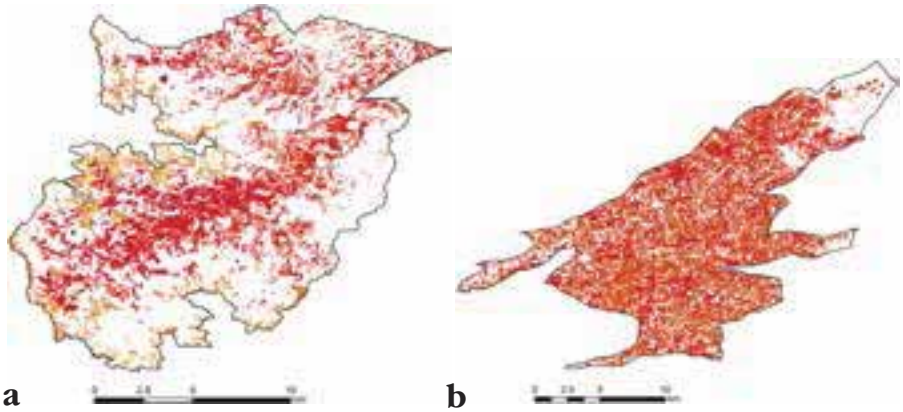
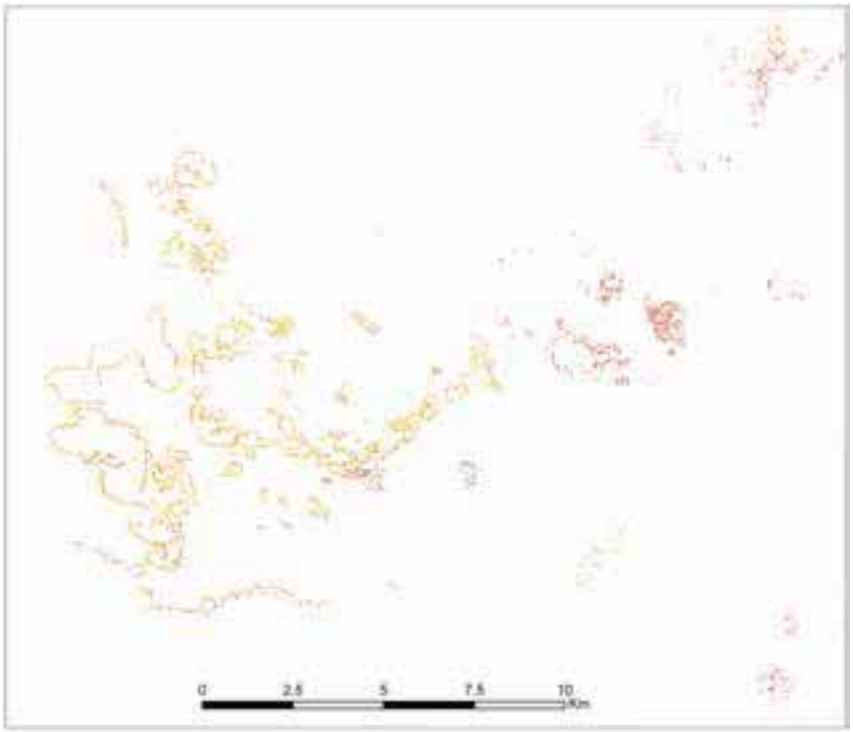


Figura 2 Mapas que ilustran las áreas de valor positivo neto en los escenarios de restauración de cada una de las áreas de estudio: (a) El Tablón, México; (b) centro de Veracruz, México.

Recuadro 11.1 (cont.)

c



d

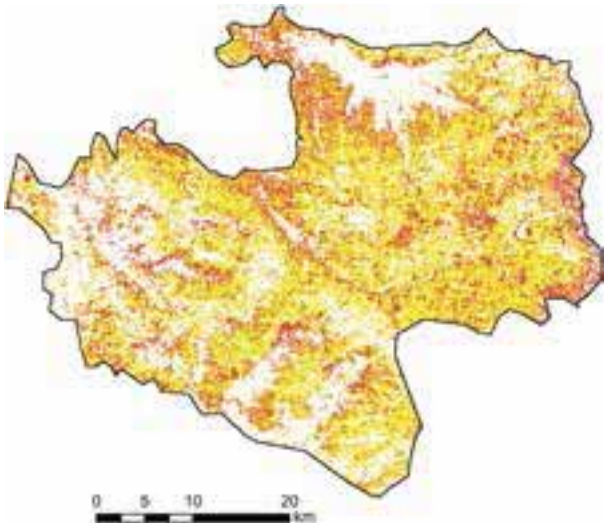


Figura 2 (cont). Mapas que ilustran las áreas de valor positivo neto en los escenarios de restauración de cada una de las áreas de estudio: (c) Nahuel Huapi, Argentina; (d) Quilpue, Chile. Los mapas se representan para un horizonte temporal de 20 años con una tasa de descuento del 5%. Los valores más altos se ilustran en rojo y los valores más bajos en amarillo.

Vista Barranca de Acazonica. El área de estudio está localizada en la región de bosque tropical seco en los municipios de Paso de Ovejas y Comapa, Veracruz, México. Foto: G. Williams-Linera

Apicultura en el valle de Colliguay, Chile. Foto: J. Birch

Logrando la RPF en la práctica

Cada uno de los capítulos anteriores ha identificado varios resultados y recomendaciones diferentes con implicaciones para la implementación práctica del enfoque de la RPF (ver Capítulos 2–10). Éstos se pueden resumir de la siguiente manera:

- Es esencial comprender los factores responsables de la pérdida y degradación del bosque para desarrollar la RPF (Dudley, 2007). Esta investigación demostró que la teledetección y las técnicas SIG pueden ser usadas junto con modelos estadísticos para identificar los patrones y las causas inmediatas de la pérdida del bosque. Los resultados indican que la intensificación del uso del suelo continúa amenazando la cobertura de bosque seco en muchas regiones de América Latina. La pérdida de bosque es mucho más probable que ocurra en laderas suaves aunque, en general, los factores responsables de la pérdida de bosque variaron mucho en las distintas áreas de estudio. Este análisis puede proporcionar información sobre el desarrollo de estrategias y planes de restauración, ya que identifica las amenazas que necesitan ser abordadas si queremos que las acciones de restauración tengan éxito.
- El análisis de teledetección usando SIG indicó que los bosques secos han sufrido una fragmentación y degradación progresiva en la mayoría, aunque no en todas, las áreas de estudio examinadas. Los métodos de la RPF tienen el potencial de abarcar la fragmentación y degradación del bosque documentada aquí. Las intervenciones de restauración deberían ser planificadas e implementadas a escala de paisaje, para asegurar su efectividad al aumentar la conectividad entre los parches de bosque.
- Los factores que afectan a los patrones de composición y riqueza de especies variaron de forma importante en los diferentes paisajes estudiados. El efecto del lugar (país y provincia) fue mayor que otros factores, subrayando la importancia del contexto local cuando se identifican las prioridades de restauración. Los resultados sugieren que la restauración tiene más probabilidad de tener éxito, en términos de efectos, en la riqueza de especies cuando las actividades de restauración son llevadas a cabo en áreas de gran elevación que en zonas bajas, y cuando los fragmentos de bosque remanentes son relativamente grandes. Sin embargo, las condiciones de cada paisaje deben ser analizadas por separado. De manera similar, se debería investigar la historia de las perturbaciones antropogénicas locales para comprender completamente los procesos que influyen en los actuales patrones de riqueza de especies en cada región. Entender esto es necesario si queremos que la RPF sea efectiva para restaurar la biodiversidad.
- Los resultados de los experimentos de campo establecidos en cada área de estudio identificaron algunos procesos ecológicos clave que limitan el establecimiento y el crecimiento de especies nativas de árboles amenazados y/o socioeconómicamente importantes de los bosques secos. Además, estos experimentos permitieron identificar técnicas de restauración que pueden ayudar a superar algunos de estos limitantes. En todas las áreas de estudio, el principal factor limitante para el establecimiento fue la sequía. Los esfuerzos de restauración en las zonas estudiadas tienen que enfrentarse a la prolongada estación seca que afecta a la supervivencia de las plántulas durante el trasplante. El trasplante debería tener lugar al principio de la estación lluviosa, o bien ser llevado a cabo en años lluviosos. El riego suplementario también puede ser efectivo. Se encontró que el uso de especies nodriza puede ser importante para proteger a las plántulas de la desecación, mejorando de esta manera la supervivencia de las plántulas y el crecimiento inicial. La exclusión de los herbívoros grandes es a menudo esencial para que el establecimiento de árboles tenga éxito.

- Aunque para la restauración es preferible el uso de especies nativas de árboles, vimos que las especies exóticas son importantes en algunas circunstancias, como en sitios muy degradados. Las especies de árboles nativos mostraron mayores tasas de supervivencia que las exóticas, especialmente durante la estación seca. Los resultados de la mayoría de los experimentos de campo sugirieron que la regeneración natural puede verse favorecida si las áreas sucesionales son protegidas de los herbívoros, el fuego y la tala selectiva; la plantación de enriquecimiento es un método apropiado en sitios con sucesión temprana que no tienen rebrote ni especies primarias clave de árboles, mientras que las plantaciones con especies mixtas pueden ser establecidas en sitios muy degradados. El conocimiento local debe ser tenido en cuenta a la hora de seleccionar las especies arbóreas; la población local debería participar en el proceso de selección y ser consciente de la importancia de la recuperación del bosque debido a los servicios ambientales que proporciona. Sin embargo, la falta de conocimiento sobre la biología de las especies nativas de árboles y los procesos sucesionales secundarios limitan su implementación en los planes de gestión y conservación. La información existente sobre los árboles nativos se restringe a unas pocas especies; es, por lo tanto, primordial llevar a cabo más investigaciones sobre las especies de plantas para conocer su fenología, dispersión de semillas, germinación, crecimiento y reproducción vegetativa.
- Las especies de bosque seco pueden ser una fuente importante de recursos económicos para la población local y proporcionar servicios ecosistémicos valiosos. El valor de tales especies puede identificarse mediante entrevistas y talleres con la población local. Aunque muchas especies nativas de árboles de los bosque secos de las áreas de estudio fueron reconocidas como útiles, el conocimiento sobre su uso se está perdiendo y, al menos en algunos casos, se reparte desigualmente entre la población local. Además, la comercialización formal de estos productos no es común. La leña es uno de los usos más extendidos en las áreas de estudio, pero las acciones que tienen por objetivo restablecer las pérdidas provocadas por la extracción son insuficientes o no existen. Los factores responsables de la pérdida y degradación de los bosques incluyen la pérdida de la conciencia acerca de la importancia que tienen las especies nativas de los bosques entre la población local, la separación de la educación formal del conocimiento y las tradiciones locales, la información insuficiente sobre el potencial económico o la importancia ecológica de las plantas nativas, la falta de canales de comercialización de los productos forestales nativos, las políticas gubernamentales conflictivas, la introducción de especies exóticas y la falta de coordinación entre las partes interesadas involucradas en la gestión y conservación del bosque. Estos problemas necesitan ser contemplados en las iniciativas futuras de la RPF.
- La fragmentación y degradación del bosque afecta a los patrones de variación genética a diferentes escalas. La intensidad de estos impactos depende, en particular, de las características autoecológicas de las especies estudiadas, los eventos históricos que han modelado el conjunto de genes, el cambio en el uso del paisaje, los gradientes ambientales y los regímenes de perturbación que son determinantes clave de tales cambios. Los enfoques de la RPF deberían considerar los patrones de variación genética en y entre las distintas poblaciones que a su vez serán determinantes clave del éxito de la restauración.
- Los modelos espacialmente explícitos pueden usarse para explorar el potencial para restaurar los paisajes forestales. Específicamente, el modelo usado (LANDIS II) permitió

realizar previsiones respecto al patrón de regeneración y expansión del bosque nativo en diferentes regímenes de perturbación antropogénica, proporcionando diferentes visiones sobre el potencial para la restauración pasiva. Los modelos resultantes indican que los bosques secos pueden ser resilientes a algunas formas de perturbación antropogénica, y que las diferentes formas de perturbación pueden tener efectos interactivos en los patrones y procesos ecológicos. Los ejemplos demuestran cómo los modelos espaciales pueden dar información sobre los métodos de restauración forestal del paisaje, indicando las localidades en un paisaje donde un método de restauración particular es más probable que tenga éxito.

- Una de las decisiones más importantes con respecto a los programas de la RPF es dónde deben llevarse a cabo las acciones de restauración para obtener los mejores resultados. Sin embargo, es muy difícil identificar las prioridades de restauración forestal. En primer lugar, los objetivos de la restauración tienen que ser claros. En general, objetivos diferentes suponen prioridades diferentes. El análisis previo de tales objetivos es, por lo tanto, una precondición necesaria para el éxito de cualquier plan de restauración. Una vez que los objetivos han sido identificados consultando con las partes interesadas, pueden aplicarse las técnicas de análisis de decisión para definir los sitios de restauración reales. Las técnicas de evaluación multicriterio son particularmente adecuadas, dada su capacidad para combinar criterios de decisión múltiple, incorporar los valores de las diferentes partes interesadas y tratar con información espacialmente explícita. Sin embargo, estos métodos deberían ser manejados con cuidado a la hora de proporcionar apoyo a la toma de decisiones. El resultado final no debe ser visto como la mejor solución, sino como la opción más adecuada considerando como base los juicios de valor expresados por las partes interesadas. Finalmente, la RPF es llevada a cabo por la gente y con la gente, lo que implica que la voz de las comunidades locales y otras partes interesadas debe ser tenida en cuenta durante todo el proceso.
- El desarrollo y la aplicación de las políticas públicas y las herramientas de apoyo a la toma de decisiones muestra una gran variación en las áreas de estudio, incluso si están localizadas en el mismo país, como resultado de las grandes diferencias en el desarrollo social y económico, así como de las culturas nativas a escala nacional y local. En general, las políticas públicas sobre restauración forestal deben continuar evolucionando en sus objetivos, definiciones y procedimientos de implementación. Las políticas de RPF deben ser acordadas por todas las partes interesadas. Los grupos de ciudadanos y los propietarios deben tener la oportunidad de participar de manera activa, no sólo en el estado inicial de consulta, sino también durante todo el proceso de toma de decisiones e implementación. Los medios de vida rurales deben ser tenidos en cuenta durante la implementación de los programas de restauración. La comparación de las diferentes áreas de estudio indica que éstos son muy individualistas, y por lo tanto, los enfoques de restauración necesitarán ser adaptados a las características socioecológicas específicas de cada paisaje.

Cuestiones emergentes, lagunas de conocimiento e incertidumbres críticas

Esta sección examina algunos de los temas relevantes que surgieron durante la investigación y que no han sido abarcados en detalle en los capítulos anteriores. Algunos de éstos emanaron de los debates durante los talleres del proyecto, en los que se basa el siguiente texto. También se presta atención a aquellas cuestiones alrededor de las cuales falta conocimiento y que, por lo tanto, están asociadas con un alto grado de incertidumbre. Todos estos temas pueden ser útiles de cara a la investigación en el futuro.

1. ¿Donde restaurar?

Como se ha señalado con anterioridad, una decisión clave respecto a los programas de RPF es priorizar las áreas para la restauración. Por ejemplo, ¿deben tener mayor prioridad las áreas que han sido completamente deforestadas, o deben tener prioridad aquellos sitios que están degradados pero que aún mantienen un poco de bosque? Cuando este tema se discutió en uno de los talleres del proyecto, hubo muy poco consenso. Esto puede atribuirse a un tema de viabilidad, ya que aunque la restauración de los sitios completamente deforestados puede ser más oportuna, hay que tener en cuenta que ésta será mucho más difícil de conseguir. Cuando ambas opciones se consideraron separadamente, se vio que la importancia relativa de los diferentes criterios para la selección del sitio fue diferente en los distintos participantes del taller (**Recuadro 11.2**). Además, apenas hubo consenso entre los miembros del grupo de expertos respecto a los diferentes criterios para el caso específico de la restauración de áreas deforestadas. En este sentido, ¿deben tener prioridad los sitios localizados relativamente cerca de los bosques existentes sobre aquéllos que están más alejados?, y ¿deben tener prioridad los sitios deforestados que están severamente degradados sobre aquéllos que están menos degradados? (**Recuadro 11.2**). Es posible argumentar, por ejemplo, que los sitios localizados cerca de un bosque tienen una probabilidad mayor de ser colonizados más rápidamente por las especies, aumentando las oportunidades de que la restauración sea efectiva. Por otro lado, la restauración de sitios aislados y fuertemente degradados puede proporcionar mayores beneficios netos, en términos de mejorar las condiciones ambientales, la provisión de servicios ecosistémicos, etc.

Recuadro 11.2 ¿Dónde debería restaurarse la biodiversidad en las zonas secas de América Latina? Resultados del taller de expertos de ReForLan

D. Geneletti y F. Orsi

Durante la 3ª Reunión del Proyecto ReForLan (Trento, 21–27 de septiembre de 2009) se llevó a cabo un taller, de un día de duración, con el propósito de obtener opinión experta para identificar las prioridades de restauración forestal en las zonas secas de América Latina. El taller se centró en un objetivo específico de las intervenciones de restauración forestal (la conservación de la biodiversidad) en una región específica del mundo (América Latina) y en un tipo específico de ecosistema (zonas secas). El propósito fue identificar principios generales que puedan ser considerados como aplicables en toda la región, sin hacer referencia a las condiciones locales específicas de las áreas de estudio.

El taller consistió en las siguientes etapas:

1. Un cuestionario individual que se distribuyó a los participantes de los talleres.
2. La presentación de los resultados generales del cuestionario, incluyendo las tasas de acuerdo de las diferentes preguntas.
3. Discusión de los temas más críticos y con menos consenso.
4. Revisión de las respuestas a las preguntas y resultados finales.

El cuestionario estuvo basado en los resultados de una encuesta a expertos llevada a cabo durante el proyecto (ver Capítulo 9), mediante la cual se identificaron diferentes criterios a considerar cuando se seleccionan prioridades de restauración. Los criterios identificados durante la encuesta fueron:

Recuadro 11.2 (cont.)

a. Conectividad

b. Degradación

c. Perturbación

d. Diversidad (a nivel de ecosistema)

e. Diversidad (a nivel de especie)

El cuestionario tuvo como objetivo llevar este proceso un paso más allá, recogiendo opiniones sobre cómo evaluar realmente tales criterios y su importancia relativa seleccionando prioridades de restauración. Cada criterio fue evaluado con referencia a dos enfoques diferentes de las intervenciones de restauración forestal: restauración de áreas deforestadas y restauración de áreas forestales degradadas.

Los resultados del taller se resumen en las **Figuras 1** y **2**. La **Figura 1** presenta una visión general de la interpretación de los cinco criterios correspondientes a los dos enfoques de restauración, además de la tasa de acuerdo que caracterizó la evaluación de cada criterio. Como puede verse, según los expertos, durante la restauración de las áreas sin bosque debería darse prioridad a los sitios que están cerca de bosques existentes, localizados en las áreas menos degradadas que están menos expuestas a las presiones en curso (o permanentes), y que se caracterizan por una alta diversidad en términos de especies y ecosistemas. Entre estos cinco criterios, la conectividad y la degradación son los criterios con las menores tasas de acuerdo (alrededor del 60–65%). La identificación de las prioridades de restauración de las áreas forestales degradadas debería seguir los mismos principios excepto el hecho de que las áreas más degradadas deberían recibir prioridad. En general, la tasa de acuerdo que caracterizó la evaluación de los criterios de las áreas forestales degradadas fue mayor que en el caso previo, y estuvo siempre por encima del 70%.

	Restauración de áreas deforestadas	Restauración de áreas forestales degradadas
¿En áreas aisladas o cerca de bosques existentes?	Cerca de bosques existentes	Cerca de bosques existentes
¿En áreas más o menos degradadas?	En áreas menos degradadas	En áreas más degradadas
¿En áreas más o menos expuestas a la presión continua?	En áreas menos expuestas	En áreas menos expuestas
¿En áreas con alta o baja diversidad de ecosistemas?	En áreas con diversidad alta	En áreas con diversidad alta
¿En áreas con alta o baja diversidad de especies?	En áreas con alta diversidad de especies	En áreas con alta diversidad de especies

Figura 1 Resultados de la evaluación de los criterios y tasa de acuerdo.

La **Figura 2** presenta una visión general cualitativa del peso de los diferentes criterios. En ambas condiciones de restauración, la degradación y la perturbación son consideradas como

Recuadro 11.2 (cont.)

factores muy importantes para guiar la selección de prioridades de restauración. Se consideró la conectividad como un criterio muy importante en el caso de la restauración de áreas deforestadas, pero ligeramente menos importante en el de las áreas forestales degradadas. La diversidad de ecosistemas es poco importante para ambos enfoques de restauración. Finalmente, se consideró la diversidad de especies como un criterio muy importante para guiar la selección de las prioridades de restauración de bosques degradados, pero no tan importante para las áreas deforestadas.

	Restauración de áreas deforestadas	Restauración de áreas forestales degradadas
Conectividad	+++	++
Degradación	+++	+++
Perturbación	+++	+++
Diversidad del ecosistema	+	+
Diversidad de especies	+	+++

+++ Muy importante
++ Importante
+ Poco importante

Figura 2 Resultados de la evaluación de los pesos

Tabla 1 Número de veces (%) en los que cada criterio se clasificó en cada posición (Restauración de áreas deforestadas).

	1°	2°	3°	4°	5°
Conectividad	53	7	7	20	13
Degradación	36	36	7	14	7
Perturbación	33	7	40	20	0
Diversidad del ecosistema	20	0	27	27	27
Diversidad de especies	13	13	6	31	38

Tabla 2 Número de veces (%) en los que cada criterio se clasificó en cada posición (Restauración de áreas de bosque degradadas).

	1°	2°	3°	4°	5°
Conectividad	38	19	6	13	25
Degradación	29	18	12	18	24
Perturbación	27	13	33	27	0
Diversidad del ecosistema	21	7	36	29	7
Diversidad de especies	8	31	15	15	31

Estos resultados subrayan la dificultad de obtener un consenso, incluso en un solo grupo de interesados (científicos de la restauración) cuando se enfrentan a decisiones sobre aspectos puramente técnicos de la restauración ecológica. Este hecho se puso todavía más de relieve por los resultados de la encuesta Delphi dirigida a científicos de la restauración de la comunidad global (Capítulo 9, Orsi *et al*., 2010). Parte del problema es semántico: incluso palabras comúnmente usadas como 'restauración', 'degradación' y 'biodiversidad' son interpretadas de diferente manera por los investigadores. Como ha señalado Peters (1991), la definición vaga o imprecisa de términos es un problema común en ecología, haciendo estos conceptos difíciles de aplicar en la práctica. Cuando se considera un grupo más amplio de partes con algún interés en la RPF, alcanzar un consenso es mucho más difícil. Este problema fue ilustrado por los resultados de la encuesta de las partes interesadas descrita en el Capítulo 9. La falta de un consenso científico claro con respecto a qué sitios habría que darles prioridad de restauración enfatiza aún más la importancia de implicar a múltiples partes interesadas cuando se establecen tales prioridades. Sin embargo, si los acuerdos pueden ser alcanzados basándose en criterios e indicadores, las implicaciones de los diferentes valores (o pesos) entre las partes interesadas para el proceso de establecimiento de prioridades pueden potencialmente ser exploradas mediante el uso de mapas (**Recuadro 11.3**).

Recuadro 11.3 Un enfoque integrado para identificar prioridades de restauración en los paisajes forestales de zonas secas

E. Cantarello, F. Orsi, D. Geneletti, A.C. Newton

En el Capítulo 9 se desarrollan una serie de criterios e indicadores con la finalidad de identificar prioridades para la restauración del bosque seco. Este ejemplo ilustra la aplicación de criterios e indicadores seleccionados, que aquí se aplican de forma combinada, para proporcionar un análisis integrado. En cada caso, se obtuvieron capas individuales de cada indicador mediante un SIG, que fueron posteriormente superpuestas para conseguir un solo mapa de las prioridades de restauración en cada área de estudio (**Tabla 1**, **Figuras 1–4**).

Esta metodología puede potencialmente ser usada para ayudar a identificar las localizaciones prioritarias para las acciones de restauración en un paisaje. Sin embargo, los resultados serán diferentes dependiendo de la elección del criterio y los indicadores, y de los pesos relativos aplicados a cada uno (**Tabla 1**). Tales decisiones deben ser hechas como parte de un enfoque participativo que implique a las partes interesadas. Por lo tanto, los mapas obtenidos aquí son sólo ilustrativos; sin embargo, éstos indican el valor potencial de este enfoque como una herramienta para apoyar la toma de decisiones. Potencialmente, tales mapas podrían ser combinados con resultados de los análisis de costo-beneficio (ver **Recuadro 11.1**) para identificar áreas de alta prioridad para la restauración, donde probablemente la restauración es rentable.

Recuadro 11.3 (cont.)

Tabla 1 Detalles del ejercicio de priorización llevado a cabo en cada uno de los cuatro paisajes estudiados usando el programa ILWIS Open v 3.6 (©52 North, March 2009, Germany). Los siguientes criterios, indicadores y capas espaciales fueron empleadas según el trabajo de Orsi *et al.* (2010).

Criterios	Indicadores	Peso	Capas espaciales
B.1 Conectividad-corredores	B.1.3 Índice de proximidad	0,24	El índice de proximidad fue calculado con FRAGSTATS (v3.3) (McGarigal *et al*., 2002), con una ventana móvil de 300 m.
B.2 Degradación	B.2.1 Área del parche	0,25	El área del parche fue calculada con FRAGSTATS para los parches de bosque mayores de 0,45 ha.
B.3 Perturbación	B.3.3 Densidad de carreteras (distancia a las carreteras)	0,24	Distancia euclídea a todas las carreteras, calculada con ArcGIS 9.2 (© 1999–2006 ESRI Inc. California, USA).
B.4 Diversidad (a nivel de ecosistema /paisaje)	B.4.2 Heterogeneidad de la altitud	0,065	Desviación estándar del modelo digital de elevación calculado con la herramienta de estadísticas focalizadas de ArcGIS y clase de vecindad de 3 x 3 celdas en el centro de Veracruz y Quilpue, 5 x5 en Tablón y 7 x7 en Nahuel Huapi.
	B.4.1 Heterogeneidad de la orientación	0,065	Variedad del mapa raster de orientación calculado con la herramienta de estadísticas focalizadas de ArcGIS y clase de vecindad de 3 x 3 celdas en el centro de Veracruz y Quilpue, 5 x5 en Tablón y 7 x7 en Nahuel Huapi.
B.5 Diversidad (a nivel de especie)	B.5.2 Riqueza de especies de árboles	0,15	Riqueza de especies. En el centro de Veracruz, el mapa de riqueza de especies fue obtenido de los resultados de los modelos GARP (Stockwell y Peters, 1999), que fueron producidos usando el programa DesktopGarp (©2002 University of Kansas Center for Research, Inc., USA). Sólo las 22 especies más abundantes fueron consideradas. En Tablón y Quilpue, el mapa de riqueza de especies se obtuvo del mapa de ecorregiones de LANDIS-II. Sólo las 25 especies más abundantes con una probabilidad de establecimiento mayor o igual a 0,7 fueron consideradas en Tablón, mientras que todas las especies registradas en el experimento de campo con una probabilidad de establecimiento igual o superior a 0,7 fueron consideradas en Quilpue. En Nahuel Huapi, el mapa de probabilidad de establecimiento fue producido usando la distancia de Mahalanobis de la única especie presente, y fue usado en vez de un mapa de riqueza de especies.

Recuadro 11.3 (cont.)

Figuras 1–4 Mapas que ilustran la variación en la prioridad de restauración forestal en los cuatro paisajes de estudio. Los mapas presentan un índice combinado de prioridad de restauración forestal, producido usando los pesos e indicadores de la **Tabla 1**.

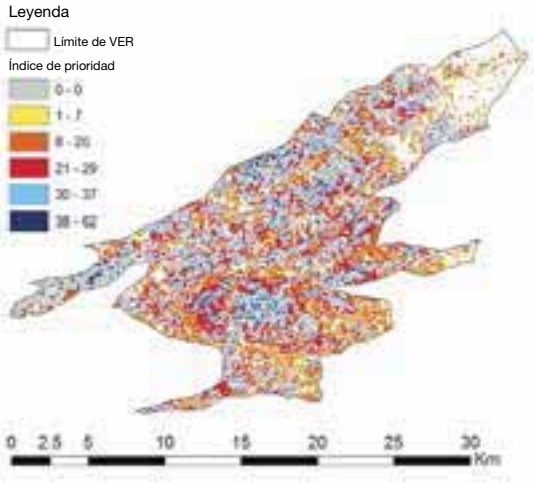


Figura 1 Mapa de prioridad para el área de estudio del centro de Veracruz. Índice de prioridad (de 1 a 100, siendo 100 la prioridad más alta para la restauración); las áreas grises ya tienen bosque; las áreas blancas representan ecorregiones no activas y fueron excluidas del análisis.

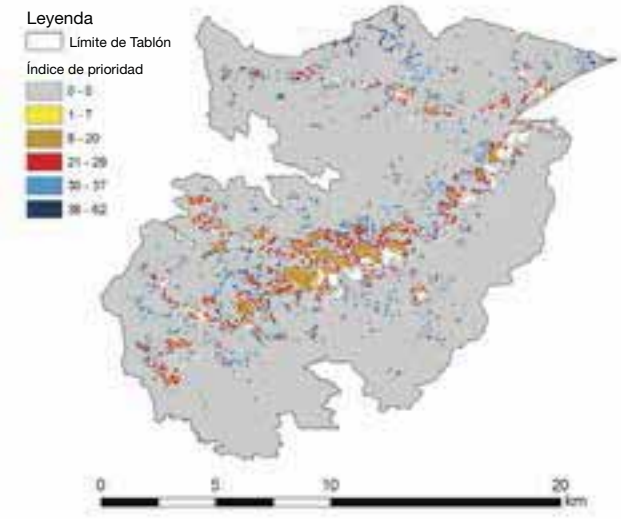


Figura 2 Mapa de prioridad para el área de estudio del Tablón. Índice de prioridad (de 1 a 100, siendo 100 la prioridad más alta para la restauración); las áreas grises ya tienen bosque; las áreas blancas representan ecorregiones no activas y fueron excluidas del análisis.

Recuadro 11.3 (cont.)

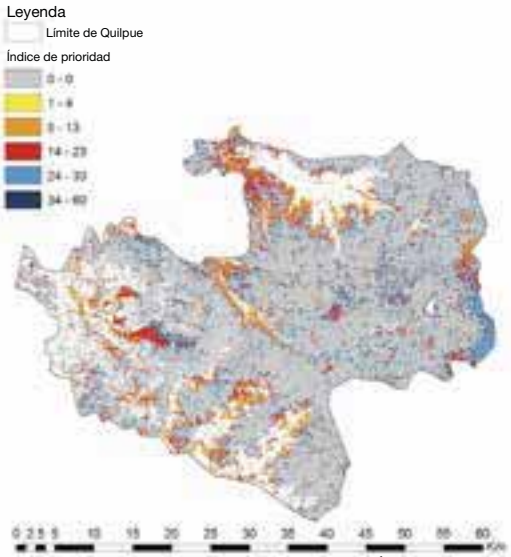


Figura 3 Mapa de prioridad para el área de estudio de Quilpue. Índice de prioridad (de 1 a 100, siendo 100 la prioridad más alta para la restauración); las áreas grises ya tienen bosque; las áreas blancas representan ecorregiones no activas y fueron excluidas del análisis.

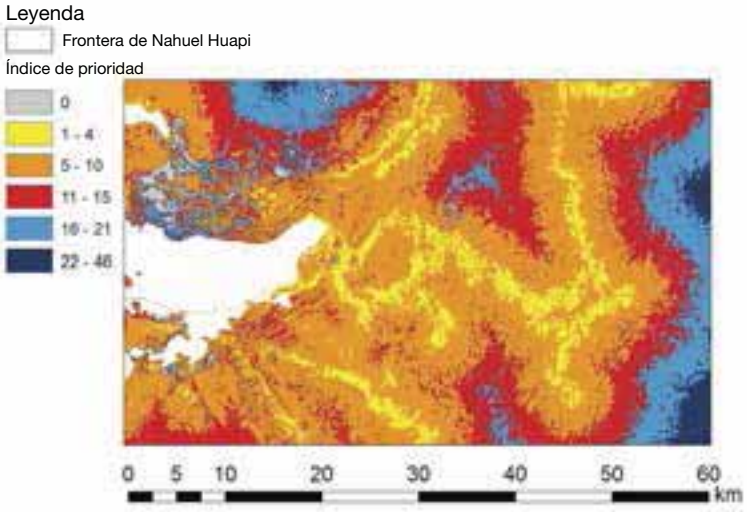


Figura 4 Mapa de prioridad para el área de estudio de Nahuel Huapi. Índice de prioridad (de 1 a 100, siendo 100 la prioridad más alta para la restauración); las áreas grises ya tienen bosque; las áreas blancas representan ecorregiones no activas y fueron excluidas del análisis.

2. ¿Existen puntos de inflexión en la degradación de los ecosistemas forestales?

Los puntos de inflexión ocurren cuando los ecosistemas cambian a estados alternativos de los que puede ser difícil o imposible recuperarse. Actualmente, la identificación de estos puntos de inflexión es un área activa de investigación, así como de cierta atención de preocupación política (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010). La degradación puede ser particularmente persistente en los ecosistemas de zonas secas, lo que en algunos casos lleva a la desertificación (Millennium Ecosystem Assessment, 2005b). Esta degradación puede intensificarse por retroalimentación positiva entre los organismos, el suelo y el clima (Millennium Ecosystem Assessment, 2005b). Éste no es un tema explícitamente examinado por la investigación descrita en este libro, pero tiene claramente implicaciones para la práctica de la restauración. En particular, ¿es posible que algunos sitios estén tan degradados que la restauración ecológica sea imposible? Las discusiones de los talleres sobre este punto concluyeron que, en general, se piensa que éste no es el caso, al menos para los casos examinados aquí. Se sugirió que los sitios estudiados, incluso si estaban muy compactados y erosionados, demostraban el potencial para recuperar al menos el matorral (no obstante los sitios sujetos a salinización pueden ser una excepción, aunque éstos no fueron explícitamente examinados en esta investigación).

Otra cuestión clave es si la restauración es intrínsicamente más lenta, o más complicada, en lugares secos, tanto con técnicas activas como pasivas. En general, encontramos pocas evidencias que apoyaran esta sugerencia; los resultados de los modelos y los estudios experimentales demostraron potencial para una restauración exitosa usando métodos activos y pasivos. Las comparaciones preliminares de las tasas de crecimiento y la supervivencia de los ensayos de restauración de nuestras áreas de estudio con aquellos llevados a cabo en bosques húmedos de las mismas regiones (González-Espinosa *et al.,* 2007) no indicaron grandes diferencias sistemáticas, aunque éste es un tema que podría ser investigado con más profundidad en el futuro. Sin embargo, los resultados sugieren que puede haber un riesgo alto de fracaso en los sitios secos, particularmente si se usan métodos de restauración activa (como la plantación de árboles) en áreas con sequía severa.

3. ¿Puede la RPF restablecer la función ecosistémica?

Otro tema importante, no considerado por la investigación, es si los métodos de la RPF son efectivos para restaurar ecosistemas funcionales. Éste es un objetivo clave de la RPF (Maginnis y Jackson, 2007), pero es difícil de examinar. Además, existe un aspecto de escala temporal: los procesos funcionales, como aquellos relacionados con el carbono, los nutrientes y los ciclos del agua, probablemente requieran de muchas décadas para desarrollarse a medida que las masas forestales maduran. Este tema también es directamente relevante en la provisión de servicios ecosistémicos, que dependen de tales funciones (Fisher *et al.,* 2008). Los análisis presentados en el **Recuadro 11.1**, por ejemplo, están basados en el supuesto de que la restauración de la cobertura forestal, la estructura y la composición estarán asociadas con la restauración de las funciones ecosistémicas relacionadas con la provisión de servicios ecosistémicos, aunque no ha sido comprobado. La relación entre la biodiversidad y la función ecosistémica es otro tema de incertidumbre, que ha sido un foco importante de investigación en las últimas décadas, con resultados conflictivos. Por ejemplo, podría ser posible restaurar alguna funcionalidad del ecosistema (como el secuestro de carbono) mediante el establecimiento de una masa de especies exóticas de árboles, sin tener por ello que restaurar la biodiversidad nativa.

Bosque seco en el valle de Colliguay, Chile. Foto: J. Birch

Para hacer frente a esta carencia de conocimiento, Rey Benayas *et al.* (2009) presentaron un meta-análisis que contempló 89 evaluaciones de restauración a nivel mundial llevadas a cabo en una amplia gama de tipos de ecosistemas y, basándose en un análisis de *ratios* de respuesta, encontraron que la restauración aumenta la provisión de biodiversidad y de servicios ecosistémicos en un 44% y un 25%, respectivamente. Sin embargo, ambos valores fueron menores en ecosistemas restaurados que en aquellos relativamente intactos. Esta investigación proporciona una importante evidencia que indica que la restauración ecológica es generalmente efectiva restaurando servicios ecosistémicos y biodiversidad. Además, las acciones de restauración centradas en la restauración de la biodiversidad tienen mayor probabilidad de proporcionar un aumento de la provisión de servicios ecosistémicos. Estos resultados apoyan la sugerencia de que los métodos de la RPF son probablemente efectivos consiguiendo estos fines, pero claramente se necesita más investigación. Ésta podría conseguirse examinando el progreso de las intervenciones de RPF en una escala temporal de varias décadas; actualmente, dada la relativa novedad de este enfoque, no existen casos de estudio con los que llevar a cabo este estudio. Sin embargo, podrían generarse evidencias potenciales mediante un seguimiento cuidadoso de cualquiera de las iniciativas de RPF que se llevan a cabo, como una parte de su implementación.

4. ¿Es la RPF rentable?

Incluso si la RPF es efectiva proporcionando los beneficios previstos, ¿se consiguen éstos a un coste razonable? En otras palabras, ¿los beneficios superan los costes? Una lección clara de las acciones de restauración llevadas a cabo en diferentes partes del mundo es que, a menudo, son caras en términos financieros. Es importante señalar que pueden existir costes adicionales encubiertos. Cualquier introducción de RPF representará alguna forma de cambio en el uso del suelo, que estará asociado con un coste para el propietario o usuario del mismo. A modo de ejemplo, en todos los casos de estudio explorados aquí, es probable que la expansión de las áreas de bosque reduzca la tierra disponible para el cultivo o el pastoreo de ganado (**Recuadro 11.1**), lo que probablemente reducirá los ingresos para los agricultores locales. Estos costes de oportunidad han sido descuidados en investigaciones anteriores sobre RPF (Mansourian *et al.,* 2005; Rietbergen-McCracken *et al.,* 2007), pero tal como se indica aquí, podría ser substancial.

De hecho, se han llevado a cabo muy pocos intentos de aplicar un análisis de costo-beneficio en los proyectos de restauración. En una revisión de cerca de 2.000 casos de estudio de restauración, el TEEB (2009) encontró que menos del 5% proporcionaba datos de costes significativos, y ninguno proporcionaba un análisis de los costes y beneficios conseguidos o previstos. El método para cartografiar y modelizar múltiples servicios ecosistémicos desarrollado aquí (**Recuadro 11.1**) proporciona un medio útil de estimar tales beneficios, y cuando se combina con estimas de costes, permite un análisis de costo-beneficio (CBA son las siglas en inglés) de las acciones de restauración a desarrollar. Los resultados obtenidos sugieren que los métodos de restauración pasiva son probablemente rentables, pero que los altos costes de los métodos de restauración activa pueden, a menudo, superar los beneficios. Otro resultado clave es que la rentabilidad varía en el paisaje; puede haber sitios dentro de un paisaje dado donde incluso los métodos activos pueden ser rentables (**Recuadro 11.1**; Birch *et al.,* 2010). Claramente, se necesita más información sobre la rentabilidad relativa de los diferentes métodos de restauración en diferentes contextos y sobre el riesgo relativo que tienen de fracasar.

El análisis de costo-beneficio de las iniciativas de restauración está, por lo tanto, en su infancia, y los análisis presentados aquí deben verse como prelimares. Además, éstos se basan en varios supuestos (Birch *et al.,* 2010) y están, por lo tanto, asociados a cierto grado de incertidumbre. En el futuro, la investigación clave necesita incluir el análisis de la relación entre la provisión de servicios ecosistémicos y la condición de los ecosistemas; las interacciones y las retroalimentaciones entre los diferentes servicios; y el potencial necesario para decidir entre diferentes servicios ecosistémicos, y entre los servicios ecosistémicos y la biodiversidad. Tampoco se comprenden bien la dinámica temporal de los flujos de los ecosistemas; algunos de los beneficios de la restauración podrían tardar muchos años en ser aparentes. En particular, el proceso de dar valor a los servicios ecosistémicos está sujeto a una gran incertidumbre, y actualmente hay muy poca información disponible respecto a la distribución de los beneficiarios de los diferentes servicios. Garantizar la distribución equitativa de costes y beneficios de la restauración es, probablemente, uno de los desafíos clave a los que se enfrenta cualquier iniciativa de RPF en el futuro.

5. ¿Cómo puede hacerse frente a los costes de la RPF?

Son necesarios mecanismos financieros para cubrir el coste de las acciones de restauración, para compensar a los propietarios por cualquier pérdida de sus ingresos y para proporcionar un incentivo a los propietarios por participar en las acciones de restauración. El problema de financiar las iniciativas de restauración es muy conocido, y diferentes estudios publicados recientemente exploran opciones potenciales (Holl y Howarth, 2000; Milton *et al.,* 2003; Clewell y Aronson, 2007; Goldstein *et al*., 2008; Janzen, 2002). Los enfoques potenciales incluyen la mejora de los mercados y los esquemas de pago por los servicios ecosistémicos (Jack *et al.,* 2008). En los estudios de caso examinados aquí, apenas existen experiencias respecto a la introducción o efectividad de tales esquemas, al menos en el contexto de la restauración del bosque seco. Tales esquemas deberían idealmente basarse en un análisis claro del valor de los diferentes servicios ecosistémicos (**Recuadro 11.1**) aunque, de nuevo, identificar una distribución adecuada de los beneficios representa un reto importante.

Un mecanismo particularmente destacado es el REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación del bosque), cuyo fin es ofrecer incentivos para los países en vías de desarrollo que inviertan en esquemas de desarrollo sostenible bajo en carbono (**Recuadro 11.4**). Desarrollado por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC), el REDD proporciona un mecanismo de financiación potencial para apoyar las actividades de restauración forestal, como una contribución con la finalidad de mejorar las reservas de carbono forestal. Los ingresos podrían ser generados por el mercado global de carbono, que ha alcanzado 125 billones de dólares americanos en 2008; la financiación para el REDD en sí ya ha alcanzado los 6 billones de dólares americanos (Stickler *et al.,* 2009). REDD+ esencialmente ofrece una oportunidad a los países interesados en todo el mundo de contribuir financieramente a la restauración forestal. Sin embargo, el mecanismo ha sido criticado porque se enfoca en un solo servicio ecosistémico (carbono), lo que implica la posibilidad de que otros servicios y cuestiones sociales pudieran ser abandonados o afectados negativamente (Stickler *et al.,* 2009). Los impactos sociales negativos potenciales incluyen la pérdida de los medios de vida o la pérdida de acceso a las tierras que están siendo restauradas, un riesgo que es particularmente alto en áreas donde la propiedad de la tierra es insegura. Este aspecto pone de relieve la necesidad de un entorno institucional y regulador apropiado para apoyar la implementación de las actividades de restauración y para maximizar los beneficios locales.

Recuadro 11.4 Implicaciones del REDD+ en la restauración del paisaje forestal

Lera Miles

En la 11ª Conferencia de las Partes (COP) de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) en 2005, Papúa Nueva Guinea y Costa Rica, con el apoyo de otros ocho países en vías de desarrollo (incluido Chile), incluyeron un punto en la agenda para tratar la '*reducción de las emisiones de la deforestación en países en vías de desarrollo y métodos para estimular la acción*'. Desde el 2005, su alcance se ha ampliado dos veces, primero a la 'Reducción de las emisiones por la deforestación y degradación de los bosques' (REDD), y más tarde para cubrir también las emisiones y el secuestro de carbono de otras actividades forestales. En la COP13 del 2007, las partes acordaron fortalecer los esfuerzos en el REDD (UNFCCC, 2007). Durante este periodo de tiempo, se han establecido varios fondos internacionales y bilaterales para apoyar a los países en vías de desarrollo en su preparación para el REDD.

En la reunión del UNFCCC COP15 en 2009, el Acuerdo de Copenhague, concertado por un subgrupo de países importantes (UNFCCC, 2009a), se mencionó el REDD. También hubo una Decisión sobre una guía metodológica para el REDD, que formalmente amplió el alcance para incluir otras actividades forestales, por lo que las Partes están ahora discutiendo el REDD+ (UNFCCC, 2009b). COP16 en 2010 hizo más progresos, requiriendo que los países en vías de desarrollo interesados en REDD+ trabajen en estrategias, niveles de referencia de emisiones, seguimiento de los bosques y en una lista específica de salvaguardas sociales y ambientales. También adoptó la visión del Acuerdo de Copenhague de limitar el aumento de la temperatura media global a menos de 2ºC. Las Partes están discutiendo todavía los objetivos de emisiones después de 2012 que se necesitan para cumplir esta visión.

REDD+ comprende la siguiente lista de actividades (UNFCCC 2010):

(a) Reducir las emisiones por la deforestación;

(b) Reducir las emisiones por la degradación forestal;

(c) Conservar las reservas forestales de carbono;

(d) La gestión sostenible del bosque;

(e) Aumentar las reservas forestales de carbono.

Por lo tanto, las actividades de restauración forestal, la repoblación forestal y la reforestación podrían ser elegibles en la categoría 'mejorar las reservas forestales de carbono'.

Existe un acuerdo común en que un país en vías de desarrollo sería recompensado sobre la base de los cambios en su balance de carbono forestal, aunque no hay una decisión sobre si el mecanismo financiero implicado debe estar basado en el mercado o en los fondos. Todavía hay que negociar si las diferentes actividades, de la (a) a la (e), serán notificadas y compensadas de la misma manera. Algunas partes desean que exista una distinción entre las actividades que reducen emisiones, y aquellas, como la restauración forestal, que secuestran carbono; quizá con las actividades REDD entrando en el mercado del carbono, pero la conservación y la mejora dependiendo de un fondo. Otras partes prefieren un enfoque que considere el carbono forestal total, con un solo método y fuente de financiación.

A medida que las negociaciones avanzan, la Convención ha pedido a los países que lleven a cabo, de forma voluntaria, un trabajo preparatorio piloto hacia la REDD+. La financiación de estas actividades está disponible, para los países seleccionados, a través del Fondo Cooperativo para el Carbono Forestal del Banco Mundial (FCPF), el Programa UN-REDD y otros acuerdos bilaterales. Los proyectos piloto a nivel de lugar y a nivel subnacional también están financiados por las ONGs y el sector privado.

Recuadro 11.4 (cont.)

La mayor parte de los fondos REDD+ están actualmente disponibles a través del FCPF, la UN-REDD y otras fuentes dirigidas a impulsar la 'preparación-REDD', es decir, apoyar el desarrollo de estrategias nacionales para la implementación del REDD+, proyectos piloto ('demostración') y sistemas de seguimiento del carbono.

Las estrategias de preparación cubren el uso apropiado de la financiación del carbono para conseguir la reducción de emisiones, y algunas veces conseguir co-beneficios como la biodiversidad.

Tabla 1 Participación Nacional en los mecanismos de preparación del REDD y la Coalición de Naciones con Bosque Tropical (UN-REDD, 2009; World Bank, 2009).

País	Fondo Cooperativo para el Carbono Forestal (FCPF)	Programa UN-REDD
Argentina	Sí – aceptado en octubre de 2008	Se unió en octubre de 2009
Chile	Sí – aceptado en marzo de 2009	Sin compromiso formal
México	Sí – aceptado en julio de 2008	Se unió en febrero de 2010

Todos los países del proyecto Reforlan (Argentina, Chile y México) están entre los 37 países en vías de desarrollo aceptados para recibir apoyo del FCPF (**Tabla 1**). México fue el primero en unirse, y es el país más avanzado en su progreso con el Banco Mundial. El FCPF tiene un enfoque en dos fases, con una fase inicial de Preparación del Mecanismo y una fase posterior para establecer el Mecanismo de Financiamiento de Carbono. Cada país ha presentado una Nota sobre la Idea del Plan de Preparación (R-PIN son las siglas en inglés) que esboza las actividades que proponen en la primera fase. Argentina y México también han enviado una Propuesta de Preparación para un financiamiento más completo. El FCPF prevé el financiamiento de las actividades de reforestación y restauración, y entre sus objetivos se incluye el ensayo de formas para mantener o mejorar la forma de vida de las comunidades locales y conservar la biodiversidad en el marco de REDD+.

Argentina y México también se han unido al Programa UN-REDD. Todavía no se han asignado fondos para permitir la participación completa de países como los que se unieron después de la primera fase piloto del Programa UN-REDD, pero recientemente se han anunciado varias fuentes adicionales de fondos para el Programa. El Programa UN-REDD tiene como objetivo apoyar la gama completa de actividades de REDD+, haciendo gran hincapié en los "múltiples beneficios" del REDD como la biodiversidad. Las actividades de restauración forestal deben ser viables en el Programa siempre que formen parte del Plan Nacional de un país De los tres países, México parece ser de los más dispuestos a contemplar los esfuerzos de restauración forestal como parte de su programa REDD+. En su R-PIN, México describe su Programa de Estrategia Forestal para 2000–2025, así como diferentes iniciativas que promueven la reforestación mediante plantaciones comerciales y la restauración forestal. Éste afirma que '*se espera que la reforestación y las plantaciones comerciales tengan un efecto a medio y largo plazo*', proporcionando una fuente alternativa de productos forestales, y sugiere '*la incorporación de la conservación y la restauración de los ecosistemas en las políticas sectoriales ajenas al sector forestal, como el agrícola o el transporte*'. El R-PIN de Argentina menciona su Programa Nacional para la Protección de los Bosques Nativos, cuyos objetivos incluyen '*los planes de reforestación y restauración para bosques nativos degradados*', pero no incluye explícitamente estas medidas como parte de su propuesta de aplicación del REDD. El R-PIN de Chile no menciona el tema.

En general, el panorama del REDD+ puede ser confuso, con modelos emergentes que van desde un enfoque de arriba hacia abajo, concentrándose en cambios en la política forestal nacional y cambios en las instituciones, hasta un enfoque basado en proyectos, con el objetivo de ensayar medidas de REDD+ antes de su ampliación a nivel nacional. La restauración forestal podría formar parte de estos enfoques, aunque es probable que sólo sea una medida común

Recuadro 11.4 (cont.)

del REDD+ en regiones o países donde los beneficios del carbono son probablemente más rentables que las reducciones equivalentes en la deforestación. Los países que todavía están siendo rápidamente deforestados dudosamente verán la restauración forestal como un objetivo urgente, a menos que la deforestación esté dando productos de muy alto valor, y por lo tanto sería especialmente costosa de limitar. Los retos para los profesionales de la restauración forestal, a medida que las políticas nacionales de REDD+ se desarrollan, probablemente incluirán:

- garantizar que las repoblaciones forestales y las reforestaciones den prioridad a la restauración sobre el desarrollo de plantaciones comerciales
- garantizar que la selección de nuevas áreas forestales cumplan con los objetivos de conservación y de secuestro de carbono
- garantizar que las metodologías de conservación, incluyendo la selección de especies y la gestión del lugar en curso, cumplan (o no dañen) los objetivos de conservación local
- identificar oportunidades para proponer proyectos de restauración específicos con objetivos duales de conservación y carbono en el marco REDD+
- demostrar el valor de los co-beneficios derivados de la restauración ecológica para ayudar a cada uno de los objetivos anteriores . Un riesgo específico para los ecosistemas de bosque seco es que existe la percepción, en comparación con los bosques húmedos, de que no son especialmente valiosos para almacenar carbono, y por lo tanto no son un objetivo de los esfuerzos del REDD+. A corto plazo, sería valioso identificar, revisar y subrayar las estimas existentes de las reservas de carbono en los ecosistemas de bosque seco en comparación con los usos alternativos del suelo en estas áreas. A largo plazo, claramente se necesitan más datos sobre este tema, incluyendo la cantidad de carbono en la biomasa aérea y subterránea, y el carbono del suelo en la medida que éste es vulnerable a los cambios en el uso del suelo.

Además, existe un vacío de conocimiento respecto a la posible respuesta de las reservas de carbono en los bosques y los usos alternativos del suelo para el calentamiento global. Los gestores del sitio pueden tener una mejor idea de su localización y de las posibles respuestas a un cierto grado de calentamiento, por ejemplo, mediante restricciones hidrológicas al secuestro de carbono. Los riesgos y oportunidades relacionados dependen claramente del sitio y del clima – en algunos sitios puede ser posible argumentar que la restauración forestal reducirá las emisiones en un escenario de calentamiento en comparación con el rendimiento de la cobertura de suelo existente.

En conclusión, es crítico para los profesionales de la conservación prestar atención al desarrollo de las posiciones de negociación nacional y de los marcos de políticas del REDD+. Fácilmente, pueden surgir consecuencias involuntarias si los negociadores se centran en el carbono en vez de en la gama completa de servicios ecosistémicos.

(Adaptado de Miles, 2011)

Algunas recomendaciones tentativas para la política y la práctica

Los capítulos anteriores han presentado diferentes recomendaciones para apoyar la implementación práctica de la RPF (Capítulos 2–9), incluyendo la creación de un entorno normativo propicio (Capítulo 10), basado en la investigación de los resultados obtenidos. Para cerrar este capítulo, se proporcionan algunas recomendaciones adicionales. Éstas no están siempre apoyadas por una base de evidencias sólidas y, por lo tanto, se caracterizan por un alto grado de incertidumbre. Más bien, estas recomendaciones reflejan las preocupaciones de los colaboradores de la investigación implicados en el proyecto ReForLan,

que han surgido en los debates de los talleres del proyecto. Por lo tanto, estas recomendaciones deben ser consideradas como provisionales, aunque están respaldadas por las experiencias prácticas obtenidas durante la aplicación de este proyecto de investigación.

- *Reconocer el valor de los bosques secos degradados*. Incluso los bosques degradados proporcionan servicios ecosistémicos valiosos, y son de valor para la biodiversidad. Los bosques degradados deben ser protegidos y restaurados. Una vez que son completamente deforestados, los sitios serán mucho más difíciles y caros de restaurar. Los interesados deben ser animados a comprometerse con tal protección.
- *Aumentar la conectividad de los bosques secos*. Los bosques secos han sido intensamente fragmentados por las actividades humanas, lo que probablemente perjudica su funcionamiento ecológico y resiliencia. La restauración futura debe buscar maximizar la conectividad del bosque en un paisaje. La priorización de las áreas para la restauración debe considerar la conectividad como el criterio más importante, desde un punto de vista ecológico.
- *La biodiversidad es más que la riqueza de especies*. Algunas áreas forestales tienen una riqueza de especies baja, pero aún así tienen un alto valor desde la perspectiva de la conservación de la biodiversidad. La presencia de especies amenazadas, valiosas o endémicas debe ser usada para priorizar los bosques para la restauración, incluso si la riqueza global de especies es baja. Los resultados de la investigación indicaron que el valor de los servicios ecosistémicos proporcionados por los bosques pobres en especies puede ser tan alto, o incluso más alto, que el de aquellos que son más ricos en especies.
- *Reducir la perturbación humana en las áreas de bosque seco*. La restauración tiene menos probabilidad de tener éxito en los sitios perturbados. Para aumentar el éxito de los esfuerzos de restauración, existe la necesidad de reducir la perturbación humana. Por otro lado, se reconoce que la perturbación es beneficiosa para algunas especies. Por lo tanto, la perturbación necesita ser gestionada cuidadosamente, sin impedirse por completo.
- *Restaurar y mantener la heterogeneidad*. Si la diversidad de ecosistemas en un paisaje es alta, es probable que la provisión de servicios ecosistémicos sea mayor, y por lo tanto, los beneficios para la gente también sean mayores. Hay un riesgo de que las acciones de restauración puedan reducir la heterogeneidad del ecosistema a escala de paisaje; esto debe evitarse.
- *Los bosques secos son particularmente importantes para la provisión de servicios ecosistémicos*. Evidencias preliminares han puesto de relevancia el valor de los bosques secos para servicios como la producción de leña, carbón, forraje para el ganado y de productos forestales no madereros. Las perspectivas de las comunidades locales son una fuente esencial de información respecto al valor de tales servicios. Se necesita más evidencia para documentar estos valores con mayor detalle. Los medios de vida humanos en las áreas secas pueden ser particularmente vulnerables y marginales, y particularmente dependientes de los servicios proporcionados por los bosques nativos.
- *La heterogeneidad topográfica puede otorgar elasticidad frente al cambio climático*. Las zonas secas localizadas cerca de áreas donde existe una heterogeneidad topográfica alta pueden tener mayor elasticidad frente al cambio climático, debido a que las especies tienen mayor capacidad de responder de manera dinámica a los cambios en las condiciones climáticas. La conectividad es también clave en este contexto, ya que proporciona vías de migración. La RPF debe, por lo tanto, aumentar la elasticidad frente al cambio climático.
- *Implicar a las comunidades locales*. El éxito de las prácticas de restauración depende del compromiso de la comunidad local. ¿Cómo puede lograrse el éxito de la mejor manera posible? Los incentivos financieros no funcionan necesariamente. Más bien,

existe la necesidad de conocer a las comunidades y sus necesidades. Su implicación como parte interesada en el proceso de planificación es, por lo tanto, clave. Es necesario que se reconozcan los esfuerzos ya hechos por algunos propietarios para restaurar los bosques (por ej. mediante la reducción de los impuestos). La concesión de créditos a las comunidades podría ser valioso. Es importante que cualquier incentivo o recompensa estén correctamente orientados para asegurar que no actúan como incentivos perversos (por ej. usos del suelo competitivos). Si se proporcionan incentivos, tienen que estar correctamente dirigidos, y sus efectos tienen que ser vigilados. La comunidad científica debe implicarse en el seguimiento de la restauración y su auditoría.

- *Incorporar la RPF en la ordenación del territorio*. La RPF debe ser incorporada como un elemento de enfoque integrado en la ordenación del territorio. La comunidad científica debe proporcionar orientación para estos esfuerzos de planificación. La restauración forestal puede estar integrada con otros usos del suelo.
- *Supervisar las iniciativas de la RPF*. Con la finalidad de evaluar si la RPF es rentable, es necesario supervisar de cerca la aplicación de las iniciativas de restauración. Esto requiere del uso de indicadores apropiados. Aunque se han propuesto algunos indicadores (**Recuadro 11.5)**, es necesario que éstos se comprueben y validen.

Recuadro 11.5 Indicadores para supervisar la aplicación de las iniciativas de Restauración del Paisaje Forestal

Estos indicadores fueron identificados durante un taller del proyecto, en el contexto del desarrollo de herramientas para hacer un seguimiento de la efectividad de las acciones de restauración. Ésta es una lista provisional, y no representa un consenso entre los participantes del taller. Es necesario investigar más para refinar, comprobar y validar los indicadores presentados aquí. Cabe señalar que algunos de estos indicadores serían difíciles de medir en la práctica y, por lo tanto, puede que sea necesario buscar medidas relacionadas que sí se puedan medir, valga la redundancia, para ser usados como alternativa.

Estructura del bosque

- Riqueza y composición de especies
- Configuración espacial y cantidad de cobertura forestal
- Presencia de especies amenazadas
- Presencia de especies clave
- Presencia de especies paraguas
- Presencia de especies endémicas
- Estructura demográfica y genética
- Diversidad genética

Función del bosque

- Infiltración y ciclo del agua
- Calidad del suelo
- Ciclo de nutrientes
- Poblaciones viables de especies indicadoras

- Regeneración natural
- Régimen de perturbación
- Microclima
- Condición del hábitat
- Interacciones planta-animal
- Presencia de polinizadores
- Almacenamiento de carbono
- Flujo de genes
- Endogamia

Beneficios de la restauración

- Estado de los medios de vida de la gente – ingresos, salud, educación
- Suministro de agua
- Protección frente a inundaciones
- Protección y fertilidad del suelo
- Provisión de servicios – madera, leña, alimentos, comestibles, fibras, medicinas
- Calidad del aire
- Valor para el ecoturismo, entretenimiento
- Valores culturales y espirituales
- Conciencia ambiental

Conclusiones

Uno de los objetivos de la investigación científica es identificar generalidades. Esto es particularmente difícil en el caso de los bosques secos, ya que en cada aspecto – régimen de perturbación, patrones de diversidad, estructura y composición, contexto socioeconómico y cultural – nuestra investigación ha demostrado la gran importancia que tiene el contexto social. Teniendo en cuenta esto, los enfoques para la restauración forestal necesitan ser flexibles, y deben ser adaptados a las condiciones y características particulares de cada lugar donde ésta es aplicada.

Mientras que nuestra investigación ha documentado altas tasas de pérdida y degradación del bosque seco, así como una perturbación antropogénica intensa en muchas de las masas forestales remanentes, también hemos demostrado el potencial que tiene el bosque seco de recuperarse. Los métodos de restauración del paisaje forestal pueden, por lo tanto, jugar un papel positivo en la conservación y gestión sostenible de este tipo de bosque, de gran importancia a nivel global. Además, nuestra investigación sugiere que la restauración forestal puede ser rentable, al menos en algunas situaciones en las que el aumento en los beneficios proporcionados a la gente puede compensar los gastos realizados. Esto es consistente con revisiones recientes que ponen de relieve la viabilidad de la restauración ecológica (Jones y Schmitz, 2009),

y los beneficios potenciales de ésta para la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Rey Benayas *et al.*, 2009).

Cualquier acción de restauración tendrá costes. Estos pueden ser significativos, pero pueden potencialmente ser resueltos usando nuevos mecanismos de financiación, como los esquemas que apoyan el pago de los servicios ecosistémicos. Los esfuerzos futuros de restauración necesitan asegurar que los costes y los beneficios estén distribuidos de manera equitativa.

Los bosques secos de América Latina son importantes para la conservación a nivel mundial, aunque también tienen un alto valor para las comunidades locales y otras partes interesadas. Mientras que los métodos de restauración pueden contribuir potencialmente de manera positiva al desarrollo sostenible de las regiones secas, es necesario que se reconozca el gran valor que tienen los bosques secos que aún quedan. Es urgente proteger los bosques secos existentes, incluso aquellos que están degradados.

Referencias bibliográficas

Aronson, J., Milton, S.J., Blignaut, J. (eds.) 2007. Restoring natural capital science, business, and practice. Island Press, Washington, DC.

Balmford, A., Rodrigues A.S.L, Walpole, M., ten Brink, P., Bratt, L., Groot, R.D. 2008. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: scoping the science. European Commission (contract: ENV/070307/2007/486089/ETU/B2), University of Cambridge, UK.

Birch, J.C., Newton, A.C., Aquino, C.A., Cantarello, E., Echeverría, C., Kitzberger, T., Schiappacasse, I., Garavito, N.T. 2010. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. PNAS 107: 21925–21930.

Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.). 1995. Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, Cambridge, UK: pp. 1–8.

Clewell, A.F., Aronson, J. 2007. Ecological restoration. Principles, values, and structure of an emerging profession. Island Press, Washington, DC.

Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. Frontiers in Ecology and the Environment 7: 21–28.

Dobson, A.P., Bradshaw, A.D., Baker, A.J.M. 1997. Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. Science 277: 515–522.

Dudley, N. 2007. Impact of forest loss and degradation on biodiversity. En: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.), Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer, New York, USA: pp. 17–21.

Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., de Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., Harlow, J., Jefferiss, P., Kirkby, C., Morling, P., Mowatt, S., Naidoo, R., Paavola, J., Strassburg, B., Yu, D., Balmford, A. 2008. Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. Ecological Applications 18: 2050–2067.

Gasana, J. 2007. Monitoring and evaluating site-level impacts. En: Rietbergen-McCracken,

J., Maginnis, S., Sarre, A. (eds.). The forest landscape restoration handbook. Earthscan, London, UK: pp. 14–148.

Goldstein, J.H., Pejchar, L., Daily, G.C. 2008. Using return-on-investment to guide restoration: a case study from Hawaii. Conservation Letters 1: 236–243.

González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Newton, A.C., Rey-Benayas, J.M., Camacho-Cruz, A., Armesto, J.J., Lara, A., Premoli, A., Williams-Linera, G., Altamirano, A., Alvarez-Aquino, C., Cortés, M., Galindo-Jaimes, L., Muñiz, M.A., Núñez, M., Pedraza, R.A., Rovere, A.E., Smith-Ramírez, C., Thiers, O., Zamorano, C. 2007. Restoration of forest ecosystems in fragmented landscapes of temperate and montane tropical Latin America. En: Newton, A.C. (ed.), Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes. The forests of montane Mexico and temperate South America. CABI Publishing, Wallingford, Oxford, UK.

Holl, K. D., Howarth, R.B. 2000. Paying for restoration. Restoration Ecology 8: 260–267.

Jack, B.K., Kousky, C., Sims, K.R.E. 2008. Designing payments for ecosystem services: lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. PNAS 105 (28): 9465–9470.

Janzen, D.H. 1988. Tropical dry forests the most endangered major tropical ecosystem. En: Wilson, E.O. (ed.), Biodiversity. National Academy Press, Washington: pp. 130–137.

Janzen, D.H. 2002. Tropical dry forest restoration: Area de Conservación Guanacaste, northwestern Costa Rica. En: Perrow, M.R., Davy, A.J., (eds.), Handbook of ecological restoration. Vol. 2. Restoration in practice. Cambridge University Press, Cambridge: pp. 559–584.

Jones, H.P., Schmitz, O.J. 2009. Rapid recovery of damaged ecosystems. PLoS ONE 4:e5653. doi: 10.1371/journal.pone.0005653

Lamb, D., Erskine, P.D., Parrotta, J.A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. Science 310: 1628–1632.

Lamb, D., Gilmour, D. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN and WWF International, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Maginnis, S., Jackson, W. 2007. What is FLR and how does it differ from current approaches? En: Rietbergen-McCracken, J., Maginnis, S., Sarre, A. (eds.), The forest landscape restoration handbook. Earthscan, London, UK: pp. 5–20.

Mansourian, S. 2005. Overview of forest restoration strategies and terms. En: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.), Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer, New York, USA: pp. 8–16.

Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. 2005. Forest restoration in landscapes: beyond planting trees. Springer, New York, USA.

Margules, C.R., Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. Nature 405: 243–253.

McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E. 2002. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. University of Massachusetts, Landscape Ecology Program Web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

Miles, L. 2011. Implications of the REDD negotiations for forest restoration. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge.

Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J.E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. Journal of Biogeography 33: 491–505.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005a. Ecosystems and human well-being: current state and trends. Findings of the Condition and Trends Working Group. World Resources Institute, Washington, DC.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005b. Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

Milton, S.J., Dean, W.R.J., Richardson, D.M. 2003. Economic incentives for restoring natural capital in southern African rangelands. Frontiers in Ecology and the Environment 1:247–254.

Mladenoff, D.J. 2004. LANDIS and forest landscape models. Ecological Modelling 180: 7–19.

Nellemann, C., Corcoran, E. (eds). 2010. Dead Planet, Living Planet – biodiversity and ecosystem restoration for sustainable development. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. www.grida.no

Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. Frontiers in Ecology and the Environment 7: 4–11.

Newell, R.G., Pizer, W.A. 2003. Discounting the distant future: how much do uncertain rates increase valuations? Journal of Environmental Economics and Management 46: 52–71.

Newton, A.C. (2007). Forest ecology and conservation. A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford.

Orsi, F., Geneletti, D., Newton, A.C. 2010. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. Ecological Indicators. doi:10.1016/j.ecolind.2010.06.001

Peters, R.H. 1991. A critique for ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Rees, W.E., Farley, J., Vesely, E., de Groot, R. 2007. Chapter 26. Valuing natural capital and the costs and benefits of restoration, En: Aronson, J., Milton, S.J., Blignaut, J.N. (eds.), Restoring natural capital. Science, business, and practice. Island Press, Washington, D.C.: pp. 227–236.

Rey Benayas, J.M., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. Science 325:1121–1124.

Rietbergen-McCracken, J., Maginnis, S., Sarre, A. 2007. The forest landscape restoration handbook. Earthscan, London, UK.

Roberts, L., Stone, R., Sugden, A. 2009. The rise of restoration ecology. Science 325: 555–555.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2010. Global Biodiversity Outlook 3. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal. 94pp.

Stickler, C.M., Nepstad, D.C., Coe, M.T., McGrath, D.G., Rodrigues, H.O., Walker, W.S., Soares, B.S., Davidson, E.A. 2009. The potential ecological costs and cobenefits of REDD: a critical review and case study from the Amazon region. Global Change Biology 15: 2803–2824.

Stockwell, D.R.B., Peters, D.P. 1999. The GARP modelling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. International Journal of Geographic Information Systems 13: 143–158.

Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M., Chang, A. 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *PNAS* **105:** 9457–9464.

TEEB. 2009. TEEB Climate Issues Update. September 2009. Available at http://www.teebweb.org/InformationMaterial/TEEBReports/tabid/1278/language/en-US/Default.aspx.

UNFCCC. 2007. Decision 2/CP.13. Reducing emissions from deforestation in developing countries: approaches to stimulate action. FCCC/CP/2007/6/Add.1. http://unfccc.int/resource/docs/2007/cop13/eng/06a01.pdf#page=8

UNFCCC. 2009a. Decision 2/CP.15. Copenhagen Accord. FCCC/CP/2009/11/Add.1 http://unfccc.int/resource/docs/2009/cop15/eng/11a01.pdf#page=4.

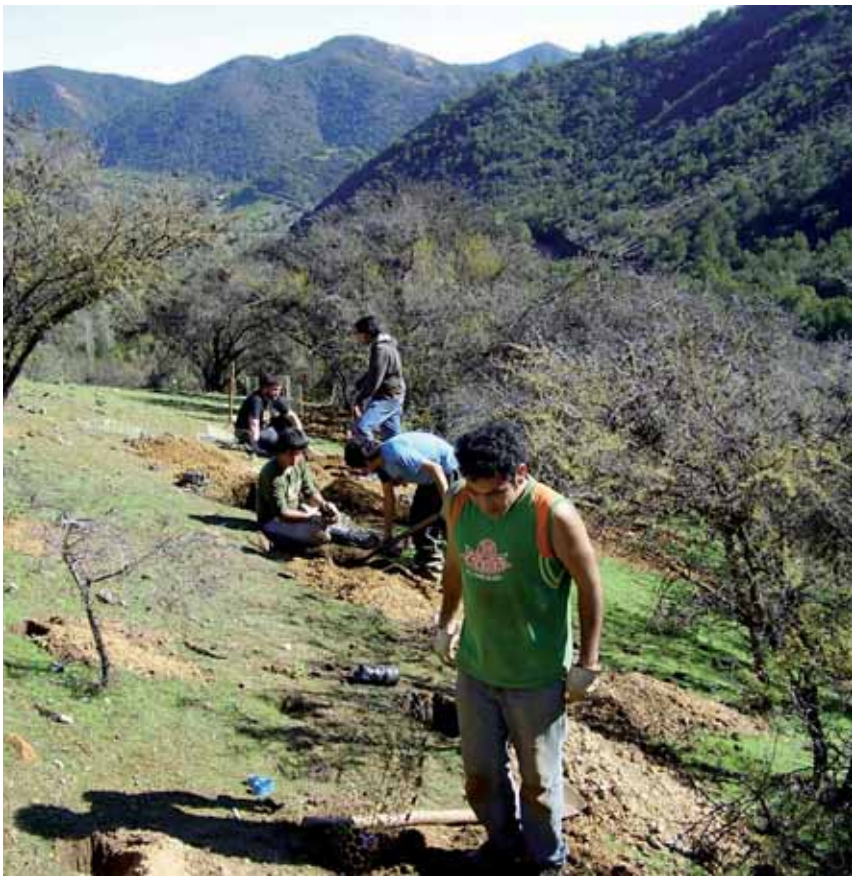
UNFCCC. 2009b. Decision 4.CP.15. Methodological guidance for activities relating to reducing emissions from deforestation and forest degradation and the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks in developing countries. FCCC/CP/2009/11/Add.1 http://unfccc.int/resource/docs/2009/cop15/eng/11a01.pdf#page=11.

UNFCCC. 2010. The Cancun Agreements: Outcome of the work of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action under the Convention. Section 3C and Appendix 1. FCCC/CP/2010/7/Add.1 (http://unfccc.int/resource/docs/2010/cop16/eng/07a01.pdf).

UNFCCC COP 15, Copenhagen, December 2009. Advance unedited version. http://unfccc.int/files/na/application/pdf/cop15_ddc_auv.pdf

UN-REDD. 2009. Report of the third policy board meeting, Washington D.C.

World Bank. 2009. Forest carbon partnership facility FY2009 annual report. http://www.forestcarbonpartnership.org/fcp/sites/forestcarbonpartnership.org/files/Documents/PDF/Dec2009/FCPF_FY09_Annual_Report_12–08–09.pdf



UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA

SEDE MUNDIAL
Rue Mauverney 28
1196 Gland, Suiza
Tél +41 22 999 0000
Fax +41 22 999 0020
www.iucn.org